



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA - UFBA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

Doutorado em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores

DANILO SABINO DA SILVA LIMA

**A INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS, USO DA
TERRA E CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM NA
DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO MACACO-PREGO-DO-PEITO-
AMARELO**

Salvador, Julho de 2022

DANILO SABINO DA SILVA LIMA

**A INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS, USO DA
TERRA E CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM NA
DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO MACACO-PREGO-DO-PEITO-
AMARELO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores, como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutor em Ecologia: Teoria, Aplicação e Valores.

Orientador: Dr. Hilton Ferreira Japyassú

Salvador, Julho de 2022



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA: TEORIA, APLICAÇÃO E VALORES



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA

Rua Barão de Jeremoabo, s/n. Ondina – Salvador – Bahia – CEP. 40.170-000

ATA DA SESSÃO PÚBLICA DO COLEGIADO DO PPG EM ECOLOGIA: TEORIA APLICAÇÃO E VALORES - INSTITUTO DE BIOLOGIA – UFBA

Título de Tese: “A INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS, USO DA TERRA
E CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM NA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO
MACACO-PREGO-DO-PEITO-AMARELO”

Doutorando: **Danilo Sabino Da Silva Lima**

Orientador: **Prof. Dr. Hilton Ferreira Japyassú**

De acordo com o regimento geral da UFBA e com o regimento interno deste programa de pós-graduação, foram iniciados os trabalhos da Comissão Examinadora, composta pelo professor Dr. Hilton Ferreira Japyassú (Presidente), Dr. Sidney Feitosa Gouveia, Dra. Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva, Dr. Gustavo Rodrigues Canale e Dr. Raone Beltrão Mendes às 14:04 h do dia 15 de agosto de 2022. O doutorando fez a apresentação oral de sua tese durante 49 minutos. Após o encerramento das arguições, às 18:21 horas, a Comissão Examinadora pronunciou-se pela sua aprovação, conforme parecer em anexo. Esta Ata será assinada pelos membros da Comissão Examinadora e deste Colegiado de curso, para compor o processo de emissão do diploma.

Salvador, 15 de agosto de 2022.

COMISSÃO EXAMINADORA

Membro: Prof. Dr. Hilton Ferreira Japyassú
Universidade Federal da Bahia



Documento assinado digitalmente

SIDNEY FEITOSA GOUVEIA

Data: 22/08/2022 11:50:31-0300

Verifique em <https://verificador.itl.br>

Membro: Prof. Dr. Sidney Feitosa Gouveia
Universidade Federal de Sergipe



Documento assinado digitalmente

LUISA MARIA VIEGAS BECERRA URTIAGA

Data: 31/08/2022 08:55:20-0300

Verifique em <https://verificador.itl.br>

Membro: Profa. Dra. Luisa Maria Diele Viegas
Universidade Federal da Bahia



Documento assinado digitalmente

GUSTAVO RODRIGUES CANALE

Data: 07/09/2022 16:18:57-0300

Verifique em <https://verificador.itl.br>

Membro: Prof. Dr. Gustavo Rodrigues Canale
Universidade Federal de Mato Grosso



Documento assinado digitalmente

RAONE BELTRAO MENDES

Data: 06/09/2022 14:39:22-0300

Verifique em <https://verificador.itl.br>

Membro: Prof. Dr. Raone Beltrão Mendes
Universidade Federal de Sergipe

Epígrafe



Aos meus pais, Almir e Ventura!

Agradecimentos

O doutorado não é para qualquer um. Precisa ter foco e determinação para se dedicar a uma pesquisa com o objetivo de trazer novas descobertas sobre um tema a ser explorado. Muitas vezes o futuro doutor leva de quatro a cinco anos para concluir esse estudo e precisa abdicar de muitas coisas. E essa abdicção só é possível, se tivermos uma grande rede de apoio. É por isso que, a realização desta tese de doutorado contou com importantes apoios e incentivos sem os quais não teria se tornado uma realidade.

Agradeço primeiramente a Deus, por todas as portas que vêm abrindo em minha vida, e por ter me oportunizado a realização de mais esta conquista.

Agradeço aos meus pais e ao meu irmão, que muitas vezes se doaram e renunciaram aos seus sonhos, para que eu pudesse realizar os meus. Quero dizer que essa conquista não é só minha, mas nossa. Sem eles nenhuma realização de minha vida seria possível. Agradeço especialmente à minha amada mãe, Maria Boaventura, que dedicou todo o amor, força e coragem para que eu chegasse até aqui. Por ter sempre me guiado em todos os meus passos e escolhas, e ser sempre um exemplo de caráter, humildade e dedicação.

Agradeço ao meu namorado, Gabriel Barney, pelo companheirismo e incentivo. Por ter sido apoio nos momentos em que mais precisei. Obrigado por dividir comigo teu caráter, tua bondade que me auxiliam a repensar minhas atitudes e convicções de mundo. Obrigado pelos momentos maravilhosos que dividimos e por ser uma inspiração pessoal.

Agradeço ao meu amigo/irmão José Raimundo (Junior) e tia Mara, por todo acolhimento, ajuda, carinho e incentivo. Obrigado por não terem me deixado desistir. A vocês, a minha eterna gratidão!

Ao meu orientador, Dr. Hilton Japyassú, pela confiança, orientação, apoio e incentivo, agradeço imensamente aos ensinamentos valiosos que me deu, e que com toda certeza, levarei para toda a vida.

Aos meus co-orientadores Patrícia Izar e Ricardo Dobrovolski, por todo o apoio fornecido para a realização deste trabalho. Agradeço pela confiança, pela paciência e por prontamente me ajudar sempre que o procurei. Eu realmente aprendi muito com vocês.

Agradeço especialmente à Daniel Gonçalves-Souza pelo incentivo, apoio e pela dedicação do seu tempo ao meu projeto de pesquisa. Sem você, boa parte desta tese não teria sido possível.

Aos NuEVissimos, que estiveram ao meu lado sempre, durante esses quatro anos de caminhada. Obrigado pela amizade e conhecimentos compartilhados. Em especial, agradeço a

meus amigos Dafne Paulina e Rafael Paulino, que estiveram juntos comigo, compartilhando todas as dúvidas e dificuldades, desde o início da realização deste trabalho.

A todos os colegas e professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pelo apoio constante e ensinamentos.

A todos da minha família que, de alguma forma, incentivaram-me na constante busca pelo conhecimento.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pelo apoio financeiro.

E a todos aqueles que, de alguma forma, estiveram e estão próximos de mim, fazendo esta vida valer cada vez mais a pena. Saibam que, hoje, eu vivo uma realidade que parece um sonho, mas foi preciso muito esforço, determinação, paciência e perseverança para chegar até aqui, mesmo sabendo que ainda não cheguei ao fim da estrada, pois ainda há uma longa jornada pela frente. Eu jamais chegaria até aqui sozinho. Minha eterna gratidão a todos aqueles que colaboraram para que este sonho pudesse ser concretizado.

Muito obrigado!

Texto de divulgação

TÍTULO: A INFLUÊNCIA DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS, USO DA TERRA E CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM NA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO MACACO-PREGO-DO-PEITO-AMARELO

AUTOR: DANILO SABINO DA SILVA LIMA

Mudanças climáticas, desmatamento, secas, temporais, aumento do nível do mar, uso da terra para o agronegócio... certamente, ao menos sobre um desses temas você já deve ter ouvido falar, seja na TV, rádio, internet e/ou outros meios de comunicação. São temas que estão no nosso cotidiano há muito tempo, mas que, infelizmente, poucos são os avanços para controlá-los e controlá-los. E todos eles afetam diretamente a existência das espécies do Planeta, inclusive a nossa. Na minha tese de doutorado, o meu principal objetivo foi mostrar de que maneira as mudanças climáticas e as alterações do uso da terra, separadamente e em conjunto, têm efeitos desastrosos para o macaco-prego-do-peito amarelo. Esse macaco vivia, antigamente, nos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica dos estados da Bahia, Sergipe e Minas Gerais. Porém, com esse trabalho, eu pude chegar à conclusão de que mudanças climáticas, em adição com as mudanças da paisagem, como exemplo dessa mudança na paisagem podemos citar a derrubada de árvores para dar lugar a pastagens, através dos diferentes usos da terra (uso da Terra pode ser entendido como a forma pela qual o espaço geográfico é ocupado pelo homem), têm um potencial destruidor, reduzindo em conjunto, de maneira drástica, a distribuição futura do macaco-prego-do-peito-amarelo. Sendo que, nos próximos 50 anos, se mantivermos o atual ritmo de degradação, o macaco-prego-do-peito-amarelo será localmente extinto nos biomas Cerrado e Caatinga, bem como na Mata Atlântica dentro dos Estados de Sergipe e Minas Gerais. Com minha tese, eu também cheguei à conclusão de que a região Sul do estado da Bahia será responsável por manter as áreas adequadas, que servirão de refúgio para o macaco-prego-do-peito-amarelo. Fornecemos, portanto, informações importantes para a conservação de uma espécie de primata, que faz parte do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (PAN PriNE). As áreas previstas como adequadas para a ocorrência da espécie, no presente estudo, localizadas principalmente na porção sul (Bioma Mata Atlântica), da distribuição reconhecida pela IUCN, podem servir como base para a seleção de novas áreas prioritárias para a sua conservação, ou para a expansão ou conexão de áreas protegidas existentes.

Resumo

As atividades humanas causaram alterações generalizadas nos ecossistemas naturais nos últimos séculos, e continuam ameaçando severamente a biodiversidade em todo o mundo. Dentre as consequências dessas atividades podemos citar as mudanças no clima e na cobertura do uso da terra. As mudanças climáticas vêm contribuindo para mudanças acentuadas na distribuição geográfica de espécies ao longo da história planeta, sendo considerada uma das maiores ameaças à diversidade de espécies, e provocando um grave empobrecimento da biodiversidade. Já a mudança na cobertura da terra influencia a disponibilidade de habitat adequado e, conseqüentemente, o tamanho potencial das populações naturais. Diante disso, nosso objetivo foi prever os efeitos das mudanças no clima e na paisagem na distribuição potencial do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*), espécie criticamente ameaçada. Para tanto, realizamos, separadamente, uma modelagem de nicho ecológico (modelo climático), um modelo de Adequação de Habitat (modelo de paisagem), e uma análise levando em consideração esses dois fatores em conjunto (modelo aditivo). Além disso, verificamos as características da paisagem de áreas consideradas adequadas no longo prazo, para a ocorrência desta espécie, indicando áreas geográficas que, possivelmente, apresentem condições propícias para que a espécie se mantenha nos próximos 50 anos. Para cada análise, calculamos o tamanho de área total adequada; porcentagem de cobertura florestal; estado de conservação da espécie; e porcentagem da área protegida por unidades de conservação. Por fim, verificamos a adequabilidade e a porcentagem de cobertura florestal de 14 áreas consideradas importantes para a conservação de *S. xanthosternos*, definidas no âmbito do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Primatas do Nordeste (PAN Primatas do Nordeste). Mostramos que o Sul do Estado da Bahia será responsável, no longo prazo, por manter áreas viáveis para a ocorrência de *S. xanthosternos*. Por outro lado, nossas análises preveem, nos próximos 50 anos, uma extirpação local de *S. xanthosternos* dentro dos biomas Cerrado e Caatinga. Mostramos ainda que as áreas que se manterão adequadas nos próximos 50 anos terão características de paisagem menos complexas, e a forma com menor relação perímetro/área, agregados, cada vez mais contínuos e grandes, tornando ocorrência de *S. xanthosternos* em fragmentos pequenos e isolados cada vez mais rara. Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, e Reserva Ecológica Michelin se mostraram como as áreas mais adequadas para manter populações de *S. xanthosternos* no longo prazo. Nossos resultados demonstram a importância da utilização e aplicação conjunta dos modelos climáticos e de paisagem para melhorar e aumentar a consistência das avaliações, principalmente no que diz respeito à definição de áreas prioritárias

para conservação. Informações sobre as características da paisagem de áreas consideradas adequadas para *S. xanthosternos* são úteis para que medidas de conservação sejam tomadas antes que os limiares de extinção sejam atingidos.

Palavras-chave: Extinção; Distribuição geográfica; Atividades antrópicas; Análise espacial; Conservação; Primatas do Nordeste.

Abstract

Human activities have caused widespread changes to natural ecosystems in recent centuries and continue to severely threaten biodiversity worldwide. Among the consequences of these activities, we can mention changes in climate and land use cover. Climate change has contributed to marked changes in the geographic distribution of species throughout the planet's evolutionary history, being considered one of the greatest threats to species diversity and causing a serious impoverishment of biodiversity. The change in land cover influences the availability of suitable habitats and, consequently, the potential population size of the species. Therefore, our goal was to predict the effects of climate and landscape changes on the potential distribution of the yellow-breasted capuchin monkey (*Sapajus xanthosternos*), a critically endangered species. For that, we carried out, separately, an ecological niche modelling (climate model), habitat adequacy model (landscape model), and an analysis considering these two factors together (additive model). In addition, we verified the landscape characteristics of areas considered suitable, in the long term, for the occurrence of this species, indicating geographic areas that are likely to present favorable conditions for the species to remain in the next 50 years. For each analysis, we calculated adequate total area size; percentage of forest cover; conservation status of the species; percentage of the area protected by conservation units. Finally, we verified the suitability and percentage of forest cover in 14 areas considered important for the conservation of *S. xanthosternos*, defined within the scope of the National Action Plan for the Conservation of Northeastern Primates (PAN Primatas do Nordeste). We show that the south of the State of Bahia will be responsible, in the long term, for maintaining viable areas for the occurrence of *S. xanthosternos*. On the other hand, our analyzes predict, a local extirpation of *S. xanthosternos* in the next 50 years within the Cerrado and Caatinga biomes. We also show that the areas that will remain adequate in the next 50 years will be less complex, and the shape with the lowest perimeter/area ratio, aggregates, will be increasingly continuous and large, making the occurrence of *S. xanthosternos* in small and isolated fragments each time. increasingly rare. Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, and the Reserva Ecológica Michelin proved to be the most suitable areas to maintain populations of *S. xanthosternos* in the long term. Our results demonstrate the importance of the joint use and application of climate and landscape models to improve and increase the consistency of assessments, especially concerning the definition of priority areas for conservation. Information on landscape features of areas considered suitable for *S. xanthosternos*, is useful for conservation measures to be taken before extinction thresholds are reached.

Keywords: Extinction; Geographic distribution; Anthropogenic activities; Spatial analysis; Conservation; Northeastern primates.

Índice

Estrutura da tese	12
Introdução geral	13
<i>Mudanças climáticas</i>	13
<i>Perda e fragmentação de hábitat</i>	14
<i>Efeitos das mudanças climáticas e da paisagem para a conservação de primatas</i>	15
<i>Referências bibliográficas</i>	16
Capítulo I	23
<i>Resumo</i>	25
<i>Abstract</i>	25
<i>Introdução</i>	26
<i>Material e Métodos</i>	29
<i>Resultados</i>	34
<i>Discussão</i>	39
<i>Conclusões</i>	42
<i>Referências bibliográficas</i>	44
<i>Anexos</i>	53
Capítulo II	55
<i>Resumo</i>	56
<i>Abstract</i>	57
<i>Introdução</i>	58
<i>Material e métodos</i>	62
<i>Resultados</i>	66
<i>Discussão</i>	75
<i>Conclusões</i>	79
<i>Referências bibliográficas</i>	80
<i>Anexos</i>	92
Conclusões gerais	99

Estrutura da tese

A presente tese está estruturada em dois capítulos como segue:

Capítulo I – *Impacto das mudanças climáticas e do uso da terra na distribuição potencial do macaco-prego-do-peito-amarelo*

O primeiro capítulo da tese trata da distribuição geográfica potencial futura de *S. xanthosternos*, dentro da área de ocorrência reconhecida pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) para a espécie, considerando as alterações do clima e do uso da terra. Como resultado principal deste capítulo, demonstramos a importância da utilização e aplicação conjunta dos modelos climáticos e de paisagem para melhorar e aumentar a consistência das avaliações, principalmente no que diz respeito à definição de áreas prioritárias para conservação.

Capítulo II – *Características da paisagem de áreas consideradas adequadas para a ocorrência do macaco-prego-do-peito-amarelo*

O segundo capítulo da tese trata da verificação das características da paisagem de áreas consideradas adequadas, no longo prazo, para a ocorrência de *Sapajus xanthosternos*, indicando áreas geográficas que apresentam condições propícias para que a espécie se mantenha nos próximos 50 anos. Os resultados principais deste capítulo demonstraram que as áreas que se manterão adequadas nos próximos 50 anos terão características de paisagem menos complexas, e a forma com menor relação perímetro/área, agregados, cada vez mais contínuos e grandes, tornando ocorrência de *S. xanthosternos* em fragmentos pequenos e isolados cada vez mais rara. Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, e Reserva Ecológica Michelin se mostraram como as áreas mais adequadas para manter populações de *S. xanthosternos* no longo prazo. Informações sobre as características da paisagem de áreas consideradas adequadas para *S. xanthosternos*, são úteis para que medidas de conservação sejam tomadas antes que os limiares de extinção sejam atingidos.

Introdução geral

Mudanças climáticas

O acúmulo de gases causadores do efeito estufa na atmosfera, devido às atividades antrópicas, está fazendo com que ocorra uma potencialização deste efeito (IPCC, 2014), uma vez que a atmosfera terrestre tem deixado passar a maior parte da radiação solar de ondas curtas, enquanto a radiação de ondas longas (infravermelha) que vem da superfície da Terra é absorvida e irradiada novamente por alguns gases, como CO₂, CH₄ e N₂O. Esse efeito vem tornando a superfície do planeta mais quente (Chapin et al. 2002), o que já pode ser percebido pelas populações naturais de animais, com a diminuição da área ocupada por espécies e mudanças na época de reprodução (Root et al. 2003, Araújo et al. 2005).

Desde a década de 1970, é possível observar o aumento exponencial nas temperaturas médias globais, com grande probabilidade que continue ao longo do tempo (Painel Internacional para Mudanças Climáticas - IPCC, 2007). Para os sistemas naturais, essas mudanças têm implicações profundas, trazendo, consequências expressas em diferentes níveis, com efeitos sobre indivíduos, populações e comunidades (Garcia et al., 2014). A biodiversidade, por exemplo, vem sofrendo grandes pressões decorrentes de atividades de origem antrópica ao longo dos anos, alterando o funcionamento dos ecossistemas em escala global (Crutzen 2006). Uma das respostas comuns da biodiversidade diante dos eventos de mudanças climáticas ao longo da história evolutiva do planeta tem sido a alteração da distribuição geográfica das espécies (Davis & Shaw 2001, Garcia et al. 2014), ou seja, espécies deixem de habitar locais originalmente adequados que passam a ser inóspitos, movendo-se em direção a ambientes favoráveis (Silva et al., 2018).

O estudo dos impactos das mudanças climáticas na biodiversidade não é uma novidade, porém, por atingirem tamanha notabilidade, principalmente nas últimas duas décadas, tem sido fundamental, na atualidade, investigar as mudanças climáticas globais e como elas podem afetar a distribuição das espécies (Peterson & Kluza, 2005). Assim, algumas ferramentas têm sido desenvolvidas com o intuito de investigar a relação entre espécies e o clima, dentre as quais pode-se destacar a modelagem de nicho ecológico. Esta é uma ferramenta que considera uma

ampla gama de variáveis ambientais, que irão caracterizar os limites de tolerância de cada espécie estudada diante das condições estabelecidas. Desta forma, esta ferramenta contribui para proteger e conservar a biodiversidade através de suas análises (Gastón et al. 2014) e o entendimento dos padrões de distribuição geográfica em uma análise regional (Rodrigues et al. 2015).

Perda e fragmentação de hábitat

A perda e a fragmentação de habitats representam uma ampla modificação de paisagens naturais causadas pela ação antrópica, resultando na imersão dos fragmentos em matrizes não florestais (Corlett, 2000; Tabarelli et al., 2004). A perda de habitat é uma grande ameaça à biodiversidade e a muitos outros processos ecológicos. Está relacionada diretamente à diminuição da quantidade de área em uma paisagem, não sendo necessariamente um processo de fragmentação (Fahrig, 2003; Boscolo, 2007).

Já a fragmentação de habitat é um processo que resulta na divisão de habitats grandes e contínuos em habitats menores e isolados em uma determinada paisagem (Franklin et al., 2002). Refere-se, então, ao número de fragmentos em uma paisagem, que forma um “mosaico heterogêneo formado por unidades interativas” (Metzger, 2001). A fragmentação apresenta efeitos variáveis, a depender da espécie e da forma como é medida. Mas, apesar do aumento no número de estudos sobre esse tema, os resultados obtidos por estes têm mostrado difíceis interpretações, principalmente, por conta das diferentes maneiras na qual o termo tem sido utilizado (Fahrig, 2003; Lindenmayer & Fischer 2007).

A perda e a fragmentação de habitat são uma realidade comum das florestas tropicais, principalmente da Mata Atlântica em função, principalmente, da exploração descontrolada de recursos naturais e ocupação desordenada de território. Atualmente, restam aproximadamente 12,5 % da vegetação original do bioma (Myers et al., 2000; SOS Mata Atlântica, 2014), sendo somente 9% desses remanescentes florestais protegidos por lei em unidades de conservação (Guimarães, 2005; Ribeiro et al., 2009). A maior parte destes remanescentes florestais encontra-se como pequenos fragmentos, perturbados, isolados, pouco conhecidos e pouco protegidos (Viana, 1995). Como resultado, apesar de a Mata Atlântica ser um *hotspot* da biodiversidade mundial, ou seja, uma das áreas mais ricas em biodiversidade do planeta, também é uma das áreas mais ameaçadas (Myers et al. 2000).

Avaliar a estrutura da paisagem e o efeito das mudanças no uso da terra sobre a biodiversidade é importante para o diagnóstico de problemas atuais, sendo uma fundamental para a conservação de espécies, prevenindo cenários e trazendo mudanças necessárias para manutenção do equilíbrio natural (Calegari et al., 2010; Sala et al., 2000). Para isso, a Ecologia de Paisagem tem sido amplamente utilizada no estudo de fragmentação de habitat, com base na utilização de dados espaciais que caracterizam as condições atuais, o desenvolvimento e a mudança temporal dos fragmentos florestais e que visam analisar a configuração e composição da paisagem de ocorrência de determinada espécie (Fahrig, 2003).

Efeitos das mudanças climáticas e da paisagem para a conservação de primatas

Com a crescente invasão e destruição dos habitats das populações selvagens de primatas, causada pelos humanos, torna-se cada vez mais importante o desenvolvimento de estudos sobre as mais diversas espécies de primatas, antes de perdermos o contexto natural de suas adaptações (Janson, 2000). Isso é essencial para o avanço das ciências comportamentais, bem como para a conservação destes primatas (Caro & Sherman, 2011). Estes animais estão enfrentando um risco de extinção iminente, impulsionada pela extensa perda de habitat, mudança no uso da terra e caça (Carvalho, 2019). A mudança climática é uma ameaça adicional, que por si só ou em combinação com outros fatores pode impactar severamente os táxons incapazes de rastrear condições ambientais adequadas (Carvalho, 2019).

As mudanças no clima e na paisagem irão alterar os padrões das espécies de plantas bem como sua composição e produtividade (Chapman et al., 2005), levando a uma redução na disponibilidade de recursos para primatas (Wiederholt & Post, 2010). Isso pode exacerbar a competição específica por alimentos (Rocha, 2015), comprometendo a persistência de espécies simpátricas e aumentando a vulnerabilidade dos primatas às mudanças climáticas, pois muitos táxons não serão capazes de rastrear habitats climaticamente adequados (Titeux et al., 2017). Além disso, alterações na paisagem associadas a mudanças no clima também podem alterar padrões de distribuição (Araújo et al. 2006), fisiológicos (Pörtner & Farrel 2008), comportamentais (Post et al. 1999), ecológicos (Milton & Giacalone 2014) e populacionais (Derocher et al. 2004) de diversas espécies, afetando, por exemplo, a taxa de reprodução, probabilidade de sobrevivência, disponibilidade de recursos, taxa de predação e infanticídio, taxa de natalidade, termorregulação, crescimento populacional, transmissão de doenças,

competição entre os indivíduos e a variabilidade genética (Root et al. 2003; Parmesan 2006; Ledig 2012).

A perda de habitat força macacos-prego, por exemplo, a ocuparem ambientes marginais, como áreas de mangue (Santos, 2010) e invadir culturas agrícolas (Freitas et al., 2008). Com isso, aumenta a proximidade de assentamentos humanos, e conseqüentemente os conflitos macaco-humanos, levando a alterações comportamentais e dietéticas e podendo acabar por levar à extirpação de muitas populações de macacos (Freitas et al., 2008). Estas, na sua maioria, são endêmicas, apresentam distribuição limitada, tem poucos indivíduos e baixa variabilidade genética, fatores que as tornam menos adaptáveis as mudanças climáticas (IUCN, 2001). Portanto, diante das mudanças climáticas projetadas para o futuro, precisamos dar uma atenção especial a estas espécies para não serem extintas do planeta (Thuiller et al. 2005).

A conservação de Primatas é crucial para a manutenção dos ecossistemas, visto que os mesmos desempenham papéis-chave no seu funcionamento por serem importantes dispersores de sementes e por isso têm papel importante na regeneração florestal e na manutenção da biodiversidade das áreas que habitam (Da Silva et al., 2015; Estrada et al., 2017). Além disso, apresentam forte apelo carismático (Mittermeier, 1988), podendo ser considerados espécies bandeira visando a conservação de florestas tropicais (Estrada et al., 2017).

Neste sentido, nossos objetivos foram, no primeiro capítulo, estimar a distribuição geográfica futura de *S. xanthosternos*, dentro da área de ocorrência reconhecida pela IUCN para a espécie frente às alterações do clima, da paisagem e considerando uma possível composição entre estas variáveis preditoras. Já o nosso segundo capítulo teve como objetivo verificar as características da paisagem, das áreas consideradas adequadas, no longo prazo, para a ocorrência do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*), indicando áreas geográficas que apresentem condições propícias para que a espécie se mantenha nos próximos 50 anos. Além disso, verificamos se essas características da paisagem, das áreas adequadas, mudaram ou se mantiveram, no longo prazo.

Referências bibliográficas

ARAÚJO, M.B., R. J. WHITTAKER, R. J. LADLE AND M. ERHARD. 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography* 14: 529-538.

ARAÚJO, M.B., THULLER, W. & PEARSON, R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33, 1712–1728.

BAKKENES, M., ALKEMADE, J. R. M., IHLE, F., LEEMANS, R., & LATOUR, J. B. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global change biology*, 8, 390-407.

BOSCOLO, D. 2007. Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. 2007. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CARO T., SHERMAN P.W. 2011. Endangered species and threatened discipline: behavioural ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 26:111–118.

CARVALHO, J. S., GRAHAM, B., REBELO, H., BOCKSBERGER, G., MEYER, C. F. J., WICH, S., & KÜHL, H. S. 2019. A global risk assessment of primates under climate and land use/cover scenarios. *Global Change Biology*. 00:1-16 doi:10.1111/gcb.14671

CHAPIN, F. S., MATSON, P. A. AND MOONEY, H. A. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer Science, New York.

CHAPMAN, C. A., CHAPMAN, L. J., STRUHSAKER, T. T., ZANNE, A. E., CLARK, C. J., & POULSEN, J. R. 2005. A long-term evaluation of fruiting phenology: Importance of climate change. *Journal of Tropical Ecology*, 21(01), 31– 45. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001993>

CORLETT, R.T. 2000. Environmental heterogeneity and species survival in degraded tropical landscapes. In: M.J. Hutchings, E.A. John & A.J.A. Stewart (eds.). *The ecological consequences of environmental heterogeneity*. pp. 333-355. British Ecological Society, Londres.

CRUTZEN, P.J. 2006. The “Anthropocene”. In: Ehlers E & Krafft T (eds.) *Earth System Science in the Anthropocene*, New York. Pp. 13-18.

DA SILVA, L.G.; RIBEIRO, M.C.; HASUI, E.; DA COSTA, C. A.; DA CUNHA, R.G. 2015. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. *PLoS One* 10:1 - 20.

DAVIS, M.B. & SHAW, R.G. 2001. Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. *Science* 292: 673-679.

DE MARCO-JÚNIOR, P. & SIQUEIRA, M.F. 2009. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade*, vol. 5, no. 1-2, p. 65-76.

DEROCHER, A. E., LUNN, N. J., & STIRLING, I. 2004. Polar bears in a warming climate. *Integrative and Comparative Biology*, 44, 163-176.

ESTRADA, A.; GARBER, P.A.; RYLANDS, A.B.; ROOS, C.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A.; ANNE-ISOLA NEKARIS, K.; NIJMAN, V.; HEYMANN, E.W.; LAMBERT, J.E.; ROVERO, F.; BARELLI, C.; SETCHELL, J.M.; GILLESPIE, T.R.; MITTERMEIER, R.A.; ARREGOITIA, L.V.; DE 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. *Science Advances*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515.

FRANKLIN, A.B.; NOON, B. R. & GEORGE, T. L. 2002. What is habitat fragmentation ? In *Effects of habitat fragmentation on birds in western landscapes: contrasts with paradigms from the eastern United States*. Cooper Ornithological Society. *Studies in Avian Biology* No. 25 (eds. T. L. George and D. S. Dobkin), pp. 20–29.

FREITAS, C.H., SETZ, E.Z.F., GOBBI, N., ARAUJO, A.R.B. 2008. Agricultural crops in the diet of bearded capuchin monkeys, *Cebus libidinosus* Spix (Primates: Cebidae), in forest fragments in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25:32–39.

GARCIA, R.A.; BURGESS, N.D.; CABEZA M.; RAHBEK, C. & ARAÚJO, M.B. 2012. Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. *Glob. Change Biol.* 18: 1253-1269.

GARCIA, R. A.; CABEZA M.; RAHBEK, C. & ARAÚJO, M.B. 2014. Multiple Dimensions of Climate Change and Their Implications for Biodiversity. *Science* 344:1247579.

GASTÓN A.; GARCÍA-VIÑAS, J.I.; BRAVO-FERNÁNDEZ, A.J.; LÓPEZ-LEIVA, C.; OLIET, J.A.; ROIG, S. & SERRADA, R. 2014. Species distribution models applied to plant species selection in forest restoration: are model predictions comparable to expert opinion? *New forests* 45: 641-653.

GUIMARÃES, A.L. 2005. O desafio de conservar e recuperar a Mata Atlântica: Construindo Corredores de Biodiversidade. In: BATISTA, E. *Caminhos da Sustentabilidade no Brasil*. Editora: Terra das Arte. 427p.

GOUVEIA, S. F., SOUZA-ALVES, J. P., RATTIS, L., DOBROVOLSKI, R., JERUSALINSKY, L., BELTRÃO-MENDES, R., & FERRARI, S. F. (2016). Climate and land use changes will degrade the configuration of the landscape for titi monkeys in eastern Brazil. *Global Change Biology*, 22(6), 2003–2012. <https://doi.org/10.1111/gcb.13162>

IPCC. 2007. *Climate Change 2007 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis report*.

JABLONSKI, N. G., WHITFORT, M. J., ROBERTS-SMITH, N., & QINQI, X. 2000. The influence of life history and diet on the distribution of catarrhine primates during the Pleistocene in eastern Asia. *Journal of Human Evolution*, 39(2), 131–157. <https://doi.org/10.1006/jhev.2000.0405>

JANSON CH. 2000. Primate socio-ecology: the end of the golden age. *Evolutionary Anthropology* 9:73–86.

LEDIG, F. T. 2012. Climate change and conservation. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 8, 57-74.

LINDENMAYER, D.B., FISCHER J. 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends Ecol Evol* 22:127–132

MCCLEAN, C. J., LOVETT, J. C., KÜPER, W., HANNAH, L., SOMMER, J. H., BARTHLOTT, W., ... TAPLIN, J. R. D. 2005. African plant diversity and climate change. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 92, 139–152.

- METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1(2):1-9.
- MILTON, K., & GIACALONE, J. 2014. Differential effects of unusual climatic stress on capuchin (*Cebus capucinus*) and howler monkey (*Alouatta palliata*) populations on Barro Colorado Island, Panama. *American Journal of Primatology*, 76, 249–261.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853–858.
- PARMESAN, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637-669.
- PETERSON, A.T. & KLUZA, D.A. 2005. Ecological niche modeling as a new paradigm for large-scale investigations of diversity and distribution of birds. In RALPH, J.C. & RICH, T.D. (Eds.). *Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference, 2002, Asilomar*. Albany: U.S. Department of Agriculture Forest Service. p. 1201-1204.
- PÖRTNER, H. O., & FARRELL, A. P. 2008. Ecology: physiology and climate change. *Science*, 322, 690-692.
- POST, E., PETERSON, R. O., STENSETH, N. C., & MCLAREN, B. E. 1999. Ecosystem consequences of wolf behavioural response to climate. *Nature*, 401, 905-907.
- RODRIGUES, P.M.S; SILVA, J.O.; EISENLOHR, P.V. & SCHAEFER, C.E.G.R. 2015. Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. *Brazilian Journal of Biology* 75: 679-684.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142:1141-1153.
- ROCHA, J. M. D. A., PINTO, M. P., BOUBLI, J. P., & GRELLE, C. E. V. 2015. The role of competition in structuring primate communities under different productivity regimes in the Amazon. *PLoS ONE*, 10(12), e0145699. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145699>

ROCHA-SANTOS, L. ET AL. 2016. The shrinkage of a forest: landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*, Boston, v. 196, p. 1-9.

ROOT, T. L., PRICE, J. T., HALL, K. R., SCHNEIDER, S. H., ROSENZWEIG, C., & POUNDS, J. A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421, 57-60.

SALA, O. E. et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, Washington, v. 287, p. 1770-1774.

SANTOS, R.R. 2010. Uso de Ferramentas por Macacos-Prego em Manguezais [dissertation]. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brazil.

SCHLOSS, C. A., NUÑEZ, T. A., & LAWLER, J. J. 2012. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(22), 8606–8611.

SILVA, M. A. F., HIGUCHI, P. & SILVA, A. C. 2018. Impacto de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial de *Ilex paraguariensis*. *Rodriguésia* 69(4): 2069-2079.

SOS MATA ATLÂNTICA. 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2012 -2013. Disponível em: <http://www.sos-ma.org.br/wp-content/uploads/2014/05/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_20141.pdf>. Acesso em 15 dez. 2015.

SPEHAR, S. N., SHEIL, D., HARRISON, T., LOUYS, J., ANCRENAZ, M., MARSHALL, A. J., ... MEIJAARD, E. 2018. Orangutans venture out of the rainforest and into the Anthropocene. *Science Advances*, 4(6), e1701422. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701422>

STRUEBIG, M. J., FISCHER, M., GAVEAU, D. L. A., MEIJAARD, E., WICH, S. A., GONNER, C., ... KRAMER-SCHADT, S. 2015. Anticipated climate and land- cover changes reveal refuge areas for Borneo's orang-utans. *Global Change Biology*, 21(8), 2891–2904. <https://doi.org/10.1111/gcb.12814>

TABARELLI, M., J.M.C. SILVA & C. GASCON. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 1419-1425.

THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R. E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L. J., COLLINGHAM, Y. C., ... WILLIAMS, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145–148.

THUILLER, W., LAVOREL, S., ARAÚJO, M. B., SYKES, M. T., & PRENTICE, I. C. 2005. Climate change threatens plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 102, 8245–8250

TITEUX, N., HENLE, K., MIHOUB, J.-B., REGOS, A., GEIJZENDORFFER, I. R., CRAMER, W., ... BROTONS, L. 2017. Global scenarios for biodiversity need to better integrate climate and land use change. *Diversity and Distributions*, 23(11), 1231–1234. <https://doi.org/10.1111/ddi.12624>

VIANA, V.M. 1995. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. In: *Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo*. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/ University of Florida. p. 135-154.

WIEDERHOLT, R., & POST, E. 2010. Tropical warming and the dynamics of endangered primates. *Biology Letters*, 6(2), 257–260. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0710>.

Capítulo I

Impacto das mudanças climáticas e do uso da terra na distribuição potencial do macaco-prego-do-peito-amarelo

Impacto das mudanças climáticas e do uso da terra na distribuição potencial do macaco-prego-do-peito-amarelo

Danilo Sabino da Silva Lima^{a*}, Daniel Gonçalves-Souza^a, Patrícia Izar^b, Ricardo Dobrovolski^a & Hilton F. Japyassú^{a,c}

^a Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, Brasil

^b Instituto de Psicologia, Universidade de São Paulo, SP, Brasil.

^c Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estudos Interdisciplinares e Transdisciplinares em Ecologia e Evolução (INCT IN-TREE)

*Corresponding Author

Danilo Sabino da Silva Lima

Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia

Ladeira do Campo Santo, 52

Salvador, Bahia, 40210320, Brasil

Tel: +55 71 999381386

E-mail: danilosabino240@hotmail.com

Highlights

- 1 – *Sapajus xanthosternos* é uma espécie de primata criticamente ameaçada, principalmente pela perda de habitat;
- 2 - O Sul do Estado da Bahia será responsável por manter, a longo prazo, áreas viáveis para a ocorrência de *Sapajus xanthosternos*.
- 3 - Nossas análises preveem a extinção local de *S. xanthosternos* nos próximos 50 anos, dentro dos Biomas Caatinga e Cerrado.
- 4 - A utilização de diferentes modelos se mostrou importante para melhorar e aumentar a consistência das avaliações e na definição de áreas prioritárias para conservação.

Resumo

A biodiversidade e seus benefícios vêm sendo perdidos devido à destruição de habitats, e são cada vez mais ameaçados pelas mudanças climáticas. O macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*) é uma espécie criticamente ameaçada. Nosso objetivo foi estimar a distribuição geográfica futura de *S. xanthosternos*, dentro da área de ocorrência reconhecida pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) para a espécie, considerando as alterações do clima e do uso da terra. Para tanto, realizamos uma modelagem de nicho ecológico (modelo climático) e um modelo de Adequação de Habitat (modelo de paisagem), além de uma análise considerando esses dois fatores em conjunto (modelo aditivo). Para cada análise calculamos o tamanho de área total adequada; porcentagem (%) de cobertura florestal; estado de conservação da espécie; e a porcentagem (%) da área protegida por unidades de conservação. Demonstramos que o Sul do Estado da Bahia será responsável, no longo prazo, por manter áreas viáveis para a ocorrência de *S. xanthosternos*. Por outro lado, nos próximos 50 anos, é prevista uma extirpação local de *S. xanthosternos* dentro dos biomas Cerrado e Caatinga. Nossos resultados demonstram a importância da utilização e aplicação conjunta dos modelos climáticos e de paisagem para otimizar e aumentar a consistência das avaliações, principalmente no que diz respeito à definição de áreas prioritárias para conservação. Estas análises, quando aplicadas em conjunto, têm implicações para a conservação, principalmente de animais ameaçados de extinção.

Palavras-chave: Extinção; Primatas neotropicais; Distribuição geográfica; Atividades antrópicas; Análise espacial

Abstract

Biodiversity and its benefits are being lost due to habitat destruction and are increasingly threatened by climate change. The yellow-breasted capuchin monkey (*Sapajus xanthosternos*) is a critically endangered species. Our goal is to estimate the future geographic distribution of *S. xanthosternos*, within the area of occurrence recognized by the *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) for the species, in the face of changes in climate and land use. For that, we carried out, separately, an ecological niche modeling (climate model) and a habitat adequacy (landscape model), and an analysis considering these two factors together (additive model). For each analysis we calculated the adequate total area size; percentage (%) of forest

cover; conservation status of the species; percentage (%) of the area protected by conservation units. We show that the south of the State of Bahia will be responsible, in the long term, for maintaining viable areas for the occurrence of *S. xanthosternos*. On the other hand, our analyzes predict, in the next 50 years, a local extinction of *S. xanthosternos* within the Cerrado and Caatinga biomes. Our results demonstrate the importance of using and applying climate and landscape models together to improve and increase the consistency of assessments, especially concerning the definition of priority areas for conservation. These analyses, when applied together, have implications for the conservation, especially of endangered animals.

Keywords: Extinction; Neotropical primates; Geographic distribution; Anthropogenic activities; Spatial analysis

Introdução

As atividades antrópicas têm alterado o funcionamento dos ecossistemas em escala global (Vitousek et al., 1997; Crutzen, 2006; Garcia et al., 2014). Dentre as consequências dessas atividades destacam-se as mudanças de cobertura do solo e de clima, e a consequente destruição de habitat, que vêm contribuindo para mudanças acentuadas na distribuição geográfica de espécies, redução das populações e extinções (Oppenheimer et al., 2014; Pires et al., 2018; Radchuk et al., 2019).

Mudanças climáticas já ocorrem no planeta naturalmente há milhares de anos (Salgado-Labouriau, 1994; Petit et al., 1999), porém, a exacerbação e a velocidade com que esse fenômeno está ocorrendo constituem uma das maiores ameaças à biodiversidade no mundo (Araújo et al., 2005; Salazar et al., 2007; Gouveia et al., 2016). Estima-se que nos últimos 250 anos a temperatura do planeta passou a aumentar muito mais rapidamente do que o padrão observado nos últimos 10.000 anos, devido às emissões de gases do efeito estufa por atividades humanas (IPCC, 2021). Este aumento na temperatura média global vem causando progressivamente o derretimento das calotas polares, o aumento do volume de água nos oceanos, o aumento dos desertos, as mudanças nos regimes de chuvas, o aparecimento de tempestades e inundações, bem como o aumento de casos de formação de furacões, tufões e ciclones (IPCC, 2021).

Neste sentido, compreender como os seres vivos respondem às alterações climáticas têm sido um dos principais focos de estudos em Ecologia nos últimos 20 anos (Walther et al., 2002; Root et al., 2003; Deutsch et al., 2008; Diniz-Filho et al., 2010; Buckley et al., 2010; Diniz-Filho et al., 2019). Dentre esses estudos, destaca-se a técnica de modelagem de nicho ecológico (MNE), a partir da análise das condições climáticas dos pontos de ocorrência das espécies de interesse. O nicho delimitado no espaço ambiental pode ser projetado no espaço, definindo uma distribuição potencial da espécie. Porém, ao realizar um MNE, não é levado em consideração outros fatores que também afetam diretamente a distribuição de espécies, como a remoção da vegetação nativa para a prática agrícola e outros fins.

O intenso processo de substituição de áreas naturais por diversos tipos de uso da terra pode prejudicar a dispersão de indivíduos para habitats adequados futuros (os quais podem ter características favoráveis para a sobrevivência das mesmas), aumentando o risco de extinção de espécies (Primack & Rodrigues, 2001; Mantyka-Pringle et al., 2011; Presotto et al., 2020). Em combinação, os cenários de mudanças climáticas e de uso da terra podem ter graves consequências para muitas espécies (Struebig et al., 2015; Gouveia et al., 2016). Assim, ao se tentar entender melhor a variação entre táxons nos riscos relacionados ao clima, é fundamental considerar também os efeitos das modificações no uso da terra, bem como as interações sinérgicas entre estes fatores (Gouveia et al., 2016; Titeux et al., 2017). Dessa maneira, torna-se importante para a conservação da biodiversidade a utilização de modelos que associem a distribuição das espécies em ambos os cenários (Faleiro et al., 2013), principalmente para espécies que requerem grandes áreas de uso para sobreviver como é o caso de muitas espécies de primatas não-humanos.

Dentro da ordem dos mamíferos, os primatas serão os menos capazes de acompanhar climas adequados em cenários de taxas médias e altas de mudança climática (i.e., RCP4.5, 6.0 e 8.5), resultando que muitas espécies provavelmente enfrentarão um risco elevado de extinção (IPCC, 2014). Associado a isso, MNEs sugerem que os primatas vão enfrentar uma considerável redução da distribuição geográfica (Meyer et al., 2014; Brown & Yoder, 2015; Struebig et al., 2015; Gouveia et al., 2016), devido principalmente à perda de conectividade de habitat derivada de mudanças climáticas, impactando severamente táxons incapazes de rastrear habitats climaticamente adequados (Gouveia et al., 2016; Titeux et al., 2017). Além disso, as mudanças climáticas e de uso da terra irão alterar os padrões e composição de espécies de plantas (Chapman et al., 2005), podendo potencialmente levar a uma redução na disponibilidade de recursos para primatas (Wiederholt & Post, 2010). Isso, por sua vez, pode exacerbar a

competição por alimentos (Rocha et al., 2015), comprometendo a persistência de espécies simpátricas e aumentando a vulnerabilidade dos primatas às mudanças climáticas ao redor do mundo (Titeux et al., 2017).

Entre os primatas neotropicais, os macacos-prego (gênero *Sapajus*) são considerados um modelo potencial para abordar questões biogeográficas, pois apresentam ampla distribuição, com espécies ocorrendo desde a América Central ao norte da Argentina, ocupando vários ambientes (i.e. Andes, Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga, Chaco) (Lima et al., 2017). Estes ambientes variam tanto em aspectos ecológicos, como risco de predação e disponibilidade de alimentos, quanto em termos de projeção dos impactos causados pelas mudanças climáticas (Izar et al., 2012)

Sapajus xanthosternos (macaco-prego-do-peito-amarelo), espécie foco deste estudo, é um primata que pode ser encontrado em remanescentes florestais da Mata Atlântica dos Estados da Bahia, Sergipe e Minas Gerais, que foram severamente desmatados (INPE, 2018; SOS Mata Atlântica, 2018), havendo populações isoladas nos biomas Caatinga e Cerrado. A espécie é reconhecida pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) como “ criticamente ameaçada ” e pelo Ministério do Meio Ambiente - MMA como “ Ameaçada ” devido à sua população pequena e em declínio (menos de 2.500 indivíduos maduros), bem como pelo alto grau de degradação e fragmentação de seu habitat de ocorrência (IUCN, 2015; Kierulff et al., 2015, 2016; BRASIL, 2016). Nesse contexto, a maioria das populações atuais de *S. xanthosternos* são demasiadamente pequenas para serem consideradas viáveis, limitadas pela capacidade de suporte dos pequenos fragmentos em que se encontram (Kierulff et al. 2005). Aliado a isso, a espécie possui pouca capacidade de se manter em fragmentos menores que 150 ha (Beltrão-Mendes et al. 2011; Flesher 2015). Apesar de ser uma espécie que sempre fora considerada ameaçada de extinção, seja pela IUCN ou por avaliações nacionais, os únicos modelos que avaliaram o efeito das mudanças climáticas em primatas e incluíram a espécie *S. xanthosternos* foram desenvolvidos no trabalho de Oliveira (2015), o qual avaliou os efeitos das mudanças climáticas e uso da terra apenas no bioma Cerrado, e no trabalho de Panigai (2018), que avaliou o efeito das mudanças climáticas para todas as espécies do gênero *Sapajus*.

Neste sentido, nosso objetivo foi estimar a distribuição geográfica futura de *S. xanthosternos*, dentro da área de ocorrência reconhecida pela IUCN para a espécie frente às alterações do clima, da paisagem e considerando uma possível composição entre estas variáveis preditoras. Embora alguns poucos estudos tenham utilizado estimativas robustas de mudanças no uso da terra para o futuro em estimativas de perda de área de táxons (Barbet-Massin et al.,

2012; Oliveira, 2015), nosso trabalho é o primeiro a analisar o efeito em conjunto de duas variáveis preditoras (mudanças climáticas e uso da terra). Especificamente, foram testadas as seguintes hipóteses: (I) As mudanças climáticas afetam a distribuição futura de áreas adequadas, bem como o status de conservação de *S. xanthosternos*; (II) O uso da terra afeta a distribuição futura de áreas adequadas, bem como o status de conservação de *S. xanthosternos*; (III) As mudanças climáticas e o uso da terra, quando avaliados juntos, têm um potencial maior de afetar a distribuição futura de áreas adequadas do que quando analisados separadamente (Gouveia et al., 2016; Titeux et al., 2017); (IV) As maiores perdas de área adequada ocorrerão no Cerrado e na Caatinga, que apresentam desertificação futura prevista (Canhos et al., 2008; PBMC, 2013); (V) A distribuição futura de áreas adequadas para a espécie tenderá a concentrar-se em áreas dentro de Unidades de Conservação (UCs), que constituirão os maiores remanescentes florestais.

Material e Métodos

Aspectos ecológicos sobre a espécie de estudo

As espécies de *Sapajus* são consideradas frugívoro-insetívoros, mas são capazes de explorar uma vasta gama de recursos, como frutos, sementes, flores, néctar, bases foliares, meristemas, raízes, caules, brotos, artrópodes e até mesmo pequenos vertebrados, incluindo outras espécies de primatas (Ludwig et al. 2005; Sampaio & Ferrari 2005; Milano & Monteiro-Filho 2009; Canale et al. 2013). O tamanho dos grupos, assim como o seu grau de fissão ou subdivisão em subgrupos, pode variar em decorrência de uma série de parâmetros, entre os quais podemos citar a disponibilidade e distribuição dos recursos alimentares, o risco de predação, e o tamanho e qualidade do habitat (Izar 2004; Lynch Alfaro 2007).

As áreas de vida das espécies de *Sapajus* são geralmente extensas. Di Bitetti (2001), por exemplo, encontrou uma média de 161 ha de área de vida por grupo de *Sapajus nigrinus* (*Cebus apella nigrinus*), porém, as áreas de vida descritas na literatura podem variar de algumas dezenas a centenas de hectares, no mesmo bioma (80–125 ha, Terborgh, 1983; 240 ha, Izar 1999; 56 ha, Ludwig et al. 2005; 969–1098 ha, Suscke 2009). *Sapajus* sofre com estressores como a pressão de caça, a perda/fragmentação/ degradação das florestas (Andes, Amazônia, Mata Atlântica) ou a desertificação (Caatinga e Cerrado) (Lynch Alfaro et al., 2014), assim como com o risco de doenças, com destaque atualmente para a febre amarela. Estas pressões exercidas sobre as

populações têm consequências como a diminuição do tamanho das populações, mudanças no uso do habitat e aumento das zonas de sobreposição das espécies (*e.g.*, *S. apella* e *S. libidinosus*) (Lynch alfaro et al., 2014).

Sapajus xanthosternos, espécie foco deste estudo, é um primata que pode ser encontrado em remanescentes florestais da Mata Atlântica, Caatinga e no Cerrado (INPE, 2018; SOS Mata Atlântica, 2018; Figura 1). A espécie tem dois grandes rios (rio São Francisco e rio Jequitinhonha) e o Oceano Atlântico como barreira de dispersão. As principais ameaças às populações naturais de *S. xanthosternos* são a redução e fragmentação de habitat e a captura de animais, seja para caça de subsistência, ou manutenção deles como animais de estimação (Kierulff et al. 2005), além disso, o processo de fragmentação resulta num aumento da pressão de caça (Chiarello et al. 2008).

Coleta de dados

A indicação de áreas propícias para a ocorrência de *S. xanthosternos* foi realizada de três formas: via modelagem de nicho ecológico (modelo climático), via modelo de adequação de habitat (modelo de paisagem), e via modelagem de nicho ecológico e adequação de habitat em conjunto (modelo aditivo), esta última com a finalidade de verificar como esses dois fatores, afetam simultaneamente a distribuição geográfica de *S. xanthosternos*. Com isso geramos dados acerca dos fragmentos viáveis para a ocorrência da espécie em questão, tanto para o presente quanto para cenários futuros.

Nosso primeiro passo foi realizar o modelo climático. Utilizamos os dados de pontos de ocorrência publicados por Culot *et al.* (2018), por se tratar da revisão mais recente sobre a distribuição de *S. xanthosternos*. Plotamos esses pontos em um mapa utilizando o programa QGIS (v. 3.16), e retiramos os pontos que estavam fora da ocorrência original reconhecida pela IUCN, bem como pontos duplicados, restando um total de 281 pontos de ocorrência para a realização das análises (Figura 1). O passo seguinte foi obter as variáveis bioclimáticas através do WorldClim – *Global Climate Data database* (<http://www.worldclim.org/>), com resolução espacial de 2,5 arc minutos (aproximadamente 5 km²). Como variáveis explicativas para a modelagem do nicho climático, foram utilizadas dezenove variáveis bioclimáticas (Anexo 1). Com base no quinto relatório (AR5) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), utilizamos dois cenários de mudanças climáticas (chamados de Percursos de Concentração Representativos, ou RCPs) para a predição do impacto de tais mudanças na

distribuição de nossa espécie focal, considerando o período entre 2050 e 2070. Foram considerados os cenários RCP 4.5 (cenário mais otimista) e RCP 8.5 (mais pessimista). No cenário otimista (RCP4.5), assume-se a adoção, a nível global, de políticas de mitigação de emissão de gases causadores do efeito estufa. No cenário pessimista (RCP8.5), considera-se que a humanidade não adotará estratégias para a redução das emissões dos gases causadores do efeito estufa e que estas continuarão crescentes. Para as projeções nestes cenários, utilizamos o modelo de circulação atmosférica ACCESS 1.0, do MET OFFICE do Reino Unido, que faz parte do Coupled Model Intercorporation Project Phase 5 (CMIP5).

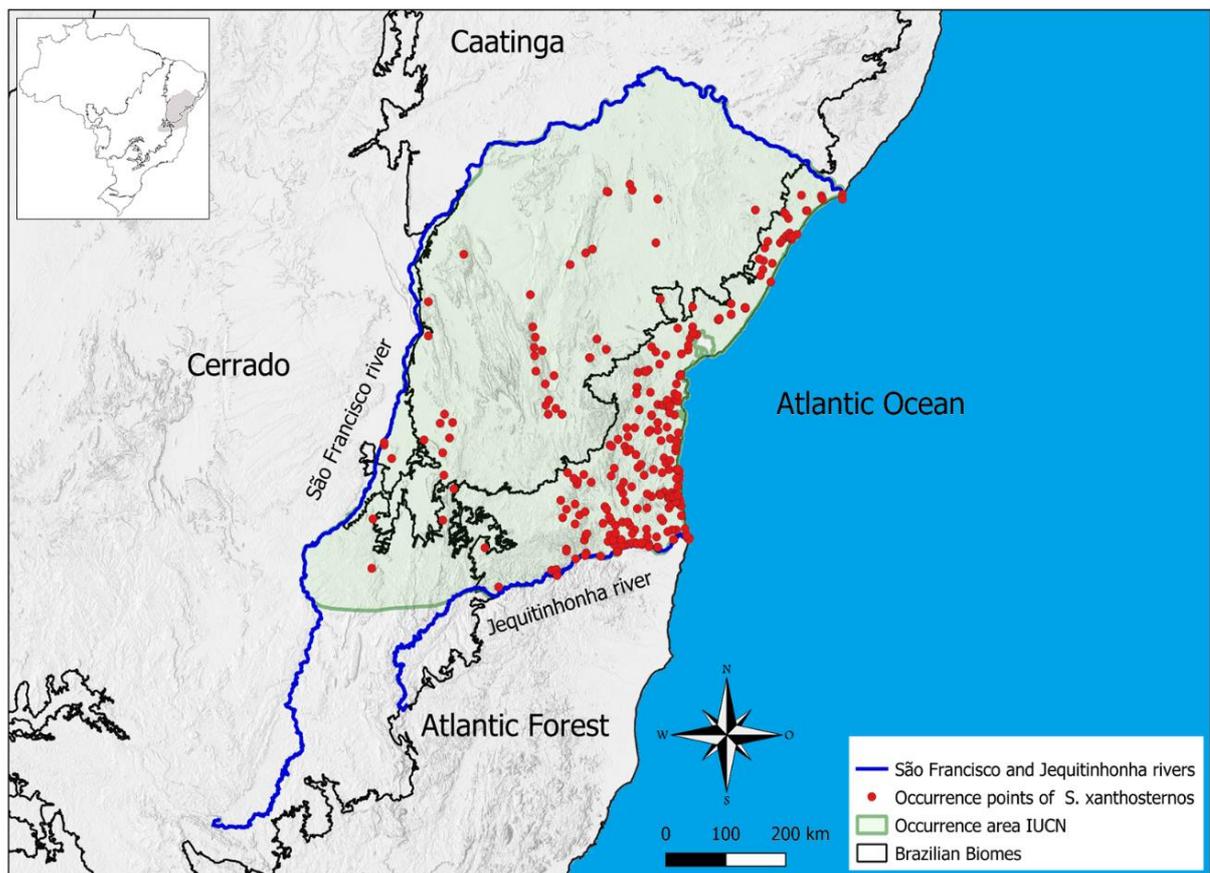


Figura 1: Mapa do Brasil com os biomas brasileiros (cinza) evidenciando a área reconhecida pela IUCN para *Sapajus xanthosternos* (verde), os rios São Francisco e Jequitinhonha (azul), bem como os 281 pontos de registros de ocorrência de *S. xanthosternos* (vermelho) utilizados no presente estudo.

Para a realização do modelo de paisagem, utilizamos mapas de uso da terra para o futuro (Anexo 2) e elevação, e os filtramos com base em duas características intrínsecas à espécie: elevação onde a espécie é encontrada (a saber: 4 a 1145 metros - extraídas a partir dos pontos de ocorrência) e a preferência de uso de habitat (floresta ombrófila densa, floresta ombrófila submontana, mangue, restinga, floresta semidecídua, floresta alta e úmida, floresta de interior,

floresta decídua (mata de cipó), e em áreas de Cerrado e Caatinga arbórea e arbustiva - Pinto e Tavares, 1993; Oliver & Santos, 1991; Canale 2010; Chagas & Ferrari 2010). Os dados de uso da terra foram retirados do site da Land-Use Harmonization (LUH) (<https://luh.umd.edu/index.shtml>). O LUH fornece dados de uso da terra harmonizados como parte do CMIP5 para os anos 1500-2100, com resolução de 0,5° x 0,5°. Os dados são baseados em possíveis condições socioeconômicas futuras, chamadas de Caminhos Socioeconômicos Compartilhados (SSPs - Popp et al., 2017), que podem ser combinados com os Caminhos Representativos de Concentração (RCPs) de emissão de gases do efeito estufa (Van Vuuren et al., 2016). Os SSPs fornecem cinco alternativas diferentes de desenvolvimento socioeconômico futuro, incluindo possíveis tendências na agricultura e uso da terra (Popp et al., 2017). Para o presente estudo utilizamos o SSP1 e o SSP5. O SSP1 pressupõe que o mundo muda gradualmente, mas de forma abrangente, em direção a um caminho mais sustentável, enfatizando um desenvolvimento mais inclusivo que respeite os limites ambientais percebidos. Já o SSP5 pressupõe um futuro impulsionado pelo sucesso econômico das economias industrializadas e emergentes, projetando um mundo cada vez baseado nos mercados competitivos, na inovação e nas sociedades participativas, com vista a produzir rápido progresso tecnológico e desenvolvimento do capital humano como o caminho para o desenvolvimento sustentável (Popp et al., 2017). Tanto o SSP1 quanto o SSP5 podem ser associados aos RCPs escolhidos para o modelo climático.

Os dados sobre elevação foram obtidos a partir do mapa Missão de Topografia de Radar de Ônibus (SRTM) (<https://dwtkns.com/srtm/>), com resolução de 90 m (US Geological Survey, 2006). A partir desses mapas, e com base nos pontos de ocorrência, extraímos todos os dados de elevação das áreas em que a espécie ocorre usando o Software R (v. 3.6.1). Os dados de características de habitat foram obtidos na literatura sobre a espécie (a saber: Pinto e Tavares, 1993; Oliver & Santos, 1991; Canale 2010; Chagas & Ferrari 2010).

Análise de dados

Nosso primeiro passo foi realizar a modelagem do nicho ecológico (modelo climático). Por se tratar de uma espécie cuja dispersão é limitada por barreiras geográficas (Coimbra-Filho et al. 1991; Silva Jr. 2001), sendo essas barreiras o rio São Francisco a oeste e a norte, o rio Jequitinhonha ao sul, e o oceano Atlântico no seu limite oriental (Figura 1), calibramos o modelo usando o *shapefile* da espécie, disponível no site da IUCN

(<https://www.iucnredlist.org/>). Os modelos climáticos foram gerados utilizando o algoritmo de máxima entropia (Maxent). O Maxent utiliza um conjunto de grades ambientais (por exemplo, climáticas) e localidades de ocorrência georreferenciadas (por exemplo, mediadas por GBIF) e expressa uma distribuição de probabilidade em que cada célula da grade tem uma adequação prevista de condições para as espécies (Phillips et al., 2006; Phillips & Dudík, 2008; Elith et al., 2011). A adequabilidade, variando entre 0 (habitat inadequado) e 1 (habitat ótimo) (Phillips e Dudík, 2008), é calculada para cada célula do mapa, como uma função das variáveis ambientais. O teste estatístico da área sob a curva (*Area Under the Curve* - AUC) foi utilizado para validação e avaliação da qualidade dos modelos finais gerados (Swets, 1988; Thuiller et al., 2006; Phillips et al., 2006; Beaumont et al., 2009). Utilizamos os pacotes *spocc*, *spThin*, *dismo*, *rgeos*, *ENMeval*, *dplyr*, e *wallace* do Software R (v. 3.6.1).

Nossa segunda análise foi o modelo de paisagem. Com base nas estimativas de uso futuro da terra, extraídas do LUH e dos dados de elevação em que a espécie ocorre, eliminamos da área de ocorrência conhecida para a espécie, tanto para o presente quanto para o futuro, todas as áreas em que os tipos de uso da terra, bem como sua elevação, são considerados inadequados para a ocorrência da espécie. Esses recortes foram feitos com auxílio do pacote *habitaR* do Software R (Dória et al., in prep.). Ao final dessa análise, foram gerados mapas onde é possível visualizar as áreas adequadas, no que diz respeito ao uso do habitat e preferências de elevação, onde a espécie pode ocorrer.

Nossa terceira análise foi uma junção das duas anteriores: o modelo aditivo. Para tanto, sobrepusemos o modelo de habitat e o modelo climático, retirando recortamos dos mapas (presente e futuros, em diferentes cenários) gerados pelo modelo climático, todos os tipos de uso da terra e todas as elevações que são consideradas inadequadas para a ocorrência de *S. xanthosternos*. Essa análise é importante pois nos permite ter uma estimativa mais precisa acerca das áreas adequadas para a espécie.

Após essas três análises, calculamos, para cada um dos modelos (climático, paisagem e aditivo) e em cada um dos cenários (pessimistas e otimistas) presente (média dos anos 1970 a 2000) e futuros (2050 e 2070), métricas de paisagem nos fragmentos considerados adequados, tais como: tamanho total de área adequada, porcentagem de cobertura florestal remanescente e porcentagem de áreas remanescentes protegidas por Unidades de Conservação (UCs). As informações referentes às características dos fragmentos foram obtidas através do pacote *landscapemetrics* no Software R (v. 3.6.1). Avaliamos ainda o estado de conservação da espécie, utilizando o critério B da IUCN (IUCN 2001), que trata de distribuição geográfica

restrita, e apresentando fragmentação, declínio ou flutuações. Para tanto, a espécie teria que ter, em área potencial, < 2.000.000 ha para ser considerada vulnerável, < 500.000 ha para ser considerada em perigo e < 10.000 ha, para atingir o status de criticamente em perigo (IUCN 2001).

Resultados

Nossos resultados demonstraram que tanto as mudanças climáticas quanto as mudanças no uso da terra afetam a distribuição futura de áreas adequadas para *S. xanthosternos*. Os efeitos de ambos os modelos avaliados em conjunto (modelo aditivo) apresentam um potencial bem maior de afetar a distribuição futura de áreas adequadas, visto que, no que diz respeito ao tamanho total de área adequada, nosso modelo aditivo apresentou os menores valores. Nossos resultados também preveem as maiores perdas de área adequada dentro dos biomas Cerrado e na Caatinga, tanto no modelo climático quanto no modelo aditivo.

Nosso modelo climático apresentou valor do teste de acurácia (AUC) de 0.88, o que é considerado adequado. O valor de limiar (*threshold*) encontrado foi de 0.32. A distribuição futura de áreas adequadas para a espécie não se concentrou em áreas dentro de Unidades de Conservação (UCs). Com relação ao estado de conservação da espécie, nossos resultados mostraram que, independentemente do modelo e do cenário avaliado, considerando apenas o critério B da IUCN, a espécie seria classificada como vulnerável de extinção durante os próximos 50 anos.

No que diz respeito apenas às mudanças climáticas, nosso modelo prevê uma redução de áreas adequadas, se comparadas ao presente, apenas no cenário pessimista em 2050. Nos demais cenários, prevemos um aumento de áreas adequadas. Analisando a distribuição das áreas, nos próximos 50 anos para *S. xanthosternos*, percebemos que, com relação ao modelo climático, a espécie ficará restrita a uma pequena extensão da Mata Atlântica. Já nos biomas Cerrado e Caatinga, a espécie terá apenas poucos fragmentos com áreas adequadas. Desta maneira, dentro da área de distribuição da espécie, reconhecida pela IUCN, a Mata Atlântica será responsável por manter a maior quantidade de áreas adequadas para *S. xanthosternos* (Figuras 2A, 2D, 2G, 3D e 3G).

Encontramos ainda que, no clima atual, *S. xanthosternos* dispõe de uma área adequada de 8.852.330 hectares (ha) (Figura 2A). Já as nossas projeções futuras apontam que em 2050, no cenário otimista (RCP 4.5), que prevê reduções nas emissões de gases do efeito estufa

(GEEs), *S. xanthosternos* terá aumento de suas áreas adequadas se comparadas ao presente, com um ganho de 3.462.662 ha (Figura 2D). Já para o ano de 2070, nossas projeções apontam que, no cenário otimista (RCP 4.5), *S. xanthosternos* terá um aumento de suas áreas adequadas se comparadas ao presente (ganho de 1.830.529 ha; Figura 2G). Nossos cenários pessimistas (RCP 8.5) apontam que no ano de 2050 haverá uma redução de áreas adequadas, se comparadas ao presente, com uma perda de 601.260 ha (Figura 3D), enquanto que em 2070, nossas projeções apontam para um ganho de área se comparada ao presente (ganho de 1.821.033 ha; Figura 3G).

Para o presente, pelo modelo climático, a espécie dispõe atualmente de 7% de cobertura florestal, sendo 6% de suas áreas adequadas protegidas por Unidades de Conservação (UCs). Nos cenários otimistas o que percebemos é que, em 2050, via modelo climático, a espécie terá um ganho de sua cobertura florestal disponível, saindo de 7% para 14%, sendo que 5% dessas áreas adequadas estarão protegidas por UCs. Para o cenário otimista, em 2070, a espécie terá disponíveis 12% de cobertura florestal, com 5% de suas áreas adequadas dentro de UCs. Já nos cenários pessimistas, percebemos que para o ano de 2050, a espécie terá disponíveis 9% de cobertura florestal, 6% dessas áreas protegidas por UCs. Já para o cenário pessimista em 2070, a espécie terá disponíveis, 12% de cobertura florestal, com 5% dessas áreas protegidas por UCs.

Ao levarmos em consideração apenas o modelo de paisagem, no presente, o total de áreas adequadas que a espécie terá será 21.427.445 ha (Figura 3B). Já nossas projeções futuras apontam que no cenário otimista (SSP1), se houver reduções nas emissões de gases do efeito estufa (GEEs), tanto em 2050 quanto em 2070, *S. xanthosternos* terá aumento de suas áreas adequadas se comparadas ao presente, sendo um ganho de 2.603.739 ha em 2050, e de 3.000.430 ha em 2070 (Figuras 2E e 2H). Para o cenário pessimista (SSP5) tanto no ano de 2050 quanto no ano de 2070, nossas projeções apontam para uma redução de áreas adequadas, se comparadas ao presente, sendo uma perda de 1.404.386 ha (Figuras 3E e 3H).

Com relação ao modelo de paisagem, podemos perceber que, apesar da espécie apresentar uma redução no número de áreas consideradas adequadas, no decorrer dos próximos 50 anos, tanto no cenário otimista quanto no pessimista, a espécie encontrará áreas adequadas espalhadas por toda sua extensão de ocorrência, reconhecida pela IUCN. Mesmo no pior cenário avaliado (cenário pessimista em 2070), a espécie terá áreas adequadas que se manterão dentro do domínio dos biomas Cerrado e Caatinga, além de áreas no bioma Mata Atlântica.

Ainda no que diz respeito ao modelo de paisagem, no presente a espécie tem disponíveis áreas com 38% de cobertura florestal, sendo 6% delas protegidas por UCs. Nos cenários

otimistas (SSP1) o que percebemos é que, em 2050, a espécie terá disponíveis áreas adequadas com 30% de cobertura florestal, permanecendo com 6% de dessas áreas adequadas protegidas por UCs. Já em 2070, nosso modelo de paisagem mostra que a espécie terá disponíveis áreas com 31% de cobertura florestal, com 6% dessas áreas dentro de UCs. Já nos cenários pessimistas (SSP5), percebemos que para o ano de 2050, a espécie contará com áreas apresentando 26% de cobertura florestal, permanecendo com 6% de áreas adequadas protegidas por UCs. Nossos resultados do modelo de paisagem não demonstraram diferenças entre as características dos fragmentos do cenário pessimista em 2050 e em 2070. Essa falta de diferença entre esses anos demonstra que a espécie enfrentará mais fortemente, a curto prazo, os efeitos das alterações do clima e do uso do solo, tendo cada vez mais sua distribuição geográfica restrita, e reforçando ainda que medidas mitigatórias devem ser tomadas imediatamente.

Ao considerarmos o modelo aditivo, onde os efeitos das mudanças climáticas e as alterações no uso da terra são avaliadas juntas, a espécie tem atualmente disponíveis 3.509.973 ha de áreas consideradas adequadas (Figura 2C). Já para o futuro, no cenário otimista (RCP 4.5; SSP1) tanto no ano de 2050 quanto no ano de 2070, nossas projeções apontam que se houver reduções nas emissões de gases do efeito estufa (GEEs), *S. xanthosternos* terá um aumento no tamanho de suas áreas adequadas, sendo um ganho de 19.543 ha em 2050, e de 68.919 ha em 2070 (Figura 2F e 2I). Já no cenário pessimista (RCP 8.5 e SSP5), nossas projeções apontam para uma redução de áreas adequadas tanto para o ano de 2050 quanto para o ano de 2070, se comparadas ao presente, sendo uma perda de 438.979 ha em 2050 e de 523.017 em 2070 (Figura 3F e 3I). Nossos resultados preveem que, nos próximos 50 anos tanto nos cenários otimistas quanto pessimistas, as áreas consideradas adequadas ficarão cada vez mais restritas à Mata Atlântica, sendo que este bioma será responsável por manter uma pequena porção de áreas adequadas, servindo de refúgio para a espécie. Nossa análise prevê ainda uma extinção da espécie dentro dos biomas Cerrado e Caatinga e áreas de ecótono (Figura 2I e 3I).

No modelo aditivo percebemos que, para o presente, a espécie tem disponíveis em suas áreas adequadas apenas 6% de cobertura florestal, com 10% destas áreas dentro de UCs. Nos cenários otimistas (RCP 4.5; SSP1), em 2050, a espécie terá disponíveis, em suas áreas adequadas, apenas 4% de cobertura florestal, com 9% delas dentro de UCs, Para o ano de 2070, *S. xanthosternos* terá apenas 4% de cobertura florestal disponíveis em suas áreas adequadas, com 8% dessas áreas protegidas por UCs. Já nos cenários pessimistas (RCP 8.5 e SSP5), para o ano de 2050, a espécie terá disponíveis, em suas áreas adequadas apenas 4% de cobertura florestal, com 10% dessas áreas adequadas dentro de UCs. Já em 2070, a espécie terá

disponíveis 4% de cobertura florestal em suas áreas adequadas, sendo 9% dessas áreas dentro de UCs.

Modelos otimistas – RCP 4.5; SSP1

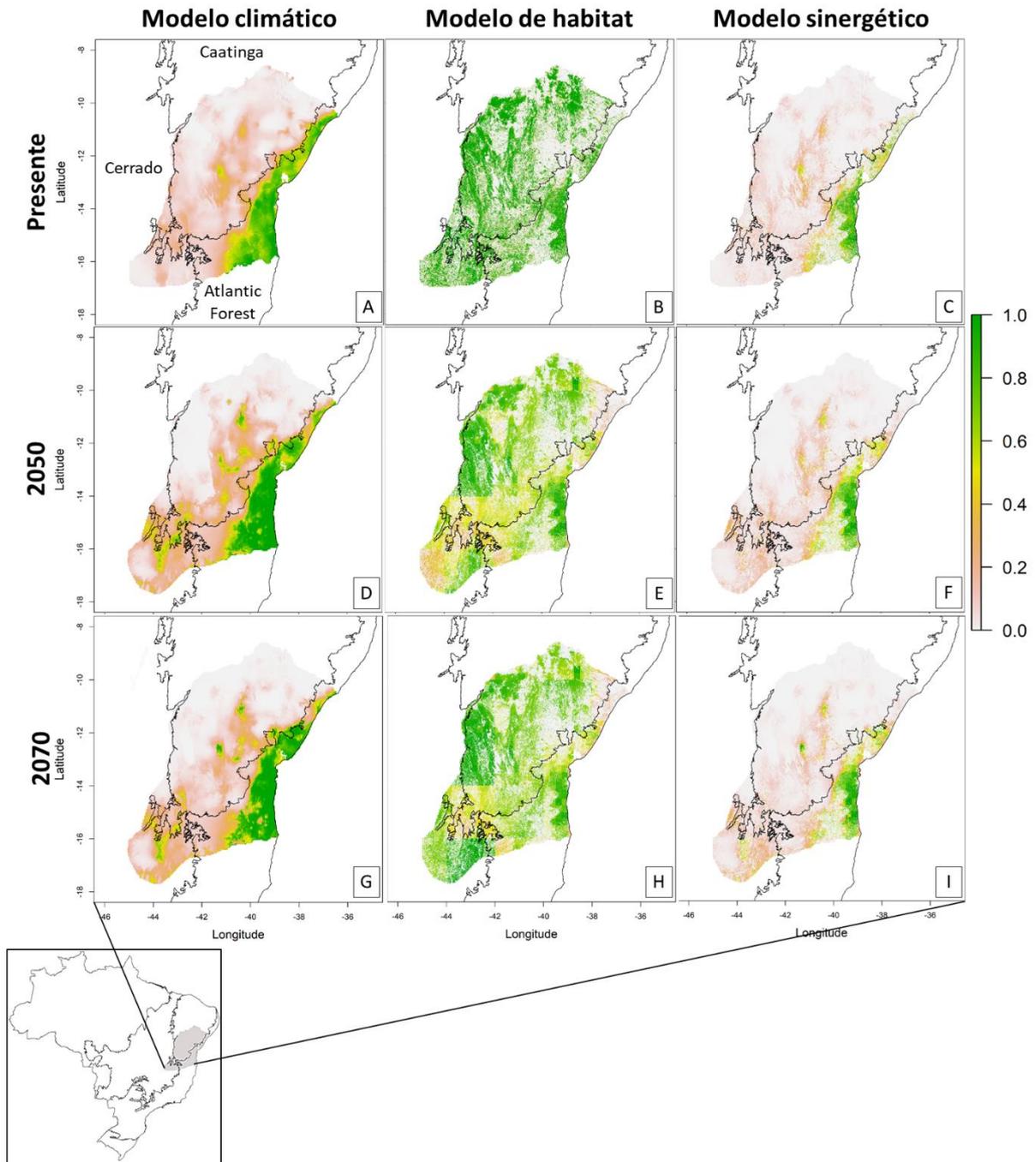


Figura 2: Áreas adequadas para a espécie *S. xanthosternos*, dentro dos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica para o presente e o futuro (anos de 2050 e 2070), no cenário otimista (RCP 8.5, SSP5), utilizando o modelo climático (Figuras 2A, 2D e 2G), modelo de paisagem (Figuras 2B, 2E e 2H), e o modelo aditivo (2C, 2F e 2I). Quanto mais próximas de 1 (verde) mais adequadas essas áreas são, quanto mais próximas de 0 (branco) menos adequadas elas são.

Modelos pessimistas – RCP 8.5; SSP5

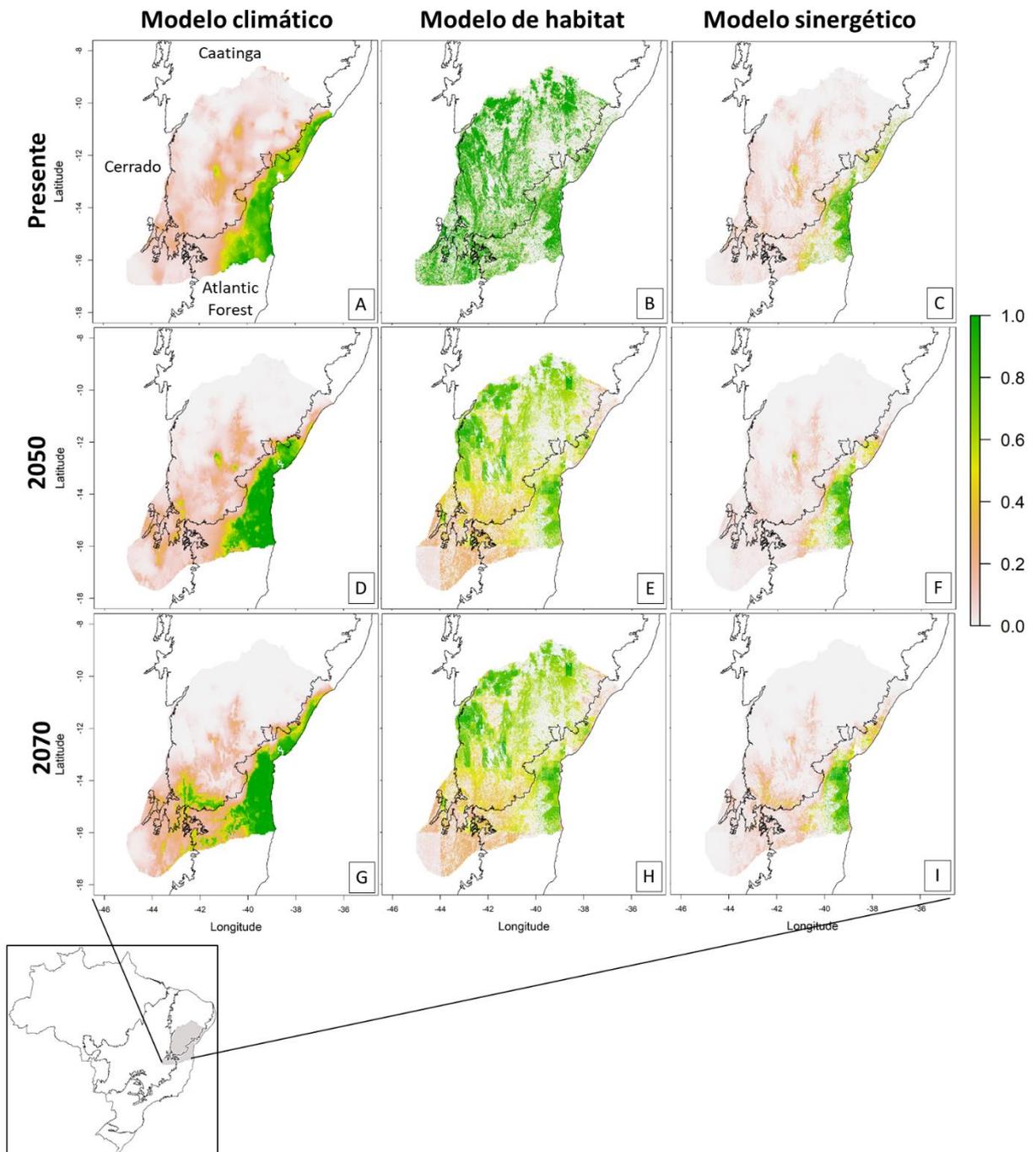


Figura 3: Áreas adequadas para a espécie *S. xanthosternos*, dentro dos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica para o presente e o futuro (anos de 2050 e 2070), no cenário pessimista (RCP 8.5, SSP5), utilizando o modelo climático (Figuras 3A, 3D e 3G), modelo de paisagem (Figuras 3B, 3E e 3H), e o modelo aditivo (3C, 3F e 3I). Quanto mais próximas de 1 (verde) mais adequadas essas áreas são, quanto mais próximas de 0 (branco) menos adequadas elas são.

Discussão

As maiores perdas de área adequada para *S. xanthosternos* estão previstas no Cerrado e na Caatinga, independente do ano, da análise e do cenário avaliado, devido à previsão de desertificação futura nestes biomas (Figuras 2 e 3). Espécies do Cerrado e Caatinga possivelmente sofrerão mais com as mudanças globais porque estão em regiões de baixa latitude, que já apresentam temperaturas elevadas e baixa precipitação em boa parte do ano (Oliveira, 2015). Além disso, há previsões de aquecimento intenso, com aumento de 3 a 4,5°C em temperatura, bem como grave diminuição da precipitação entre 30 e 50% nesses biomas previstas pelo Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas - PBMC em 2013 (Panigai, 2018). Nossa análise também prevê uma extirpação local da espécie em algumas áreas da Mata Atlântica, onde suas áreas adequadas serão limitadas à porção sul de sua distribuição reconhecida pela IUCN.

Mudanças climáticas e o uso da terra, quando analisadas em conjunto, reduzem mais fortemente a distribuição geográfica futura de *S. xanthosternos*, do que quando analisadas separadamente (Figuras 2 e 3). Desta maneira, reforçamos a importância da utilização conjunta de informações sobre mudanças climáticas e da paisagem, em uma mesma análise, pois nem sempre áreas climaticamente adequadas possuem características de paisagem propícias para a ocorrência de determinada espécie, e ambas afetam a distribuição geográfica de diversos táxons. Outros fatores que também afetam a distribuição (e.g., presença de predadores e parasitas, recursos alimentares, pressão de caça) também deveriam ser incluídos em análises futuras, à medida que informações precisas sobre a história natural do grupo forem sendo disponibilizadas, e à medida que os métodos analíticos forem evoluindo de modo a permitir a formulação de modelos preditivos ainda mais precisos.

Efetivamente, a maior ameaça para o futuro da biodiversidade terrestre parece residir na combinação entre as mudanças climáticas aceleradas e a modificação de paisagens, derivada, sobretudo, do uso do solo para agropecuária (Vale et al., 2009; Mantyka-Pringle et al., 2011). Tais fatores exercerão forte influência sobre a distribuição e a persistência de espécies e populações (Opdam & Wascher, 2004; Virkkala et al., 2008; Mantyka-Pringle et al., 2011; Beale et al., 2013; Waller et al., 2017). Entre os principais motivos para que, em conjunto, esses efeitos sejam maiores, está a capacidade de dispersão de espécies para encontrar áreas adequadas climaticamente (Berry et al., 2005; Schweiger et al., 2008; Hodd et al., 2014). Além de os primatas apresentarem baixa velocidade de dispersão, os mesmos encontram barreiras

naturais e antrópicas (ex. desmatamento), que certamente terão fortes influências, podendo dificultar ou até mesmo impossibilitar suas dispersões (Pearson & Dawson 2003). Alterações na paisagem devido a atividades humanas podem dificultar ainda mais a dispersão das espécies, em função da perda e fragmentação de habitats para grandes plantações, construção de estradas e represas, dentre outros usos do solo.

A baixa porcentagem de cobertura florestal identificada para o futuro em áreas consideradas adequadas para *S. xanthosternos*, se deve principalmente ao alto impacto antrópico que biomas de ocorrência dessa espécie sofreram ao longo dos anos. Especificamente na Mata Atlântica, onde a espécie tenderá a manter áreas adequadas, nos próximos 50 anos, sabe-se que é um bioma altamente fragmentado (Ribeiro et al., 2011), e concentra hoje cerca de 70% da população humana brasileira. Além disso, remanescentes de habitats dentro da Mata Atlântica são rodeadas por uma matriz agrícola inóspita e de baixa permeabilidade (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010; Ribeiro et al., 2011).

Embora algumas espécies de primatas sejam capazes de cruzar e se beneficiar de matrizes não florestadas, como áreas agrícolas (Mandujano et al., 2004; Canale et al., 2013; Souza-Alves et al., 2019), áreas antrópicas aumentam o conflito entre humanos e animais selvagens. Primatas são ameaçados por ataques de cães, contato com eletricidade, vingança dos fazendeiros por causa de invasão a plantações, bem como pelo comércio ilegal de animais de estimação (Fuentes, 2006). Sabe-se, por exemplo, que indivíduos de *Sapajus* não são capazes de atravessar plantações de cana-de-açúcar com extensões superiores a 200 metros (para alcançar manchas florestais nas proximidades: Lynch Alfaro et al., 2014; Oliveira & Langguth, 2006).

Com relação às áreas adequadas protegidas por UCs, em apenas dois cenários (modelo aditivo presente e 2050 pessimista - Figuras 3C e 3F) as UCs representam 10% das áreas adequadas para a espécie, nas demais análises elas representam entre 5% e 6% das áreas adequadas. UCs e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), tanto no presente como no futuro, representam uma proteção muito pequena para todas as espécies do gênero *Sapajus*, com uma cobertura que sequer alcança 3% das áreas adequadas para as espécies (Panigai, 2018). Nossos resultados refletem a situação atual do sistema de UCs no Brasil, visto que apesar de possuir 18% do seu território protegido por alguma UC (WWF, 2019), apenas 6% destas, estão em UCs de proteção integral, ou seja, aquelas que permitem apenas o uso indireto dos recursos naturais e atividades como educação, pesquisa científica e turismo. Os demais 12% são unidades de uso sustentável, nas quais são permitidas atividades econômicas,

sendo 5,4% em Áreas de Proteção Ambiental (APA), categoria com pouquíssimas restrições de uso da terra, contendo inclusive cidades e fazendas no seu interior (WWF, 2019).

Atualmente, a Mata Atlântica possui apenas 10,3% de sua área sob proteção e apenas 2,6% se enquadram no status de alta proteção (MMA, 2018). Um cenário ainda mais preocupante é observado nos biomas Caatinga e Cerrado, onde 8% das áreas estão protegidas e apenas 1,6% e 3%, respectivamente, estão dentro de áreas de proteção integral (MMA, 2018). Além disso, algumas áreas protegidas são referidas como “áreas protegidas no papel” porque necessitam de infraestrutura ou recursos essenciais (Saout et al., 2013; Oliveira & Bernard, 2017) para sua manutenção. Além disso, as UCs existentes não são efetivas para a proteção de espécies, devido principalmente a problemas com a fiscalização das atividades ilegais, questões fundiárias mal resolvidas, reduzidos recursos humanos e financeiros e precariedade infraestrutural e de comunicação (Brandão e Schiavetti, 2017). Nosso modelo aditivo pode ser utilizado como referencial na indicação de áreas a serem transformadas em UCs, visto que avaliamos não apenas os efeitos das mudanças climáticas, mas também as mudanças da paisagem, através do uso da terra. Além disso, os custos associados à criação de novas UCs são menores do que os custos relacionados à recuperação de áreas degradadas. O custo para a criação de uma UC está orçado em R\$ 273.000,00 para gastos com diagnóstico socioeconômico e ambiental, diagnóstico da situação fundiária e consulta pública, itens obrigatórios para a criação de uma UC (Muanis et al., 2009). Já no que diz respeito à recuperação de áreas degradadas, no Cerrado, por exemplo, os Planos de Recuperação de Área degradada (PRAD) executados têm sido orçados entre R\$ 500,00 e R\$ 15.000,00 por hectare re-vegetado (Corrêa, 2007), podendo chegar até a R\$ 40.000,00 por hectare em área completamente degradada de Mata Atlântica (Almeida et al., 2010).

Com relação ao estado de conservação da espécie, nossos resultados mostraram que independente da análise, cenário e/ou do ano avaliado, levando em consideração apenas a categoria B da IUCN, a espécie se manterá com status de vulnerável. Porém, cabe salientar que, apesar de *S. xanthosternos* se manter como “vulnerável” em nosso estudo, de acordo com o Ministério do Meio Ambiente e com o IUCN, levando em consideração várias outras categorias, *S. xanthosternos* é classificada como “Criticamente em Perigo”, categoria essa, de maior risco dentre as ameaçadas (Panigai, 2018). Os principais critérios que colocam *S. xanthosternos* como “Criticamente em perigo” são a perda, fragmentação e desconexão de hábitat, através de assentamentos rurais, agricultura, pecuária, incêndios, caça e apanha, ocasionando um declínio

populacional continuado e a redução populacional de pelo menos 50% nas últimas três gerações (IUCN, 2015; Kierulff et al., 2015, 2016; BRASIL, 2016).

Desta maneira podemos afirmar que as mudanças climáticas, da paisagem e, principalmente, os efeitos em conjunto destas duas representam uma importante ameaça para *S. xanthosternos*, que sofre com outros estressores como a pressão de caça, a perda/fragmentação/degradação de habitats ou a desertificação (Caatinga e Cerrado) (Canhos et al., 2008; Lynch Alfaro et al., 2014). Vale ressaltar ainda que uma redução tão drástica nas áreas adequadas, como previstas para os cenários futuros pessimistas, causará uma grande perda populacional, tornando, inclusive, diversas populações de *S. xanthosternos* extintas. Essa perda vai eliminar culturas primatas inteiras como, por exemplo, a de beber água de coco verde, encontrada no nordeste da Bahia (Franco, 2021), bem como sua capacidade para a utilização de ferramentas de pedra para quebrar cocos, em ambientes de floresta seca (Canale et al., 2009)

Em um cenário em que a extinção de primatas está relacionada principalmente à perda de habitat (Estrada et al., 2018), a identificação de áreas para a manutenção dessas populações deve contribuir para o sucesso de ações de conservação, podendo refinar as propostas presentes no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (PAN PriNE). Além disso, esses resultados podem auxiliar em programas de reintrodução ou translocação (Molloy et al., 2019). Nosso estudo reveste-se de urgência no atual contexto político no Brasil, que favorece a exploração ambiental e estimula a perda de leis e normativas de conservação, resultando em progressivo desmatamento, fragmentação e destruição de habitat no país (Ferrante & Fearnside, 2019).

Conclusões

Podemos concluir que as mudanças antrópicas no clima em adição com as mudanças da paisagem, através dos diferentes usos da terra, têm um potencial destruidor, reduzindo em conjunto e de maneira drástica a distribuição futura de *S. xanthosternos*. Assim, modelos climáticos de distribuição futura de espécies devem ser complementados com análises de outros fatores relevantes para a distribuição de espécies, em particular com modelos de paisagem. Nossos resultados apontam que nos próximos 50 anos, se mantivermos o atual ritmo de degradação, *S. xanthosternos* será localmente extinto nos biomas Cerrado e Caatinga, bem como na Mata Atlântica dentro dos Estados de Sergipe e Minas Gerais. Grande parte de áreas adequadas, dentro do Bioma Mata Atlântica, também será perdida no Estado da Bahia, porém

a região Sul desse estado será responsável por manter as áreas adequadas, que servirão de refúgio para *S. xanthosternos*.

Concluimos também que independente da análise, do cenário e/ou do ano avaliado, a espécie se manterá com status de vulnerável, de acordo apenas com a categoria B da IUCN. Além disso, concluimos que fragmentos pequenos, isolados, de alta densidade e baixa cobertura florestal vão compor a maioria das áreas adequadas para *S. xanthosternos* no futuro. Outro fator que pode demonstrar a fragilidade da espécie nos nossos resultados é a baixa quantidade de áreas adequadas dentro de UCs, tanto no presente quanto para as projeções futuras, visto que, cerca de 90% das áreas adequadas encontram-se fora de UCs, independente da análise utilizada e ano avaliado.

Sugerimos que trabalhos futuros sobre a ecologia e comportamento de espécies, frente às alterações de clima, principalmente para espécies dependentes de habitats florestais, procurem adicionar, em suas análises, informações relacionadas às modificações do uso da terra, visto que ambas atuam em conjunto e vem se mostrando como os principais fatores de perda de biodiversidade em todo o mundo, sendo importantes ferramentas para guiar os esforços de conservação, incluindo a manutenção, a criação e a mudança dos limites de áreas de conservação ambiental. Entender como as espécies se comportam frente a cenários de mudanças climáticas e uso da terra, ajudam a traçar melhores estratégias de manejo e conservação de espécies. Sugerimos, ainda, que esses trabalhos se concentram em avaliar as características dos fragmentos adequados onde a espécie tenderá a se manter, bem como verificar a situação atual e as características das UCs em que a espécie se encontra. Isso trará uma situação mais detalhada de quais características das áreas terão maiores influências na manutenção da espécie a longo prazo auxiliando, portanto, na tomada de decisão de quais e onde UCs e corredores ecológicos devem ser ampliados e/ou criados. Além disso, é necessário investir em restauração de áreas degradadas, em áreas de alta adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie.

Fornecemos informações importantes para a conservação de uma espécie de primata, que faz parte do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (PAN PriNE). As áreas previstas como adequadas para a ocorrência da espécie, no presente estudo, localizadas principalmente na porção sul (Bioma Mata Atlântica), da distribuição de ocorrência da espécie reconhecida pela IUCN, podem servir como base para a seleção de novas áreas prioritárias para a conservação de *S. xanthosternos*, ou para a expansão ou conexão de áreas protegidas existentes.

Referências bibliográficas

- ALMEIDA, L.F.; LIMA, M. F.; BRAGA, M. S.; MATTOS, C. N.; KALE, F. L. D. 2010. Diagnóstico de áreas potenciais para recuperação de área degradada, em região de extração de areia, com uso de sedimento de canal de adução de água e lodo de estação de tratamento de esgoto. X Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Maceió.
- ARAÚJO, M.B., GUIBAN, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *J. Biogeogr.* 33, 1677–1688.
- ASNER, G.P., LOARIE, S.R., HEYDER, U. 2010. Combined effects of climate and land-use change on the future of humid tropical forests. *Conserv. Lett.* 3, 395–403.
- BARBET-MASSIN M.; THUILLER W.; & JIGUET F. 2012. The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology* 18:881-890.
- BEALE C.M. et al. 2013. Protected area networks and savannah bird biodiversity in the face of climate change and land degradation. *Ecology Letters*, v. 16, p. 1061–1068.
- BEAUMONT, L.J.; GALLAGHER, R.V.; DOWNEY, P.O.; THUILLER, W.; LEISHMAN, M.R.; HUGHES, L. 2009. Modelling the impact of *Hieracium spp.* on protected areas in Australia under future climates. *Ecography*, v. 32, p. 757-764.
- BERRY P.M.; WHITTAKER M.; LADLE R.J. 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology & Biogeography*, n. 14, p. 529-538.
- BOYLE, S. A. et al. 2013. Primates of the Biological Dynamics of Forest Fragments Project: A History. In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. (Eds.). *Primates in Fragments: complexity and resilience*. New York: Springer Science & Business Media. p. 57-74.
- BROOK, B.W., SODHI, N.S., BRADSHAW, C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol. Evol.* 23, 453–460.
- BROWN J.L. & YODER, A.D. 2015. Shifting ranges and conservation challenges for lemurs in the face of climate change. *Ecology and Evolution*, 5(6), 1131–1142.
- BUCKLEY, L. B.; URBAN, M. C.; ANGILLETTA, M. J.; CROZIER, L. G.; RISSLER, L. J. & SEARS, M. W. 2010. Can mechanisms inform species' distribution models? *Ecology Letters* 13:1041-1054.
- CANALE, G.R.; GUIDORIZZI, C.E.; KIERULFF, M.C.M.; GATTO, C.A.F.R. 2009 First record of tool use by wild populations of the yellow-breasted capuchin monkey (*Cebus xanthosternos*) and New record for the bearded capuchin (*cebus libidinosus*). *American Journal of Primatology*, 71(5):366-372.
- CANALE G.R. et al. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS. ONE*, v. 7, n. 8, e41671.
- CANALE, R. G; KIERULFF, M. C. M; CHIVERS, D. J. 2013. A Critically Endangered Capuchin Monkey (*Sapajus xanthosternos*) Living in a Highly Fragmented Hotspot. In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. (Ed.). *Primates in Fragments: Complexity and Resilience*. New York: Springer Science & Business Media. 559 p.

CANHOS V. P.; SIQUEIRA M.F.; MARINO A.; CANHOS D.A.L. 2008. Análise da vulnerabilidade da biodiversidade brasileira frente às mudanças climáticas globais. *Parcerias estratégicas*, n, 27.

CHAPMAN C.A.; CHAPMAN L.J.; STRUHSAKER T.T.; ZANNE A.E.; CLARK C.J.; & POULSEN J.R. 2005. A long-term evaluation of fruiting phenology: Importance of climate change. *Journal of Tropical Ecology*, 21(01), 31–45.

COIMBRA-FILHO AF; RYLANDS A.B.; PISSINATI A.; & SANTOS I.B. 1991/92. The distribution and status of the buff-headed capuchin monkey, *Cebus xanthosternos* Wied 1820, in the Atlantic Forest region of eastern Brazil *Primate Conservation* 12-13:24-30.

COIMBRA-FILHO, A.F.; ROCHA E SILVA, R. E PISSINATTI, A. 1991. Acerca da distribuição geográfica original de *Cebus apella xanthosternos* Wied, 1820 (Cebidae, Primates). *A Primatologia no Brasil* 3: 215-224.

CORRÊA, R.S. 2007. Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado: Manual para revegetação. 2.ed. Brasília: Universa, 2007. 187p.

CRUTZEN, P.J. 2006. The “Anthropocene”. In: Ehlers E & Krafft T (eds.) *Earth System Science in the Anthropocene*, New York. Pp. 13-18.

DAVIS, M.B. & SHAW, R.G. 2001. Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. *Science* 292: 673-679.

DAVIS, M.B. & SHAW, R.G. 2001. Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. *Science* 292: 673-679.

DEUTSCH, C. A.; TEWKSBURY, J. J.; HUEY, R. B.; SHELDON, K. S.; GHALAMBOR, C. K.; HAAK, D. C. & MARTIN, P. R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude Thermal Safety margin. *PNAS* 105:6668-6672.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; NABOUT, J. C.; BINI, L. M.; LOYOLA, R. D.; RANGEL, T. F.; NOGUÉS-BRAVO, D. & ARAÚJO, M. B. 2010. Ensemble forecasting shifts in climatically suitable areas for *Tropidacris cristata* (Orthoptera: Acridoidea: Romaleidae). *Insect Conservation and Diversity* 3:213-221.

ELITH, J., C.H. GRAHAM, R.P. ANDERSON, M. DUDIK, S. FERRIER, A. GUISAN, R.J. HIJMANS, F. HUETTMANN, J.R. LEATHWICK, A. LEHMANN, J. LI, L.G. LOHMANN, B.A. LOISELLE, G. MANION, C. MORITZ, M. NAKAMURA, Y. NAKAZAWA, J.M. OVERTON, A.T. PETERSON, S.J. PHILLIPS, K. RICHARDSON, R. SCACHETTI-PEREIRA, R.E. SCHAPIRE, J. SOBERON, S. WILLIAMS, M.S. WISZ & N.E. ZIMMERMANN. 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* v.29 p.129-151.

ESTRADA R.A.; GARBER P.A.; MITTERMEIER R.A.; WICH S.; GOUVEIA S.; DOBROVOLSKI R.; et al. 2018. Primates in peril: the significance of Brazil, Madagascar, Indonesia and the Democratic Republic of the Congo for global primate conservation. *PeerJ*, n. 6, e4869.

FALEIRO, F. V., MACHADO, R.B. & R. D. LOYOLA. 2013. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biol. Conserv.* 158: 248-257.

FAO. 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations Global Forest Resources. Assessment 2010. FAO Forestry Paper 163 In.

FERRANTE L. & FEARNSIDE P.M. 2019. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environmental Conservation*, n. 46, p. 261–263.

FLESHER, K. M. 2015. The Distribution, Habitat Use, and Conservation Status of Three Atlantic Forest Monkeys (*Sapajus xanthosternos*, *Callicebus melanochir*, *Callithrix* sp.) in an Agroforestry/Forest Mosaic in Southern Bahia, Brazil. *International Journal of Primatology*, v. 36, n. 6, p. 1172-1197.

FRANKLIN, J. 2010. Mapping Species Distribution. Cambridge, Cambridge University Press. 338p.

FUENTES A. 2006. Human-Nonhuman primate interconnections and their relevance to anthropology. *Ecological and Environmental Anthropology*, n. 2, p. 1–11.

MUANIS, M.M.; SERRÃO, M.; GELUDA, L. 2009. Quanto custa uma unidade de conservação federal? : uma visão estratégica para o financiamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Snuc) Rio de Janeiro: Funbio, 52p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA - SOSMA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. 2018. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2015 – 2018. Relatório Parcial. Fundação SOS Mata Atlântica / Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, 156p.

GADSDEN H.; BALLESTEROS-BARRERA C.; HINOJOSA DE LA GARZA O.; CASTAÑEDA G.; GARCÍA-DE LA PEÑA C. & LEMOS-ESPINAL J.A. 2012. Effects of land-cover transformation and climate change on the distribution of two endemic lizards, *Crotaphytus antiquus* and *Sceloporus cyanostictus*, of northern Mexico. *Journal of Arid Environments* 83:1-9.

GARCIA, M. CABEZA, C. RAHBK & M. B. ARAÚJO. 2014. Multiple Dimensions of Climate Change and Their Implications for Biodiversity. *Science* 344:1247579.

GELDMANN J.; BARNES M.; COAD L.; CRAIGIE I.D.; HOCKINGS M.; & BURGESS N.D. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, n. 161, p. 230–238.

GIBSON L, LEE TM, KOH LP, ET AL. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378-383.

GOUVEIA S.F.; SOUZA-ALVES J.P.; RATTIS, L.; DOBROVOLSKI R.; JERUSALINSKY L.; BELTRÃO-MENDES R.; & FERRARI S.F. 2016. Climate and land use changes will degrade the configuration of the landscape for titi monkeys in eastern Brazil. *Global Change Biology*, 22(6), 2003–2012.

GRAY C.L.; HILL S.L.L.; NEWBOLD T.; HUDSON L.N.; BÖRGER L.; CONTU S; et al. 2016. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, n. 7, p. 12306.

GUISAN A. & THUILLER W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol Lett.* n. 8, p. 993–1009.

HARTLEY, S.; KRUSHELNYCKY, P. D. & LESTER, P. J. 2010. Integrating physiology, population dynamics and climate to make multi-scale predictions for the spread of an invasive insect: the Argentine ant at Haleakala National Park, Hawaii. *Ecography* 33:83-94.

HODD R.L.; BOURKE D. & SKEFFINGTON M.S. 2014. Projected Range Contractions of 666 European Protected Oceanic Montane Plant Communities: Focus on Climate Change Impacts Is Essential for Their Future Conservation. PLoS ONE 9: e95147.

HOF, C., LEVINSKY, I., ARAÚJO, M.B., RAHBEK, C. 2011. Rethinking species' ability to cope with rapid climate change. Glob. Change Biol. 17, 2987–2990.

HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs, 75, 3–35.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. 2007. Summary for policymakers. [S.l.].

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. Geneva: IPCC, 151p.

IPCC, 2014: Alterações Climáticas 2014: Impactos, Adaptação e Vulnerabilidade - Resumo para Decisores. Contribuição do Grupo de Trabalho II para o Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea e L.L. White (eds.)]. Organização Meteorológica Mundial (WMO), Genebra, Suíça, 34 p.IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria Version 3.1. In (pp. 30).

IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

IUCN. 2015. International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 22/05/2018.

IUCN. 2018. The Red List of Threatened Species. Version 2018-2. [iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [accessed 02 August 2018].

JEROZOLIMSKI, A.; PERES, C. 2003. Bringing back the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. Biological Conservation v.111, p.415-425.

KIERULFF, M.C.M. et al. 2004. The use of camera-traps in a survey of the buff-headed capuchin monkey, *Cebus xanthosternos*. Neotropical Primates, v.12, n.2, p.56-59.

KIERULFF, M.C.M.; MENDES, S.L.; RYLANDS, A. B. 2015. *Sapajus xanthosternos*. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 16/05/2019.

KRIEGLER E.; EDMONDS J.; HALLEGATTE S.; EBI K.L.; KRAM T.; RIAHI K.; WINKLER H.; VAN VUUREN D.P. 2014. A new scenario framework for climate change research: the concept of shared climate policy assumptions. Climate Change, n.122, pp. 401-414.

KUPFER, J.A.; MALANSON, G.P. AND FRANKLIN S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 8-20.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, Boston, v. 55, p. 77-92.

LEAL, I. R.; SILVA, J.D.; TABARELLI, M.; LACHER, T.E. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 139-146.

LERNOULD, J.M.; KIERULFF, M.C.M.; CANALE, G. 2012. Yellow-breasted capuchin *Cebus xanthosternos*: support by zoos for its conservation – a success story. *International Zoo Yearbook*, 46 (1), 71-79.

LOYOLA, R.D., C. G. BECKER, U. KUBOTA, C. F. B. HADDAD, C. R. FONSECA & T. M. LEWINSOHN. 2008. Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened Neotropical anurans depend on their life-history traits. *PLoS ONE* 3: e2120.

LYNCH-ALFARO J.; IZAR P.; FERREIRA, R.G. 2014. Capuchin monkey research priorities and urgent issues. *American Journal Primatology*, v. 76, p. 705-720.

MANDUJANO S.; ESCOBEDO-MORALES L.A.; & PALACIOS-SILVA R. 2004. Movements of *Alouatta palliata* among forest fragments in Los Tuxtla, México. *Neotropical Primates*, n. 12, p. 126–131.

MANTYKA-PRINGLE, C.S., MARTIN, T.G., RHODES, J.R. 2011. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 18, 1239–1252.

MATSUSHITA, B.; XU, M.; FUKUSHIMA, T. 2006. Characterizing the changes in landscape structure in the Lake Kasumigaura, Japan using a high-quality GIS dataset. *Landscape and Urban Planning*, v.78, p.241-250.

MCKENNEY D.W. et al. 2007. Beyond Traditional Hardiness Zones: Using Climate Envelopes to Map Plant Range Limits. *BioScience*, v. 57, n. 11, p. 929.

MENDOZA, M. E.; GRANADOS, E. L.; GENELETTI, D.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SALINAS, V. 2011. Analysing land cover and land use change process at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography*, v.31, p.237-350.

MEYER A.L.S.; PIE M.R.; & PASSOS F.C. 2014. Assessing the exposure of lion tamarins (*Leontopithecus spp.*) to future climate change. *American Journal of Primatology*, 76(6), 551–562.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). 2018. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs [accessed 02 August 2018].

MOLLOY, S. et al. 2019. Using climate change models to inform the recovery of the western ground parrot *Pezoporus flaviventris*. *Oryx*, v. 54, n. 1, p. 52-61.

MÜLLER, M.W.; VALLE, R.R. Ecofisiologia do cultivo do cacauero. 2012. In: VALLE, R.R, Ciência, tecnologia e manejo do cacauero. Brasília: CEPLAC/CEPEC, p.31-66.

MYERS, N. et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v.403, p.853-858.

NASCIMENTO R.A.; SCHIAVETTI A.; & MONTAÑO R.A.M. 2013. An assessment of illegal capuchin monkey trade in Bahia State, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, n. 8, p. 79–87.

NORI, J.; URBINA-CARDONA, J. N.; LOYOLA, R. D.; LESCANO, J. N. & LEYNAUD, G. C. 2011. Climate Change and American Bullfrog Invasion: What Could We Expect in South America? *PLoS ONE* 6:e25718.

OLIVEIRA A.P.C. & BERNARD E. 2017. The financial needs vs. The realities of in situ conservation: an analysis of federal funding for protected areas in Brazil's Caatinga. *Biotropica*, n. 49, p. 745–752.

OLIVEIRA D.G.R. 2015. Primatas do Cerrado: conservação, biogeografia e mudanças climáticas. Tese de doutorado. Programa de pós-graduação em Ecologia, Universidade de Brasília. 258p.

OLIVEIRA M.M.; LANGGUTH, A. 2006. Rediscovery of Marcgrave's capuchin monkey and designation of a neotype for *Símia Flavia* Schreber, 1774 (Primates, Cebidae). *Boletim do Museu Nacional, nova série*, Rio de Janeiro, v. 523, p. 1–16.

OPDAM P.; WASHER D. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, v. 117, p. 285-297.

OPPENHEIMER, M.; CAMPOS, M. & WARREN, R. (CLAs) et al. 2014. "Emergent Risks and Key Vulnerabilities". In: IPCC. *Climate Change: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*.

PANIGAI, G.F.V. 2018. Avaliação dos impactos das mudanças climáticas futuras sobre a distribuição e a conservação das espécies do gênero *Sapajus* (primates, cebidae). Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em Ciências biológicas, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 58p.

FRANCO, E.M.P. 2021. Sombra e água fresca: a água de coco como recurso indispensável para os *Sapajus xanthosternos* no manguezal. Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em Biodiversidade, Universidade Federal da Bahia. 31p.

PBMC. 2013. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 ao Primeiro Relatório de Avaliação nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Sumário Executivo GT1. PBMC, Rio de Janeiro, 24p.

PEARSON, R.G.; DAWSON T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global Ecology & Biogeography*, n. 12, p. 361-371.

PETERSON, A.T. 2001. Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. *CONDOR*, n. 103, p. 599-605.

PETIT J.R.; JOUZEL J.; RAYNAUD D.; BARKOV N.I.; BARNOLA J.M.; BASILE I.; BENDER M.; CHAPPELLAZ J.; DAVIS M.; DELAYGUE G.; DELMOTTE M.; KOTLYAKOV V.M.; LEGRAND M.; LIPENKOV V.Y.; LORUS C.; PÉPIN L.; RITZ C.; SALTZMAN E.; &

STIEVENARD M. 1999. Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature* 399:429-436.

PHILLIPS, S. J. & DUDÍK, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161-175.

PHILLIPS, S.J., R.P. ANDERSON & R.E. SCHAPIRE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* v. 190 p. 231 -259.

PINTO, L. P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Eds.). *Biologia da Conservação: essências*. São Carlos: RiMa. p. 91-118.

PIRES, A.P.F.; SRIVASTAVA, D.S.; FARJALLA, V.F. 2018. “Is Biodiversity Able to Buffer Ecosystems from Climate Change? What We Know and What We Don’t”. *BioScience*, v. 68, Issue 4, 1:273–280.

POPP A.; CALVIN K.; FUJIMORI S.; HAVLIK P.; HUMPENÖDER F.; STEHFEST E.; BODIRSKY B. L. et al. 2017. Land-use futures in the shared socio-economic pathways. *Global Environmental Change*, n. 42, p. 331-345.

PORTILLO-QUINTERO C.A. & SÁNCHEZ-AZOFEIFA G.A. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, n. 143, p. 144–155.

PRESOTTO A.; REMILLARD C.; SPAGNOLETTI N.; SALMI R.; VERDERANE M.; STAFFORD K.; SANTOS R.R.; MADDEN M.; FRAGASZY D.; VISALBERGHI E. & IZAR P. 2020. Rare Bearded Capuchin (*Sapajus libidinosus*) Tool-Use Culture is Threatened by Land use Changes in Northeastern Brazil. *International Journal of Primatology* v. 41, p. 596–613.

PRIMACK R.B. & RODRIGUES E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina: Ed. Planta, VIII, 328p.

RADCHUK, V.; REED, T.; TEPLITSKY, C. et al. 2019. Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. *Nature Communications*. 10, 3109.

RIBEIRO M.C.; MARTENSEN A.C.; METZGER J.P.; TABARELLI M.; SCARANO F.; & FORTIN M.J. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In *Biodiversity Hotspots* (eds F.E. Zachos & J.C. Habel), pp. 405–433. Springer, Berlin and Heidelberg, Germany.

ROCHA J.M.D.A.; PINTO M.P.; BOUBLI J.P.; & GRELLE C.E.V. 2015. The role of competition in structuring primate communities under different productivity regimes in the Amazon. *PLoS ONE*, 10(12), e0145699.

ROOT, T.L., J.T. PRICE, K.R. HALL, S.H. SCHNEIDER, C. ROSENZWEIG & J.A. POUNDS. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57-60.

RYLANDS, A.B. 1982. The behaviour and ecology of three species of marmosets and tamarins (*Callitrichidae*, Primates) in Brazil. Ph.D. Thesis. University of Cambridge.

RYLANDS, A. 2003. Official List of Brazilian Fauna Threatened with Extinction - 2003. *Neotropical Primates*, v.11, n.1, p. 43-49.

SALA, O.E., III, F.S.C., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.

SALAZAR, L.F., NOBRE, C.A., OYAMA, M.D. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophys. Res. Lett.* 34, 1–6.

SALGADO-LABOURIAU M.L. 1994. *História Ecológica da Terra*. Editora Edgard Blucher Ltda., São Paulo - SP Brazil

SAOUT S.L.; HOFFMANN M.; SHI Y.; HUGHES A.; BERNARD C.; BROOKS T.M. et al. 2013. Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science*, n.342, p. 803-805.

SCHWEIGER O.; SETTELE J.; KUDRNA O.; KLOTZ S. & KÜHN I. 2008. Climate change can 750 cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology*, 89:3472–3479.

SILVA, P. L. A. 2018. Biodiversidade e mudanças climáticas no Brasil: levantamento e sistematização de referências. WWF Brasil (Relatório). Brasília, 60 p.

SILVA JÚNIOR J.S. 2001. Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae), 377 f. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SILVA, L.G.; RIBEIRO, M.C.; HASUI, É.; DA COSTA, C.A.; CUNHA, R.G.T. 2015. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. *PloS One*, v. 10, n. 2, p. 1-20.

SOUZA-ALVES J.P.; MOURTHE I.; HILÁRIO R.R.; BICCA-MARQUES J.C.; REHG J.; GESTICH C.C.; et al. 2019. Terrestrial behavior in titi monkeys (*Callicebus*, *Cheracebus*, and *Plecturocebus*): potential correlates, patterns, and differences between genera. *International Journal of Primatology*, n. 40, p. 533–572.

STRUEBIG M.J.; FISCHER M.; GAVEAU D.L.A.; MEIJAARD E.; WICH S.A.; GONNER, C.; ... KRAMER-SCHADT S. 2015. Anticipated climate and land cover changes reveal refuge areas for Borneo's orang-utans. *Global Change Biology*, 21(8), 2891–2904.

SWETS, J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285-1293.

TABARELLI, M.; GASCON, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 734-739.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, p. 1419-1425.

THORNTON, D.H.; BRANCH, L.C.; SUNQUIST, M.E. 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications*, v. 21, n. 6, p. 2324-2333.

THULLER W.; RICHARDSON D.M; KPYSEK P.; MIDGLEY G.F.; HUGHES, G.O.; ROUGET M. 2005. Niche-based modeling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, v. 11, n. 12, p. 2234–2250.

TITEUX N.; HENLE, K.; MIHOUB J.B.; REGOS A.; GEIJZENDORFFER I.R.; & CRAMER, W.; et al. 2017. Global scenarios for biodiversity need to better integrate climate and land use change. *Diversity and Distributions*, n. 23, p. 1231–1234.

VALE M.M.; ALVES M.A.S.; LORINI M.L. 2009. Mudanças climáticas: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade brasileira. *Oecologia brasiliensis*, v. 13, n. 3, p. 518–535.

VAN VUUREN D.; STEHFEST E.; GERNAAT D.E.H.J.; DOELMAN J.; VAN DEN BERG M.; HARMSSEN M.; DE BOER, H.-S., BOUWMAN L.; VASSILIS D.; EDELENBOSCH O.Y.; GIROD B.; KRAM T.; LASSALETTA L.; LUCAS P.; VAN MEIJL H.; MÜLLER C.; VAN RUIJVEN B.J.; TABEAU A. 2016. Energy, land-use and greenhouse gas emissions trajectories under a green growth paradigm. *Global Environ. Change*, n.42, p. 237-250.

VIRKKALA R.; HEIKKINEN R.K.; LEIKOLA N. & LUOTO M. 2008. Projected large-scale range reductions of northern-boreal land bird species due to climate change. *Biological Conservation*, 141(5): 1343-1353.

VITOUSEK P.M.; MOONEY H.A.; LUBCHENCO J.; MELILLO J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*. 277 (5325), 494-499.

WALLER N.L.; GYNTHNER I.C.; FREEMAN A.B.; LAVERY T.H. & LEUNG L. K.P. 2017. The Bramble Cay melomys *Melomys rubicola* (Rodentia: Muridae): a first mammalian extinction caused by human-induced climate change? *Wildlife Research*, 44(1): 9 - 21.

WALTHER, G.R., E. POST, P. CONVEY, A. MENZEL, C. PARMESAN, T.J.C. BEEBEE, J.M. FROMENTIN, O. HOEGH-GULDBERG & F. BAIRLEIN. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.

WIEDERHOLT, R., & POST E. 2010. Tropical warming and the dynamics of endangered primates. *Biology Letters*, 6(2), 257–260.

WIENS, J.J. 2016. Climate-related local extinctions are already widespread among plant and animal species. *PLoS Biol* 14(12).

WWF, 2019. Impact of Climate Change on Species. WWF (Report), 21p.

Anexos

Anexo 1. Variáveis bioclimáticas fornecidas pelo WorldClim derivadas das variáveis de temperatura e pluviosidade.

Variável	Descrição
BIO_1	Temperatura média anual
BIO_2	Varição média da temperatura diurna (temp max – temp min)
BIO_3	Isotermalidade
BIO_4	Sazonalidade de Temperatura (desvio padrão *100)
BIO_5	Temperatura média do mês mais quente
BIO_6	Temperatura média do mês mais frio
BIO_7	Intervalo da temperatura anual
BIO_8	Temperatura média do trimestre mais úmido
BIO_9	Temperatura média do trimestre seco
BIO_10	Temperatura média do trimestre mais quente
BIO_11	Temperatura média do trimestre mais frio
BIO_12	Precipitação média anual
BIO_13	Precipitação média do mês mais úmido
BIO_14	Precipitação média do mês mais seco
BIO_15	Sazonalidade da precipitação (Coeficiente de variação)
BIO_16	Precipitação do quadrimestre mais úmido
BIO_17	Precipitação do quadrimestre mais seco
BIO_18	Precipitação do quadrimestre mais quente
BIO_19	Precipitação do quadrimestre mais frio

Anexo 2 Classes de uso da terra utilizadas para o presente estudo, disponíveis no site da Land-Use Harmonization (LUH). 1 indica tipos de uso da terra em que *S. xanthosternos* pode ser encontrado, 0 tipos de uso da terra em que a espécie não é encontrada.

Variável	Descrição	Ocorre(1)/ Não ocorre(0)
Primf	Terra primária florestada	1
Primn	Terra primária não florestada	0
Secdf	Terra secundária potencialmente florestada	1
Secdn	Terra secundária potencialmente não florestada	0
Pastr	Pastagem manejada	0
Range	Pastagem	0
Urban	Terreno urbano	0
C3ann	Colheita anual C3	0
C3per	Colheita perene C3	0
C4ann	Colheita anual C4	0
C4per	Colheita perene C4	0
C3nfx	Colheitas fixadoras de nitrogênio C3	0

Capítulo II

Características da paisagem de áreas consideradas adequadas para a ocorrência do macaco-prego-do-peito-amarelo

Características da paisagem de áreas consideradas adequadas para a ocorrência do macaco-prego-do-peito-amarelo

Danilo Sabino da Silva Lima^{a*}, Daniel Gonçalves-Souza^a, Patrícia Izar^b, Ricardo Dobrovolski^a & Hilton F. Japyassú^a

^a Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, Brasil

^b Instituto de Psicologia, Universidade de São Paulo, SP, Brasil.

*Corresponding Author

Danilo Sabino da Silva Lima

Departamento de Zoologia

Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia

Ladeira do Campo Santo, 52

Salvador, Bahia, 40210320, Brasil

Tel: +55 71 999381386

E-mail: danilosabino240@hotmail.com

Resumo

A ação antrópica, através do uso da terra, modifica a paisagem, destruindo habitats e fragmentando os remanescentes. Isso gera grandes impactos para a biodiversidade, pois pode bloquear a dispersão de indivíduos para habitats adequados futuros, aumentando o risco de extinção de espécies em efeito aditivo com as mudanças climáticas. Nesse contexto, verificamos as características da paisagem das áreas consideradas adequadas no longo prazo, para a ocorrência do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*), indicando áreas geográficas que apresentam condições propícias para que a espécie se mantenha nos próximos 50 anos. Para tanto, realizamos uma modelagem, ao qual chamamos de aditiva, levando em consideração tanto o clima (modelo climático), quanto informações relacionadas ao uso da terra (modelo de paisagem), pois assumimos que ambas (mudanças climáticas e uso da terra) atuam de maneira conjunta na ocorrência e persistência de espécies. Em seguida, calculamos características relacionadas a perda e fragmentação de habitat. Por fim, verificamos qual a adequabilidade e a porcentagem de cobertura florestal de 14 das 15 áreas consideradas importantes para a conservação de *S. xanthosternos*, definidas no âmbito do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Primatas do Nordeste (PAN Primatas do Nordeste). Mostramos que as áreas que se manterão adequadas, nos próximos 50 anos, serão menos complexas, e a

forma com menor relação perímetro/área, agregados, cada vez mais contínuos e grandes, tornando ocorrência de *S. xanthosternos* em fragmentos pequenos e isolados cada vez mais rara. Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, e Reserva Ecológica Michelin se mostraram como as áreas mais adequadas para manter populações de *S. xanthosternos* no longo prazo. Além disso, independente do cenário avaliado, a maior parte das áreas adequadas para *S. xanthosternos* tenderá a se manter no bioma Mata Atlântica. No cenário pessimista, nossas análises preveem a extinção de *S. xanthosternos* tanto no bioma Cerrado quanto na Caatinga. Informações sobre as características da paisagem, de áreas consideradas adequadas para *S. xanthosternos*, são úteis para que medidas de conservação sejam tomadas antes que os limiares de extinção sejam atingidos.

Palavras-chave: Fragmentação de habitat; Perda de habitat; Conservação; Primatas do Nordeste.

Abstract

Anthropogenic action, through land use, modifies the landscape, destroying habitats and fragmenting the remnants. This generates major impacts on biodiversity, as it can block the dispersion of individuals to suitable future habitats, increasing the risk of species extinction in an additive effect with climate change. In this context, we verified the characteristics of the landscape, of the areas considered suitable, in the long term, for the occurrence of the Yellow-breasted Capuchin Monkey (*Sapajus xanthosternos*), indicating geographic areas that present favorable conditions for the species to remain in the next 50 years. Therefore, we carry out a model, which we call additive, considering both the climate (climate model) and information related to land use (landscape model), as we assume that both (climate change and land use) act jointly in the occurrence and persistence of species. Next, we calculated characteristics related to habitat loss and fragmentation. Finally, we verified the suitability and percentage of forest cover in 14 of the 15 areas considered important for the conservation of *S. xanthosternos*, defined within the scope of the National Action Plan for the Conservation of Northeastern Primates (PAN Primatas do Nordeste). We show that the areas that will remain adequate over the next 50 years will be less complex, and the shape with the lowest perimeter/area ratio will be aggregates, increasingly continuous and large, making the occurrence of *S. xanthosternos* in small and isolated fragments increasingly rarer. Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, and

the Reserva Ecológica Michelin proved to be the most suitable areas to maintain populations of *S. xanthosternos* in the long term. Furthermore, regardless of the scenario evaluated, most areas suitable for *S. xanthosternos* will tend to remain in the Atlantic Forest biome. In the pessimistic scenario, our analyzes predict the extinction of *S. xanthosternos* in both the Cerrado and Caatinga biomes. Information on landscape features, of areas considered suitable for *S. xanthosternos*, is useful for conservation measures to be taken before extinction thresholds are reached.

Keywords: Habitat fragmentation; Habitat loss; Conservation; Northeastern primates.

Introdução

Nas últimas décadas, as florestas tropicais foram os principais alvos de ações antrópicas (Hansen et al., 2013), sendo devastadas ao redor do mundo aproximadamente 13 milhões de hectares por ano em função do agronegócio (Fao, 2010). A ação antrópica, através do uso da terra, modifica a paisagem, destruindo habitats e fragmentando os remanescentes. Isso gera grandes impactos para a biodiversidade, pois pode bloquear a dispersão de indivíduos para habitats adequados futuros, aumentando o risco de extinção de espécies em efeito aditivo com as mudanças climáticas (Matsushita et al., 2006; Brook et al., 2008; Asner et al., 2010; Hof et al., 2011; Mantyka-Pringle et al., 2011; Mendoza et al., 2011).

Perder habitat acarreta na diminuição da área disponível para a biota, os recursos disponíveis e a diversidade de habitats, o que causa o declínio do tamanho populacional (Fahrig, 2013). Já a fragmentação da paisagem causa a divisão do habitat em manchas, e dessa forma gera a diminuição da conectividade entre as áreas de habitat (Fahrig, 2003). Perda e fragmentação de habitat, com o passar do tempo, transformam uma floresta contínua em manchas de habitat isoladas e pequenas, que muitas vezes estão circundadas por matrizes não florestais (Tabarelli e Gaston, 2005). Com isso, podem propiciar uma maior vulnerabilidade às ameaças antrópicas, tais quais a caça, queimadas e atropelamento por veículos, levando à extinção de várias espécies e, conseqüentemente, à perda de biodiversidade (Primack e Rodrigues, 2001; Rodrigues e Nascimento, 2006; Silva et al., 2007; Lindenmayer et al., 2008). Perda e fragmentação de habitat também podem atuar em sinergia, o que torna esse cenário ainda mais preocupante. Espécies diferem na resposta às pressões da fragmentação e da perda

de habitat, podendo ser observadas diferenças até mesmo entre indivíduos de uma mesma espécie (Chiarello, 2000; Marsh, 2003; Vieira *et al.*, 2003). Animais de médio e grande porte estão entre os mais vulneráveis à extinção, pois requerem grandes áreas de uso para sobreviver e são alvo de caçadores (Chiarello, 2000; Peres, 2000).

Os primatas são, atualmente, bastante afetados pela modificação da paisagem. Aproximadamente 60% das espécies de primatas do mundo correm risco de extinção. As principais ameaças são devido à redução de habitat causada pela expansão das fronteiras agrícolas, exploração madeireira e caça (Estrada *et al.*, 2017). Primatas arborícolas, por exemplo, têm dificuldades de transitar em matrizes não arbóreas com poucos e/ou isolados fragmentos de vegetação arbórea (Dixo *et al.*, 2009). Em consequência disso, podem ficar isolados em seus fragmentos, interrompendo o fluxo gênico entre as populações (Dixo *et al.*, 2009). Dessa maneira, o tamanho da área e a permeabilidade da matriz são características muito importantes para as espécies de primatas que habitam áreas fragmentadas, particularmente para as que possuem uma dinâmica de dispersão de juvenis para novas áreas (Fahrig, 2007; Crouzeilles *et al.*, 2014).

A ocorrência de espécies de primatas em remanescentes florestais, é positivamente relacionada ao tamanho do fragmento e negativamente ao grau de isolamento do remanescente. Por exemplo, em *Callicebus nigrifrons* e *Sapajus nigrurus* da Mata Atlântica (Silva *et al.*, 2015) e espécies dos gêneros *Alouatta*, *Chiropotes*, *Saguinus*, *Pithecia*, *Cebus* e *Ateles* da Amazônia (Boyle e Smith, 2010). Espécies generalistas são mais resilientes, enquanto as de hábito especialista ficam mais susceptíveis a um declínio populacional (Laurance, 1991; Bender *et al.*, 1998; Harcourt *et al.*, 2002; Nowak & Lee, 2013). Neste sentido, em áreas agroflorestais e de floresta no sul da Bahia, *Sapajus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1826), *Callicebus melanochir* (Wied-Neuwied, 1820) e *Callithrix spp.* vêm se mostrando persistentes pois são animais de hábitos alimentares generalistas e que utilizam alimentos cultivados (ex. cacau) na sua dieta (Flesher *et al.*, 2015). Em razão dessas espécies conseguirem se alimentar de recursos da matriz e deslocarem-se entre fragmentos, elas conseguem habitar áreas fragmentadas (Flesher *et al.*, 2015). Já *Leontopithecus caissara*, espécie de habitat especialista, não apresenta tolerância a modificações/perturbações no ambiente pelo fato de utilizar predominantemente florestas maduras e em estágios sucessionais tardios com pouco desnível altitudinal (Schmidlin, 2004).

No caso específico do Brasil, de 102 espécies de primatas conhecidos, existem hoje 35 espécies ameaçadas de extinção (cerca de 39%) (Estrada, *et al.*, 2018), principalmente por ocorrerem em pequenos fragmentos isolados e irregulares, envoltos por matrizes não arbóreas

e de baixa qualidade (Michalski & Peres, 2005; Pinto *et al.*, 2006; Thornton *et al.*, 2011; Boyle *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2015). Além disso, na Mata Atlântica, restam apenas entre 12 e 16% de vegetação original (INPE, 2018; SOS Mata Atlântica, 2018), na Caatinga, apenas 30 a 40% da vegetação original permanecem (ICMBio, 2011; Machado *et al.*, 2008), já no Cerrado, mais da metade da cobertura vegetal original já foi convertida para usos antrópicos (Machado *et al.*, 2004, Klink & Machado 2005). Diante disso, tornam-se cada vez mais importantes a caracterização e a análise da paisagem para entender como o organismo interage com os diferentes cenários de composição e configuração da paisagem, e para que se possa ter um panorama de quais áreas possuem características favoráveis à ocorrência das espécies (Fahrig, 2003).

Sapajus xanthosternos, espécie foco desse estudo, é conhecida popularmente como macaco-prego-do-peito-amarelo e apresenta habitat generalista, podendo ser encontrada em remanescentes florestais da Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado dos Estados da Bahia, Sergipe e Minas Gerais, os quais foram severamente desmatados. É um animal de hábitos generalistas, com a capacidade de habitar uma variedade de ambientes, como florestas (primárias e secundárias), seringueiras e cabucas (Canale *et al.*, 2013), e áreas de floresta secundária (Suscke *et al.*, 2021). O alto grau de degradação e fragmentação de seu habitat, causados principalmente pelo desmatamento (Canale *et al.*, 2012), vem causando o seu declínio populacional, sendo registrada uma diminuição de pelo menos 50% nos últimos 50 anos (menos de 2.500 indivíduos adultos), o que fez essa espécie ser reconhecida pela IUCN como “Críticamente ameaçada” de extinção (IUCN, 2015; Kierulff *et al.*, 2015, 2016).

Aliado à crescente fragmentação e perda de habitat, essa espécie sofre fortemente com a pressão de caça, por possuírem maior tamanho corporal, dentre as espécies de primatas que ocorrem em áreas de cabruca (Flesher *et al.*, 2015; Suscke *et al.*, 2021). Desta maneira, *S. xanthosternos* é considerada a espécie com um dos níveis mais altos de caça na Mata Atlântica brasileira (Canale *et al.*, 2012). Para além da pressão de caça, indivíduos dessa espécie também são mantidos como animais de estimação por moradores do litoral sul da Bahia (Kierulff *et al.*, 2004; Lernould *et al.*, 2012; Nascimento *et al.*, 2013).

Silva e colaboradores (2016), apontam que seria preciso um fragmento com área de 3.460 hectares (ha), no cenário de maior ameaça de caça, para manter uma população viável de 84 indivíduos de *S. xanthosternos* por 100 anos, e fragmentos com 782,8 ha, no cenário onde nenhuma caça ou captura para o comércio de animais de estimação ocorre, e na ausência de dependência de densidade ou eventos estocásticos (por exemplo, incêndio ou doenças), para

manter uma população de cinco a seis indivíduos, no longo prazo. Tais estimativas são preocupantes visto que na Mata Atlântica, bioma com maior registro de ocorrência dessa espécie, há apenas 4 fragmentos com registro confirmados de presença da espécie maiores que 3.460 ha (sendo eles: Reserva Privada Michelin, Parque Estadual do Conduru, Reserva Biológica de Una e Parque Nacional da Serra das Lontras). Os fragmentos restantes, em sua maioria, são menores que 100 hectares, tamanho insuficiente para manter populações dessa espécie no longo prazo (Keesen et al., 2017). Preocupa ainda o fato de estes fragmentos estarem cercados por diferentes tipos de matriz, como áreas com pastagem e agricultura, e centros urbanos, que impedem a dispersão de *S. xanthosternos* (Fahrig, 2003; Arroyo-Rodriguez e Días, 2010).

Estudos que avaliam a estrutura da paisagem, permitem entender como o organismo interage com os mais diferentes cenários de composição e configuração da paisagem, auxiliam na ampliação do nosso conhecimento sobre as espécies, sua capacidade de adaptação às mudanças da paisagem, o risco de desaparecimento nas áreas antropizadas, e as medidas necessárias para reverter o cenário atual de perda de biodiversidade. Nosso objetivo, portanto, foi verificar as características da paisagem, das áreas consideradas adequadas, no longo prazo, para a ocorrência do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*), indicando áreas geográficas que apresentem condições propícias para que a espécie se mantenha nos próximos 50 anos. Além disso, verificamos se essas características da paisagem, das áreas adequadas, mudaram ou se mantiveram, no longo prazo. Nossa previsão aqui é que consigamos verificar a adequabilidade futura, das áreas atuais consideradas importantes para a conservação de *S. xanthosternos*, para que esforços e ações sejam tomados, antes que os limiares de extinção sejam atingidos. Para chegarmos nesses resultados, levamos em consideração não somente as mudanças climáticas, mas também o uso da terra e as características da paisagem em que a espécie terá maiores chances de ocorrer. Nossa hipótese é que *S. xanthosternos* terá maiores chances de ocorrer, e continuar ocorrendo durante os próximos 50 anos, em fragmentos florestais grandes, menos regulares em relação à sua forma, menos isolados e com maior complexidade de borda. Estes dados terão aplicações diretas em programas de conservação para a espécie *S. xanthosternos*, contribuindo também para as ações como as realizadas pelo Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste (PAN PriNE).

Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo é a extensão de ocorrência reconhecida pela IUCN para *S. xanthosternos*, e abrange os biomas Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga (Canale et al., 202). Utilizamos os dados de pontos de ocorrência publicados por Culot et al. (2018), por se tratar da revisão mais recente sobre a distribuição de *S. xanthosternos*. Posteriormente, plotamos esses pontos em um mapa utilizando o programa QGIS (v. 3.16), e retiramos os pontos que estavam fora da ocorrência original reconhecida pela IUCN, bem como pontos duplicados, restando um total de 281 pontos de ocorrência para a realização das análises (Figura 1).

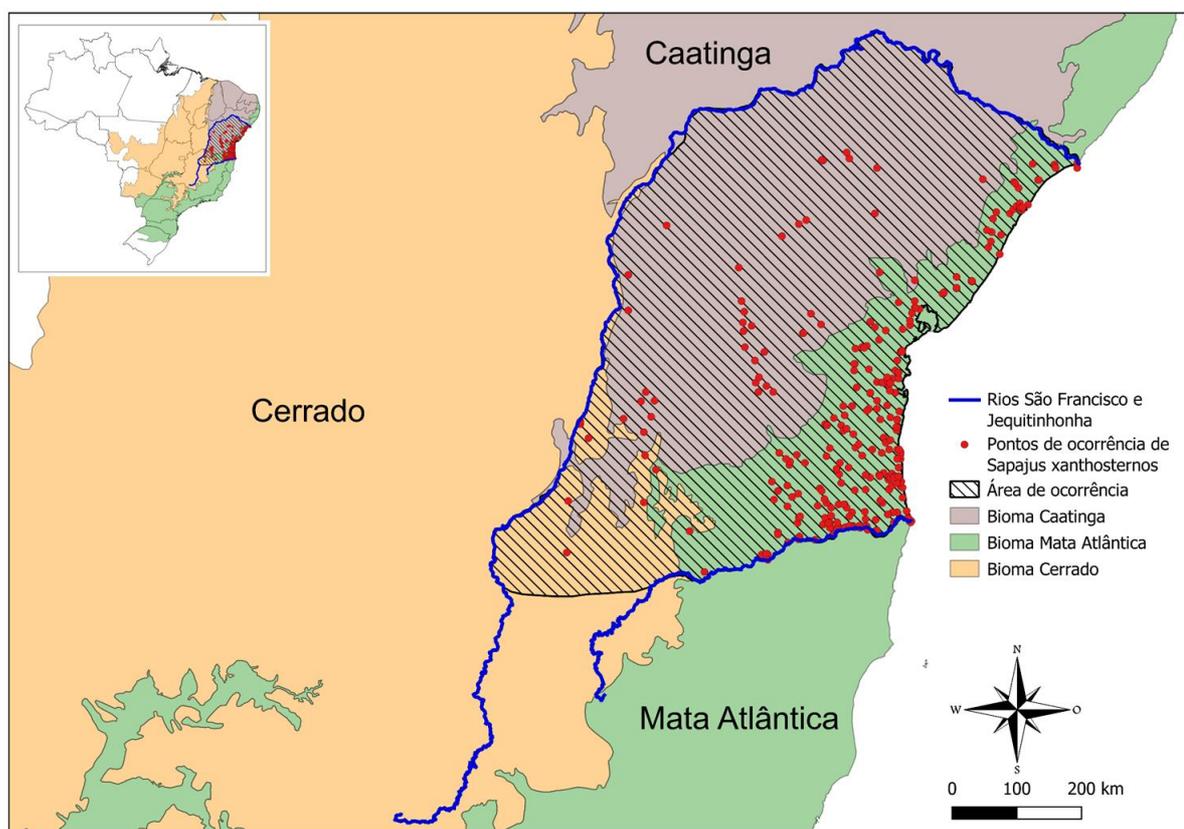


Figura 1: Mapa do Brasil evidenciando a área de ocorrência, reconhecida pela IUCN, para *Sapajus xanthosternos* (linhas pretas), bem como os 281 registros de ocorrência (pontos vermelhos) utilizados no presente estudo, dentro dos biomas Caatinga (roxo), Cerrado (laranja) e Mata Atlântica (verde), evidenciando ainda os dois grandes rios (São Francisco e Jequitinhonha – linhas azuis), que são considerados barreiras de dispersão para a espécie.

Coleta e análise de dados

Assumimos, aqui, que há um efeito aditivo entre mudanças climáticas e uso da terra na distribuição potencial de espécies. Pois como sabemos, modelos climáticos ao considerar áreas adequadas para uma determinada espécie, não levam em consideração que existem fatores como cidades, rios, plantações e etc. que impossibilitam a existência da espécie dentro dessas áreas, podendo, portanto, superestimar a distribuição potencial das espécies. Desta maneira, realizamos um modelo aditivo que leva em consideração tanto as mudanças climáticas como as alterações no uso da terra.

Para a realização do modelo aditivo, a princípio, utilizamos como variáveis explicativas às 19 variáveis bioclimáticas (Anexo 1) disponibilizadas pelo WorldClim – Global Climate Data database (<http://www.worldclim.org/>), com resolução espacial de 2,5 arcmin (aproximadamente 5 quilômetros quadrados). Para a calibração do modelo, utilizamos o *shapefile* da espécie, disponível no site da IUCN (<https://www.iucnredlist.org/>). Para a predição do impacto das mudanças climáticas na distribuição de *S. xanthosternos*, utilizamos dois cenários (chamados de Percursos de Concentração Representativos, ou RCPs) baseados no quinto relatório (AR5) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Foram considerados os cenários RCP 4.5 (cenário otimista), onde assume-se a adoção, em nível global, de políticas de mitigação de emissão de gases causadores do efeito estufa, e o cenário RCP 8.5 (mais pessimista), em que se considera que a humanidade não adotará estratégias para a redução das emissões dos gases causadores do efeito estufa e que estas continuarão crescentes. Para as projeções destes cenários, empregamos o modelo de circulação atmosférica ACCESS 1.0, do MET OFFICE do Reino Unido, que faz parte do Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 (CMIP5). Para gerar os modelos utilizamos o algoritmo de Máxima entropia (Maxent) (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008; Elith *et al.* 2011). No Maxent a adequabilidade de cada célula do mapa é modelada como uma função das variáveis ambientais, variando entre 0 (habitat inadequado) e 1 (habitat ótimo) (Phillips e Dudík, 2008), tanto para o presente como para cenários futuros (2070 otimista e pessimista). Portanto, quanto mais próximos esses valores estiverem de 1, mais próximos de uma área ótima para a ocorrência de *S. xanthosternos*. O teste estatístico da área sob a curva (*Area Under the Curve* - AUC) foi utilizado para validação e avaliação da qualidade dos modelos finais gerados (Swets, 1988; Thuiller *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Beaumont *et al.*, 2009). Para as etapas de construção

e validação dos modelos de nicho, utilizamos os pacotes *spocc*, *spThin*, *dismo*, *rgeos*, *ENMeval*, *dplyr*, e *wallace* do Software R (v. 3.6.1).

Em seguida, recortamos dos mapas (presente e futuros, em 2070) todos os tipos de uso da terra bem como as elevações que foram considerados inadequados para a ocorrência de *S. xanthosternos*, mesmo que climaticamente aquela área estivesse sendo considerada adequada na modelagem climática. Esse recorte foi realizado com base em duas características intrínsecas à espécie: elevação onde a espécie é encontrada (a saber: 4 a 1145 metros - A partir do mapa Missão de Topografia de Radar de Ônibus (SRTM) (<https://dwtkns.com/srtm/>), e com base nos pontos de ocorrência) e a preferência de uso de habitat (floresta ombrófila densa, floresta ombrófila submontana, mangue, restinga, floresta semidecídua, floresta alta e úmida, floresta de interior, floresta decídua (mata de cipó), e em áreas de cerrado e caatinga arbórea e arbustiva - Pinto e Tavares, 1993; Oliver & Santos, 1991; Canale 2010; Chagas & Ferrari 2010). Esses recortes foram feitos com auxílio do pacote *habitaR* do Software R (Dória et al., in prep.). Após esses recortes, foram gerados os mapas onde é possível visualizar as áreas adequadas tanto quanto ao clima quanto às preferências de elevação e uso do habitat, com a estimativa da distribuição da espécie daqui a 50 anos (em 2070).

Utilizamos projeções futuras de uso da terra, que foram extraídos do site da Land-Use Harmonization (LUH; Anexo 2) (<https://luh.umd.edu/index.shtml>), com resolução de 0,5° x 0,5°. Utilizamos SSPs que podem ser associados aos RCPs escolhidos, sendo eles o SSP1, que pressupõe que o mundo muda gradualmente, mas de forma abrangente, em direção a um caminho mais sustentável, enfatizando um desenvolvimento mais inclusivo que respeite os limites ambientais percebidos, e, o SSP5 que pressupõe um futuro impulsionado pelo sucesso econômico das economias industrializadas e emergentes, projetando um mundo cada vez mais baseado nos mercados competitivos (Popp et al., 2017). Após essas análises realizadas, sobrepusemos esses mapas (Presente e futuro, em 2070) tanto no cenário otimista (RCP 4.5; SSP1) quanto pessimista (RCP8.5; SSP5). Mantivemos no mapa apenas as áreas que, possivelmente, se manterão adequadas nos próximos 50 anos (2020 – 2070).

Em seguida amostramos áreas de 10km² das projeções e, para cada uma das amostras, tiramos a média de adequabilidade e a média das métricas de paisagem relacionadas a perda e fragmentação de habitat (tamanho médio dos fragmentos (*area_mn*), relação média perímetro/área (*para_mn*), índice médio de dimensão fractal (*frac_mn*), forma (*shape*), índice de coesão dos fragmentos (*cohesion*), densidade do fragmento (*pd*), e número de fragmentos (*np*) - para saber mais sobre essas métricas, ver anexo 3). As características da paisagem foram

rodadas em projeções com resolução de 360 m x 360 m, utilizando o pacote *landscapemetrics* no software R (v. 3.6.1).

Realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) com essas características da paisagem com a finalidade de redução e agrupamento da quantidade de dados, com menor perda possível da informação, além de ver de qual maneira cada uma dessas características se correlacionam entre si, bem como com a adequabilidade. Segundo REGAZZI (2000), para aplicações em diversas áreas do conhecimento, o número de componentes utilizados tem sido aquele que acumula 70% ou mais de proporção da variância total. A PCA tem como principais vantagens: retirar a multicolinearidade das variáveis, pois permite transformar um conjunto de variáveis originais inter correlacionadas em um novo conjunto de variáveis não correlacionadas (componentes principais) (HONGYU, 2015; REGAZZI, 2000). Em seguida, com esses valores agrupados, realizamos uma correlação de Pearson entre a adequabilidade e cada um dos componentes principais da paisagem (PCs). O coeficiente de correlação de Pearson varia de -1 a 1. O sinal indica direção positiva ou negativa do relacionamento e o valor sugere a força da relação entre as variáveis (Dancey and Reidy 2006). Utilizamos os seguintes níveis de correlação de Pearson: $p > 0:70$ - Forte correlação; $0:30 > p > 0:70$ - Correlação moderada; $0 > p > 0:30$ - Fraca correlação.

Por fim, calculamos a porcentagem de cobertura florestal e a adequabilidade média, no presente e futuro (2070 otimista e pessimista), de 14 das 15 áreas atuais consideradas importantes (AIs) para a conservação de *S. xanthosternos*, propostas no 2º ciclo do processo de avaliação (2018-2023), definidas no âmbito do PAN Primatas do Nordeste – Portaria 242/2018 (Figura 2). Serra do Cabral (ID = 15) foi retirada na análise, pois é uma área que está fora da área de ocorrência original reconhecida para a espécie pela IUCN.

A metodologia utilizada pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros (CPB) para a seleção dessas áreas se deu através da seleção de áreas que aglomeravam fragmentos de florestas ao longo da distribuição geográfica das espécies e que representavam hábitat. Para indicá-las foram considerados os registros de ocorrência e as populações conhecidas e mais abundantes das espécies ao longo das respectivas distribuições. As AIs foram nomeadas de acordo com o município, localidade, unidade de conservação ou a região de localização. Os limites dessas áreas foram ajustados e incluídos remanescentes e informações complementares, como por exemplo, a área de abrangência, que teve como limite sul a margem esquerda do rio Jequitinhonha. Assim, foram incluídos: remanescentes do norte do estado Minas Gerais, com possibilidade de conexão através da mata ciliar do rio; no entorno

de unidades de conservação (Reserva Biológica da Mata Escura); áreas com presença de sítios de quebra de coco e com outras espécies de primatas (*Callithrix penicillata*, *Callicebus melanochir*, *Callicebus personatus*, *Alouatta caraya*, *Brachyteles hypoxanthus*) que devem se beneficiar de ações futuras nas áreas importantes.

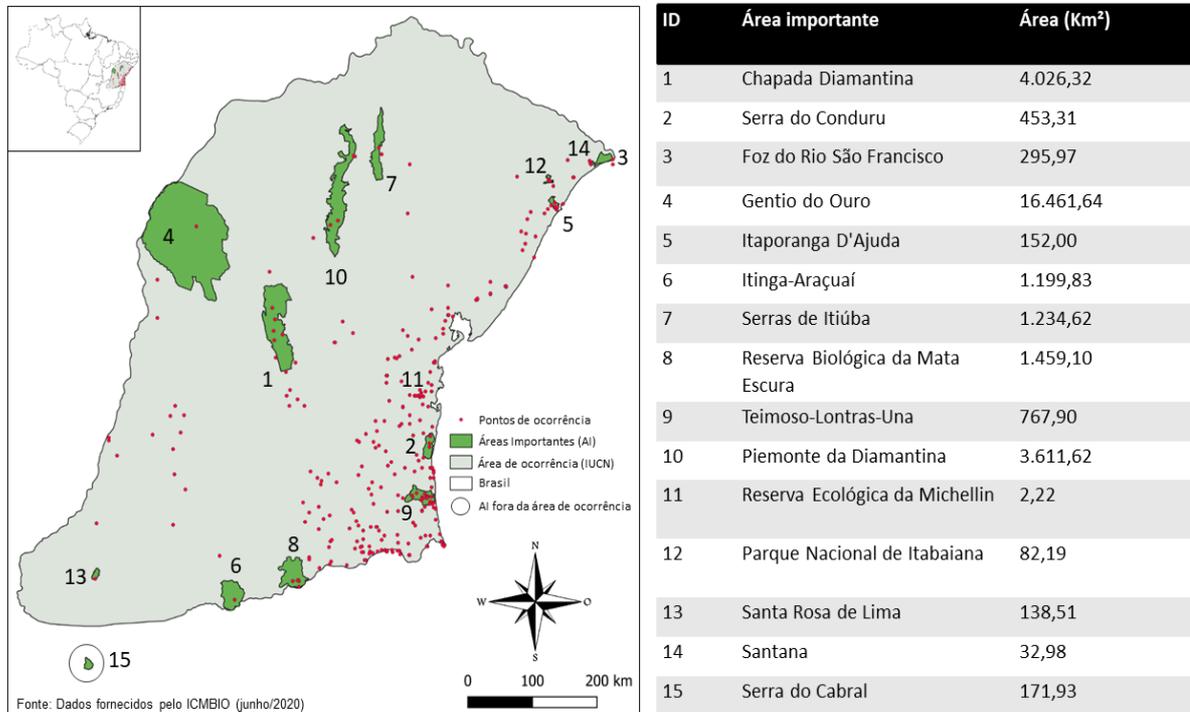


Figura 2: Mapa do Brasil evidenciando as 15 áreas consideradas importantes (em verde) para a conservação de *Sapajus xanthosternos*, propostas pelo Plano Nacional de Conservação de Primatas do Nordeste. A área de identificação número 15 (área circulada), está fora da área de ocorrência da espécie, reconhecida pela IUCN.

Resultados

Atualmente, para *S. xanthosternos* estão disponíveis em sua área de ocorrência, um total de 15.665 fragmentos, com área média de 2.681 hectares. Esses fragmentos, em geral, apresentam uma relação perímetro-área baixo e pouco complexas, com formas simples, se aproximando a um quadrado, agregados, com baixa densidade, apresentando uma média de 0,03 fragmentos a cada 100 hectares (Figura 3A; Tabela 1).

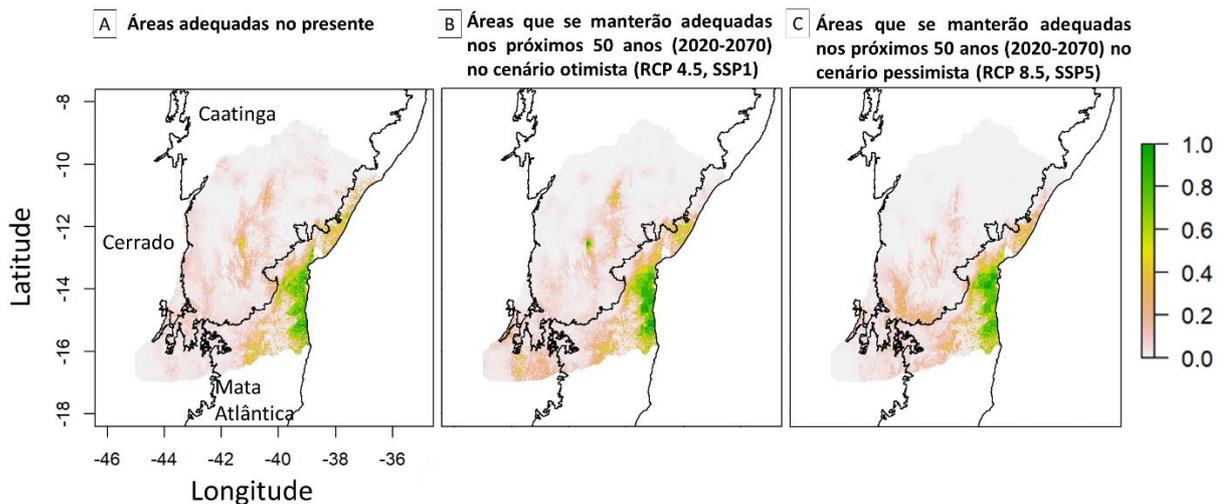


Figura 3: Mapa mostrando as áreas adequadas (verde), que se manterão nos próximos 50 anos, dentro da área de ocorrência, reconhecida pela IUCN para *Sapajus xanthosternos*, nos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, nos cenários: (A) Presente; (B) 2070 otimista (RCP 4.5, SSP1) e; (C) 2070 pessimista (RCP 8.5, SSP5). Quanto mais próximas de 1 (verde) mais adequadas essas áreas são, quanto mais próximas de 0 (branco) menos adequadas elas serão.

Ao avaliarmos as características dos fragmentos que, possivelmente, se manterão adequados nos próximos 50 anos (2020-2070) percebemos que, no cenário otimista, a espécie terá disponíveis 11.250 fragmentos, com área média de 3.833 hectares. Ou seja, se compararmos esses valores futuros com os valores do presente, percebemos que a espécie perderá 4.415 fragmentos. Além disso, a área média dos fragmentos aumentará, o que indica que, em fragmentos de tamanhos muito pequenos a ocorrência de *S. xanthosternos* será cada vez mais rara. Os fragmentos que se manterão adequados serão aqueles com características parecidas com o presente, sendo eles com relação perímetro área baixo e pouco complexas, com formas simples, se aproximando a um quadrado, agregados, e com baixa densidade, apresentando cerca de 0,02 fragmentos a cada 100 hectares (Figura 3B; Tabela 1).

Já no cenário pessimista, a previsão é que *S. xanthosternos* terá disponíveis 8.429 fragmentos adequados, com área média de 5.206 hectares. Cerca de 46% dos seus fragmentos adequados serão perdidos, se comparados ao presente. Os fragmentos que, possivelmente, se manterão adequados entre os anos de 2020 e 2070 serão aqueles com características também parecidas com o presente, sendo eles com relação perímetro área baixo e pouco complexas, com formas simples, se aproximando a um quadrado, agregados, com baixa densidade, apresentando cerca 0,01 fragmentos a cada 100 hectares (Figura 3C; Tabela 1).

Tabela 1. Média, desvio padrão e mediana, das características das paisagens adequadas, para *S. xanthosternos*, calculadas após a realização do modelo aditivo, no presente, futuro otimista (2020-2070), e futuro pessimista (2020-2070).

	Presente (2020)	Otimista (2020-2070)	Pessimista (2020-2070)
area_mn	2.681 hectares	3.833 hectares	5.206 hectares
area_sd	4.110	3.839	3.517
area_md	10.472	10.472	10.472
para_mn	0,009	0,009	0,009
para_sd	0,0031	0,0028	0,0025
para_md	0,0003	0,0003	0,0003
pafrac	1,51	1,48	1,49
pafrac_sd	0,11	0,11	0,11
pafrac_md	1,40	1,39	1,38
shape_mn	1,26	1,25	1,26
shape_sd	0,18	0,17	0,16
shape_md	1	1	1
cohesion	99,9%	99,8%	99,8%
cohesion_sd	1,63	2,44	1,94
cohesion_md	100	100	100
pd	0,03	0,02	0,01
pd_sd	0,23	0,27	0,25
pd_md	0,009	0,009	0,009

Com base nos resultados obtidos pela técnica dos componentes principais, os respectivos autovalores e porcentagens da variância explicada por cada um estão apresentados na Tabela 2. Juntos, nosso PC1 e PC2 explicaram mais de 80% da proporção da variância total (Tabela 2). O nosso PC1 explicou 65,20% da variância (Figura 4; Tabela 2). As características da paisagem que mais contribuíram para explicar esse resultado foram o tamanho médio da área e o índice de coesão dos fragmentos (Figura 4; Tabela 3). Já o nosso PC2 explicou 15,35% da variância (Figura 4; Tabela 2), tendo a característica densidade do fragmento, como a maior contribuinte explicativa (Figura 4; Tabela 3). O primeiro eixo (PC1) foi relacionado

positivamente com características da paisagem relacionadas a forma do fragmento, sendo elas, a dimensão fractal (peso = 0,85) e a forma (peso = 0,84), e foi relacionado negativamente com o índice de coesão (peso = -0,89) (Figura 4), ou seja, com a conectividade entre esses fragmentos. O segundo eixo (PC2) foi relacionado positivamente com a densidade do fragmento (peso = 0,77). A métrica densidade da do fragmento é uma métrica de agregação, e diz respeito a quantidade de fragmentos por unidade de área (quantidade de fragmentos a cada 100 hectares), sendo um bom indicador de fragmentação da paisagem. Nosso PC2, se correlacionou ainda, porém com menor peso, com a relação perímetro-área (peso = 0,31), e com o número de fragmentos (peso = 0,13), e se relacionou negativamente com área (peso = -0,17) (Figura 4). Desta maneira, podemos falar que o nosso PC1 está relacionado a forma do fragmento, já o nosso PC2 está relacionado ao grau de fragmentação da paisagem.

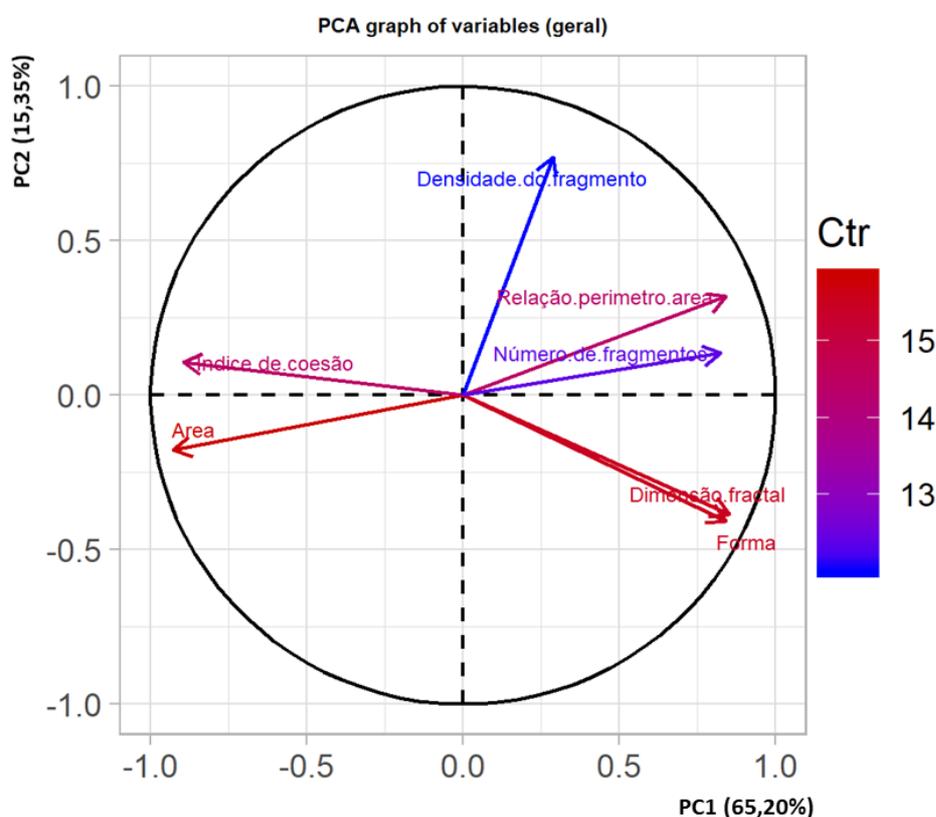


Figura 4: Resultado da nossa análise de componentes principais (PCA). Nosso PC1 explicou 65,20% da variância e o nosso PC2 explicou 15,35%.

Tabela 2. Valores de autovalor, porcentagem de variância e porcentagem cumulativa de variância encontradas no nosso PC1 e PC2.

	PC1	PC2
Autovalor	4,56	1,07

Porcentagem de variância	65,20	15,35
Porcentagem cumulativa de variância	65,20	80,55

Tabela 3. Porcentagem (%) de contribuições de cada uma das características da paisagem em cada um dos PCs.

	PC1	PC2
Tamanho médio da área	18,87	2,93
Relação média perímetro-área	15,53	9,49
Dimensão fractal	15,88	13,86
Forma	15,49	15,53
Índice de coesão	17,53	1,07
Densidade do fragmento	1,80	55,37
Número de fragmentos	14,90	1,75

No futuro o PC1 será progressivamente reduzido, o que significa redução no número de fragmentos, aumento no tamanho médio dos fragmentos remanescentes (com consequente redução na relação perímetro/área), maior coesão entre os remanescentes, maior simplicidade na forma e na borda (Figura 5).

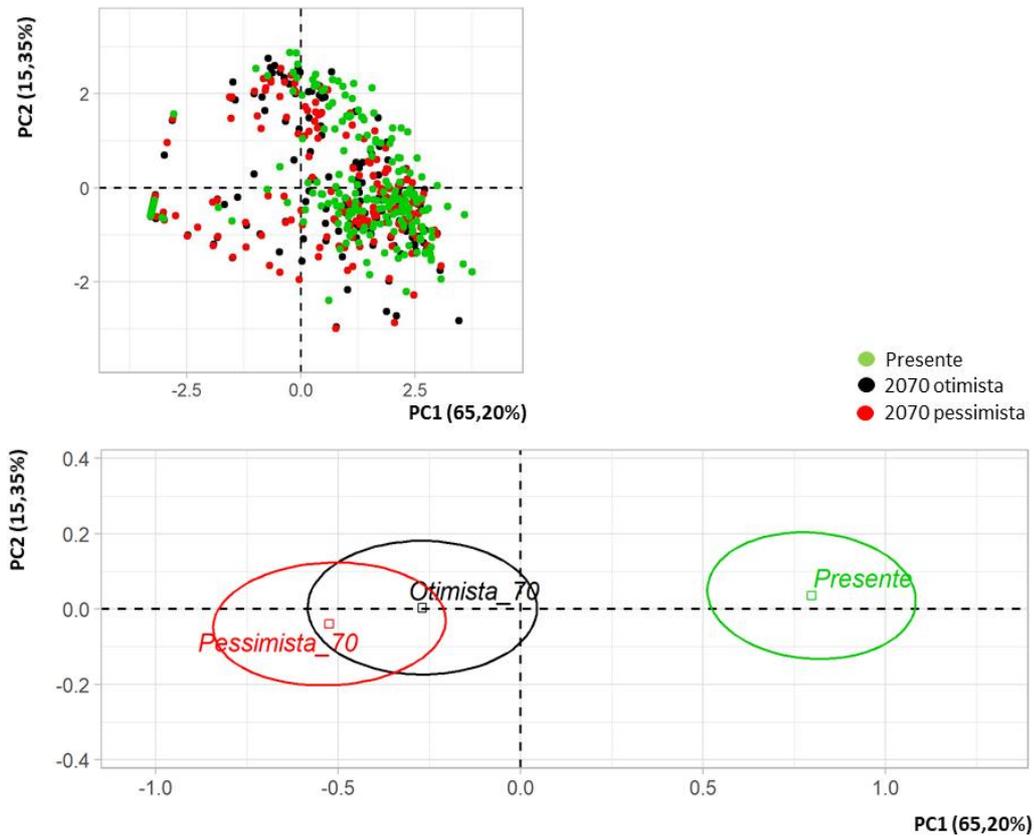


Figura 5: Distribuição dos pontos e das médias na análise de componentes principais (PCA), em cada um dos cenários (presente, 2070 otimista e 2070 pessimista). Nosso PC1 explicou 65,20% da variância e o nosso PC2 explicou 15,35%.

Quando correlacionamos os PCs com a adequabilidade, percebemos que apenas o PC1 se correlacionou com a adequabilidade, em todos os cenários avaliados, sendo essa correlação negativa tanto no presente ($r = -0,37$), quanto nos cenários futuros (2070 otimista: $r = -0,57$; 2070 pessimista: $r = -0,59$) (Figura 6A; 6B e 6C). Por outro lado, separadamente, o PC2 não se correlacionou a adequabilidade em nenhum dos cenários avaliados (presente: $r = -0,05$; 2070 otimista: $r = -0,07$; 2070 pessimista: $r = -0,08$) (Figura 6A; 6B e 6C).

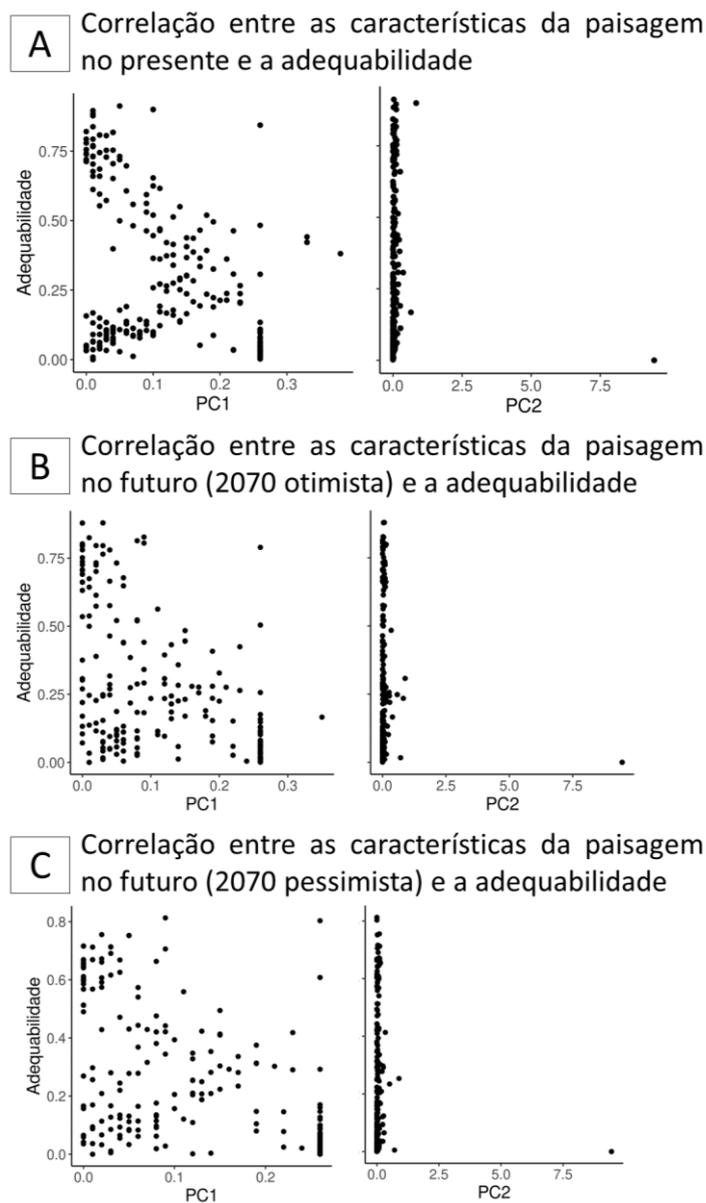


Figura 6: Imagem mostrando o resultado das correlações entre os PCs e a adequabilidade, levando-se em consideração: (A) cenário presente; (B) cenário otimista em 2070; e (C) cenário pessimista em 2070. Apenas o PC1 se correlacionou negativamente com a adequabilidade em todos os cenários. Não encontramos correlação entre o PC2 e a adequabilidade em nenhum dos cenários.

Ao avaliarmos as áreas consideradas como prioritárias para a conservação de *S. xanthosternos*, pelo 2º ciclo do PAN Primatas do Nordeste, percebemos que, das 14 áreas que foram avaliadas, apenas seis apresentam mais do que 70% de habitat remanescente, sendo elas: Reserva Ecológica Michelin (100%), Teimoso-Lontras-Una (93,30%), Serra do Conduru (90,76%), Gentio do Ouro (79,35%), Reserva Biológica da Mata escura (76,88%) e Piemonte da Diamantina (75,79%) (Figura 7; Tabela 3). Apesar de serem as áreas com a maior

porcentagem de habitat remanescente, todas possivelmente, apresentarão uma diminuição na sua adequabilidade no futuro mais pessimista daqui a 50 anos (2070; RCP 8.5, SSP5), se comparadas ao presente. Já no cenário otimista (2070; RCP 4.5, SSP1), apenas Piemonte da Diamantina aumentará sua adequabilidade média, saindo de 0,13 para 0,15 (Figura 7; Tabela 3). De maneira geral, apenas Santa Rosa de Lima apresentará um aumento na sua adequabilidade no futuro otimista (RCP 4.5, SSP1), Serras de Itiúba apresentará um aumento da sua adequabilidade média no futuro pessimista (RCP 8.5, SSP5), e Itinga-Araçuaí apresentará um aumento da sua adequabilidade média tanto no futuro otimista (RCP 4.5, SSP1) quanto no pessimista (RCP 4.5, SSP1), todas as demais áreas tenderão a se tornar menos adequadas, se comparados ao presente (Figura 7; Tabela 3).

Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, e Reserva Ecológica Michelin se mostraram como as três áreas mais adequadas para manter populações de *S. xanthosternos* no longo prazo, possivelmente, porque são as três áreas com a maior porcentagem de cobertura florestal. Vale destacar que, Serra do Conduru e Teimoso-Lontras-Una distam aproximadamente 112,8 Km uma da outra e apresentam pequenos tamanhos de área (km²) se comparadas às demais, 47.094,03 km² e 80.028,72 km² respectivamente (Figura 7; Tabela 3). Além disso, existem dois grandes centros urbanos entre eles (Itabuna e Ilhéus), o que pode dificultar a conectividade entre essas duas áreas, impedindo que as espécies transitem de uma para outra. Já a distância entre Teimoso-Lontras-Una e a Reserva Ecológica Michelin é de aproximadamente 191 km, e entre Reserva Ecológica Michelin e Serra do Conduru é de aproximadamente 108 Km, também havendo centros urbanos e, além disso, grandes áreas plantadas, entre essas reservas.

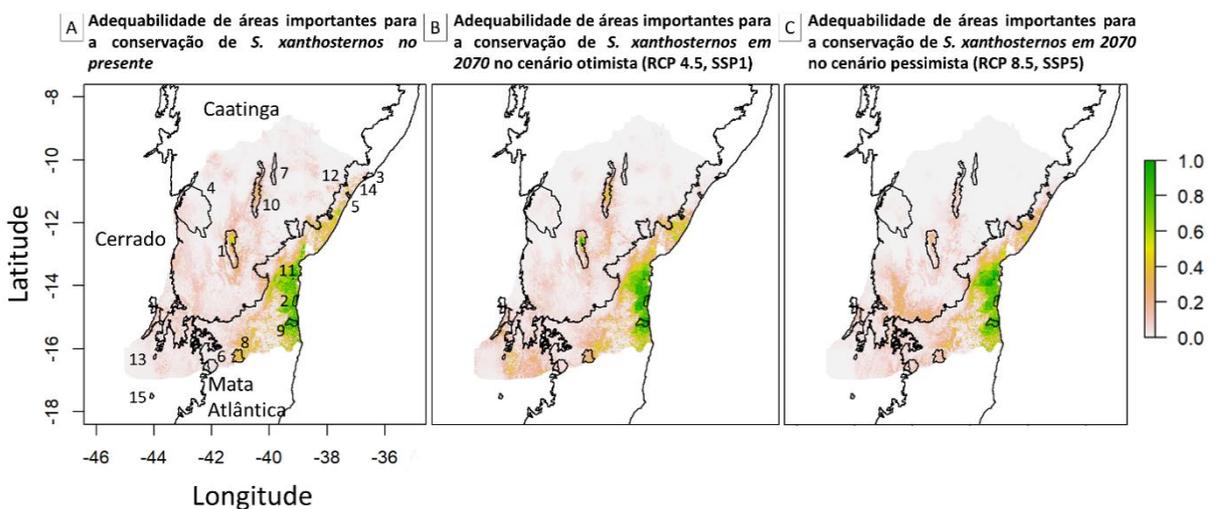


Figura 7: Mapas mostrando as áreas que, possivelmente, se manterão adequadas nos próximos 50 anos, evidenciando as 15 áreas consideradas como prioritárias, pelo 2º ciclo do PAN Primatas do Nordeste, para a conservação de *S. xanthosternos* (círculos). no: (A) presente; (B) cenário 2070 otimista (RCP 4.5, SSP1) e; (C) cenário 2070 pessimista (RCP 8.5, SSP5). Quanto mais próximas de 1 (verde) mais adequadas essas áreas são,

quanto mais próximas de 0 (branco) menos adequadas elas são. As áreas são: (1) Chapada Diamantina; (2) Serra do Conduru; (3) Foz do Rio São Francisco; (4) Gentio do Ouro; (5) Itaporanga D'Ajuda; (6) Itinga-Araçuaí; (7) Serras de Itiúba; (8) Reserva Biológica da Mata Escura; (9) Teimoso-Lontras-Una; (10) Piemonte da Diamantina; (11) Reserva Ecológica Michelin; (12) Parque Nacional de Itabaiana; (13) Santa Rosa de Lima; (14) Santana; (15) Serra do Cabral.

Tabela 4. Valores de tamanho de área, porcentagem de habitat remanescente e adequabilidade para o presente e futuro, cenário otimista e pessimista no ano de 2070, de 14, das 15 áreas consideradas como prioritárias, pelo 2º ciclo do PAN Primatas do Nordeste, para a conservação de *S. xanthosternos*

ID	Área importante	Cobertura florestal (%)	Adequabilidade Presente	Adequabilidade 2070 (otimista -RCP 4.5, SSP1)	Adequabilidade 2070 (pessimista - RCP 8.5, SSP5)
1	Chapada Diamantina	69,32	0,21	0,20	0,07
2	Serra do Conduru	90,76	0,7	0,7	0,5
3	Foz do Rio São Francisco	12,08	0,062	0,006	0,003
4	Gentio do Ouro	79,35	0,017	0,009	0,005
5	Itaporanga D'Ajuda	45,42	0,31	0,048	0,074
6	Itinga-Araçuaí	59,84	0,02	0,05	0,06
7	Serras de Itiúba	68,42	0,0365	0,0214	0,0004
8	Reserva Biológica da Mata Escura	76,88	0,30	0,20	0,09
9	Teimoso-Lontras-Una	93,30	0,8	0,7	0,6
10	Piemonte da Diamantina	75,79	0,13	0,15	0,03
11	Reserva Ecológica Michelin	100	0,9	0,7	0,7
12	Parque Nacional de Itabaiana	52,33	0,23	0,06	0,01
13	Santa Rosa de Lima	66,78	0,03	0,13	0,02

14	Santana	35,80	0,25	0,02	0,01
15	Serra do Cabral	44,28	NA	NA	NA

Discussão

Esperávamos que *S. xanthosternos* teria maiores chances de ocorrer, e continuar ocorrendo durante os próximos 50 anos, em fragmentos florestais grandes, menos regulares em relação à sua forma, menos isoladas e com maior complexidade de borda. Os resultados obtidos no presente estudo demonstram que, independentemente do cenário avaliado (futuro otimista, futuro pessimista), as características dos fragmentos que, possivelmente, se manterão adequados, para *S. xanthosternos*, serão fragmentos grandes, com formas simples se aproximando de um círculo agregados (menos isolados), porém, com pouca complexidade de borda e baixa densidade. Como resultado, *S. xanthosternos* possivelmente será extinto em fragmentos pequenos e isolados, que não terá recursos alimentares suficientes para manter populações (Figura 3; Tabela 1), demonstrando, desta maneira, a importância do tamanho da área e do isolamento na ocorrência de *S. xanthosternos*.

A área e o isolamento do fragmento também foram características importantes para a ocorrência do Macaco Sauá (*Callicebus nigrifrons*) e do macaco-prego-preto (*Sapajus nigritus*), em remanescentes de Mata Atlântica em Minas Gerais, no sudeste do Brasil (Silva et al., 2015). Já na Amazônia foi encontrado um efeito positivo da área e negativo do isolamento para a riqueza de seis espécies de primatas em fragmentos (Boyle & Smith, 2010). Além disso, Primatas, em fragmentos pequenos e isolados, sofrem com os efeitos genéticos e sociais negativos, restrição de recursos alimentares, maior exposição à caça (Almeida-Rocha et al., 2017), e redução de abrigo disponível devido à perda de qualidade de habitat (Lindenmayer & Fischer, 2006). Cabe salientar aqui a importância para a conservação dos pequenos fragmentos de floresta, mesmo isolados, visto que são refúgios de fauna, e representam a riqueza persistente ao longo do tempo (Chiarello, 2000), ou ainda servem como “trampolins ecológicos” (Arroyo-Rodríguez & Mandujano, 2009; Pardini et al., 2005), servindo para conectar os fragmentos, podendo permitir o fluxo de animais entre fragmentos maiores (Metzger, 2001; Almeida, 2008; Vidolin et al. 2011; Pirovani et al. 2014). Fragmentos de tamanho grande possuem uma capacidade de suporte maior, sendo mais adequados a suportar um número populacional

saudável de determinada espécie, permitindo que ela persista naquele habitat pelas gerações futuras, sem reduzir sua própria habilidade de sustentar a mesma espécie no futuro (Zanoni et al., 2000). Além disso, a conectividade é considerada um elemento vital da paisagem, uma vez que é crítica para a sobrevivência da população e para a dinâmica populacional (Forero-Medina & Vieira, 2007). Sendo assim, ela aparece como uma característica crucial para a manutenção de uma espécie em uma paisagem fragmentada (Metzger, 1999). Para o índice de conectividade dos fragmentos (*cohesion*), foi obtido o valor de 99,9% (no presente) e 99,8% (nos cenários futuros). Isso mostra que, apesar de a paisagem ser bastante fragmentada, os fragmentos estão ligados por estruturas físicas como corredores, o que pode ser considerado favorável para a conservação desses remanescentes e para o aumento da taxa de migração de espécies (Metzger, 1999).

Esperávamos que *S. xanthosternos* fosse ocorrer em fragmentos com menor complexidade de borda, visto que, isto implica em sofrer menos com o efeito de borda, tais quais mudanças nos fatores climáticos ambientais, onde a zona de influência das bordas apresenta maior exposição aos ventos, altas temperaturas, baixa umidade e alta radiação solar, mudanças na abundância e na distribuição de espécies (Didhan & Lawton 1999; Davies-Colley et al. 2000; Redding et al. 2003). Porém, o contrário aconteceu, o que pode ser explicado devido ao hábito alimentar generalista da espécie, podendo se alimentar de recursos da matriz (Rocha, 2000; Santos 2013; Bezerra et al. 2014), além da sua capacidade de se adaptar a ambientes fragmentados (Rocha, 2000; Ludwig et al., 2006). Porém, vale ressaltar que quanto maior a complexidade de borda, maior será o aumento na área de contato entre o fragmento e a matriz, tornando assim, as espécies mais suscetíveis ao desmatamento, queimadas e à caça, além de perigos advindos da urbanização das áreas rurais, como fios de alta tensão e ataques de cães (Printes, 1999; Tabarelli, et al., 2004; Santos, 2008; Printes et al., 2011; Oliveira et al., 2013).

A forma dos fragmentos foi a característica do fragmento mais importante para prever a ocorrência de *S. xanthosternos*, no nosso PC1. A forma é um importante determinante da qualidade do fragmento (Turner, 1996), visto que as bordas de fragmentos podem ser inóspitas para algumas espécies de animais florestais e com o tempo podem direcionar para uma redução do tamanho do fragmento (Turner, 1996). Além disso, áreas mais regulares possuem maior área efetiva para a viabilidade das populações e permitem mais facilmente a dispersão dos indivíduos (Fischer & Lindenmayer, 2007). A ocorrência de *S. xanthosternos* está associada a fragmentos com formas pouco complexas (mais regulares), aproximando de formas quadradas (Mcgarigal & Marks, 1995). Outro resultado semelhante ao do presente estudo foi encontrado

em populações de *Sapajus robustus* (Kuhl 1820), para a qual quanto menor a relação perímetro/área, maior a probabilidade de populações dessa espécie de primatas ser viável (Keesen et al., 2017).

Nossos resultados mostraram uma correlação negativa entre a ocorrência de *S. xanthosternos* e o tamanho do fragmento. Nosso resultado difere do de Ferreira (2017), que encontrou correlação positiva entre a ocorrência de *S. xanthosternos* e a área. Na literatura, a maioria dos estudos de primatas evidencia os efeitos negativos da redução do tamanho dos fragmentos sobre as comunidades desses animais (Chiarello & De Melo, 2001). O tamanho da área é uma das principais variáveis para prever a ocorrência de Primatas (Benchimol & Peres, 2014; Arroyo-Rodríguez et al., 2005; Boyle & Smith, 2010; Silva et al., 2015). Em *Callicebus nigrifrons* e *Sapajus nigritus*, por exemplo, a área explicou, respectivamente, 99% e 94% da ocorrência dessas espécies em remanescentes de Mata Atlântica, em Minas Gerais (Silva et al., 2015). Apesar disso, cabe salientar que *S. xanthosternos* é uma espécie de primata onívoro, com a capacidade de utilizar recursos da matriz na sua alimentação. Vale ressaltar ainda que, a maioria das populações remanescentes, de *S. xanthosternos*, estão concentradas em um mosaico de florestas primárias e secundárias e agro-silvicultura com cacau (*Theobroma cacao*), em uma matriz de ambientes alterados pelo homem (Canale et al., 2013), talvez essa espécie esteja utilizando tanto recursos quanto a própria matriz para transitar entre fragmentos. O que se torna um risco para a espécie, pois tornam-se extremamente vulneráveis ao impacto de fatores estocásticos demográficos, genéticos e ambientais, aumentando assim o risco de extinção local (Hobbs & Yates, 2003; Matthies, 2004).

Entender quais são os processos e fatores que são responsáveis pela manutenção das espécies nos fragmentos é de suma importância para a tomada de decisões no que se refere ao manejo do ambiente para a conservação das espécies (Arroyo-rodríguez & Fahrig, 2014). A perda e fragmentação de habitat têm impactos negativos especialmente sobre espécies dependentes de habitats florestais como os primatas (Alcocer-Rodríguez et al., 2020). Esse foi um dos principais motivos que nos levaram a avaliar as áreas consideradas como prioritárias para a conservação de *S. xanthosternos*, pelo 2º ciclo do PAN Primatas do Nordeste. Com base nessa avaliação, pudemos perceber que, das 14 áreas que foram avaliadas, apenas seis apresentaram mais do que 70% de cobertura florestal (Figura 7; Tabela 4). A porcentagem de cobertura florestal representa a disponibilidade de habitat nos próprios fragmentos, e essa variável é amplamente reconhecida como um indicador robusto de quantidade de habitat (Tischendorf et al., 2003). A cobertura florestal é uma importante característica preditora da

persistência de primatas em florestas isoladas (Benchimol & Peres, 2014), como por exemplo, foi uma variável importante para prever a ocorrência de 6 espécies (*Alouatta guariba*, *Callicebus personatus*, *Callithrix flaviceps*, *Callithrix geoffroyi*, *Brachyteles hypoxanthus* e *Sapajus nigritus*) em remanescentes florestais de Mata atlântica (Martinelli, 2014). A cobertura florestal foi um dos principais preditores de persistência de espécies dentro de uma floresta isolada em macacos da América Latina, dentre eles espécies dos gêneros *Alouatta* e *Sapajus* (Benchimol & Peres, 2014).

Todas as 14 áreas, consideradas como prioritárias para a conservação de *S. xanthosternos*, possivelmente, apresentarão uma diminuição na sua adequabilidade no futuro mais pessimista daqui a 50 anos (2070; RCP 8.5, SSP5), se comparadas ao presente. Já no cenário otimista (2070; RCP 4.5, SSP1), apenas Piemonte da Diamantina aumentará sua adequabilidade (Figura 7; Tabela 4). A diminuição da adequabilidade, prevista para os cenários futuros, pode ser explicada pelo processo de savanização das florestas tropicais que é esperado em decorrência das mudanças climáticas e da conversão do solo para o agronegócio (Sales et al., 2020; Marimon et al., 2014). O processo de savanização irá diminuir o habitat disponível das espécies especialistas de florestas tropicais (como os primatas), que serão substituídas por espécies ocupantes e especialistas de habitat de savana (Sales et al., 2020; Graham et al., 2016). Podemos mudar o futuro das espécies, se evitarmos futuros desmatamentos e promovermos a restauração de áreas degradadas, além disso, precisamos investir agora em uma forte regulação ambiental do uso da terra.

Sem uma forte regulação ambiental do uso da terra no futuro próximo, as áreas que permanecerão mais adequadas no futuro, para manter populações de *S. xanthosternos* no longo prazo, serão três: Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, e Reserva Ecológica Michelin. Vale ressaltar que essas três áreas são as que apresentaram a maior porcentagem de cobertura florestal (>90%) (Figura 7; Tabela 4), o que reforça, ainda mais, que mudanças regionais a respeito do uso do solo, e a promoção de medidas para evitar desmatamento e incentivar a restauração de áreas, são importantes fatores para evitar a extinção de espécies. Vale ressaltar que, essas três áreas estão inseridas dentro do bioma Mata Atlântica e em unidades de conservação.

Desta maneira, reconhecer que a maioria das paisagens ocupadas por primatas vivenciam, ou irão vivenciar num futuro próximo, os efeitos da fragmentação, leva-nos à adoção de medidas emergenciais para a conservação desses animais. Sugerimos, portanto, que mais estudos, com diferentes espécies de primatas e em diferentes escalas, sejam realizados

com o objetivo de entender quais elementos tornam-se necessários para a persistência das populações em um contexto de rápida mudança do ambiente, o que pode auxiliar na prevenção da extinção das espécies (Marsh et al., 2003). Sob um olhar conservacionista, o entendimento de quais características da paisagem afetam a chance de ocupação de fragmentos pelos primatas é uma forma de direcionar o investimento de recursos para os fragmentos que apresentem, de fato, características necessárias para a persistência de determinada espécie a longo prazo. Além disso, se tratando especificamente de *S. xanthosternos*, e sabendo do hábito alimentar generalista da espécie, capaz de se alimentar de recursos da matriz (Rocha, 2000; Santos, 2013; Bezerra et al., 2014), e da sua capacidade de se adaptar a ambientes fragmentados (Rocha, 2000; Ludwig et al., 2006), torna-se cada vez mais necessário o investimento em esforços para manter a paisagem o mais conectada possível, uma vez que a ligação entre fragmentos florestais beneficia as populações em termos de qualidade e persistência ao longo do tempo (King & With, 2002).

Conclusões

Com esse trabalho podemos concluir que, independente do cenário avaliado, as características dos fragmentos que, possivelmente, se manterão adequados para *S. xanthosternos*, serão fragmentos menos complexos, e a forma com menor relação perímetro/área, agregados, cada vez mais contínuos e grandes, tornando a ocorrência de *S. xanthosternos*, em fragmentos pequenos e isolados, cada vez mais rara. Esse resultado nos mostra a importância da criação de corredores ecológicos, entre esses fragmentos, bem como a urgente necessidade da criação e ampliação de Unidades de Conservação (UCs) para que haja uma maior conectividade entre os fragmentos, diminuindo a distância entre eles, e consequentemente facilitando a dispersão dessa espécie para outras áreas.

As características da paisagem que mais contribuem para explicar a ocorrência de *S. xanthosternos* são o tamanho médio da área, o índice de coesão dos fragmentos e a densidade do fragmento. Ao analisarmos cada um dos cenários, separadamente, concluímos que, no presente, as características da paisagem que mais estão influenciando a adequabilidade de áreas são o número de fragmentos e a relação perímetro área. Já para o ano de 2070, tanto no cenário otimista quanto no pessimista, as características da paisagem que, possivelmente, irão influenciar serão o índice de coesão e a área. A adequabilidade está negativamente correlacionada com o tamanho médio da área e o índice de coesão dos fragmentos. Por outro

lado, mesmo a densidade dos fragmentos tendo sido uma forte variável explicativa no nosso PC2, não encontramos correlação entre a mesma e a adequabilidade.

Ao avaliarmos as áreas consideradas como prioritárias para a conservação de *S. xanthosternos*, pelo 2º ciclo do PAN Primatas do Nordeste, percebemos que a porcentagem de cobertura florestal influencia diretamente na adequabilidade. Sendo que, das 14 áreas avaliadas, Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, e Reserva Ecológica Michelin se mostraram como as 3 áreas mais adequadas para manter populações de *S. xanthosternos* a longo prazo, sendo essas, as únicas que apresentaram mais do que 90% de cobertura florestal (90%, 93,3% e 100%, respectivamente). No cenário otimista, apenas Piemonte da Diamantina, Itinga-Araçuaí e Santa Rosa de Lima aumentarão sua adequabilidade. Já no cenário pessimista, as Serras de Itiúba e Itinga-Araçuaí apresentaram um aumento de sua adequabilidade. Todas as demais áreas tenderão a se tornar menos adequadas no futuro, se comparados ao presente, claro, considerando que não sejam empreendidos em um futuro próximo significativos esforços regulatórios para o controle ambiental do uso da terra.

Referências bibliográficas

ALADOS, C.L., ESCOS, J.M.; EMLÉN, J.M. 1996. Fractal structure of sequential behaviour patterns: an indicator of stress. *Anim. Behav.* 51(2), 437-443.

ALCOCER-RODRÍGUEZ, M.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; GALÁN-ACEDO, C.; CRISTÓBAL-AZKARATE, J.; ASENSIO, N.; RITO, K.F.; HAWES, J.E.; VEÀ, J.J.; DUNN, J. C. 2020. Evaluating extinction debt in fragmented forests: the rapid recovery of a critically endangered primate. *Animal Conservation*, <https://doi-org.ez18.periodicos.capes.gov.br/10.1111/acv.12648>

ALMEIDA, C.G. 2008. Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa. 72p.

ALMEIDA-ROCHA, J.M. D., PERES, C.A., & OLIVEIRA, L.C. 2017. Primate responses to anthropogenic habitat disturbance: A pantropical meta-analysis. *Biological Conservation*, 215, 30–38.

ARAÚJO, M.B., GUIBAN, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *J. Biogeography*. 33,1677–1688.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L. 2014. Why is a landscape perspective importante in studies of primates? *American Journal of Primatology*, doi: 10.1002/ajp.22282

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; GONZÁLEZ-PÉREZ, 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*, v. 28, n. 9, p. 1717-1727.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S. 2009. Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology*, v. 30, n. 3, p. 497-514.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MANDUJANO, S.; CUENDE-FANTON, C. 2005. Ocupación de parches de selva por monos aulladores *Alouatta palliata* mexicana en tres paisajes con diferente grado de fragmentación en Los Tuxtlas, México. *Universidad y Ciencia*, v. 2, p. 23-34.

ASNER, G.P., LOARIE, S.R., HEYDER, U. 2010. Combined effects of climate and land-use change on the future of humid tropical forests. *Conserv. Lett.* 3, 395–403.

BEAUMONT, L.J.; GALLAGHER, R.V.; DOWNEY, P.O.; THUILLER, W.; LEISHMAN, M.R.; HUGHES, L. 2009. Modelling the impact of *Hieracium spp.* on protected areas in Australia under future climates. *Ecography*, v. 32, p. 757-764.

BENCHIMOL, M.; PERES, C.A. 2014. Predicting primate local extinctions within “realworld” forest fragments: a pan-neotropical analysis. *American Journal of Primatology*, v. 76, n. 3, p. 289-302.

BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, Durham, v. 79, n. 2, p. 517-533.

BEZERRA, B.M.; BASTOS, M.; SOUTO, A.; KEASEY, M.P.; EASON, P.; SCHIEL, N.; JONES, G. 2014. Camera Trap Observations of Nonhabituated Critically Endangered Wild Blonde Capuchins, *Sapajus flavius* (Formerly *Cebus flavius*). *Int J Primatol* 35: 895–907.

BOYLE, S.A.; SMITH, A.T. 2010. Can landscape and species characteristics predict primate presence in forest fragments in the Brazilian Amazon? *Biological Conservation*, v. 143, n. 5, p. 1134-1143.

BOYLE, S.A. et al. 2013. Primates of the Biological Dynamics of Forest Fragments Project: A History. In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. (Eds.). *Primates in Fragments: complexity and resilience*. New York: Springer Science & Business Media. p. 57-74.

BRASIL. 2016. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Sumário executivo do livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília: ICMBIO. 76 p.

BRIFFA, M., RUNDLE, S. D. & FRYER, A. 2008. Comparing the strength of behavioural plasticity and consistency across situations: animal personalities in the hermit crab *Pagurus bernhardus*. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 275, 1305–11.

BROOK, B.W., SODHI, N.S., BRADSHAW, C.J.A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol. Evol.* 23, 453–460.

BUCKLEY, L. B.; URBAN, M. C.; ANGILLETTA, M. J.; CROZIER, L. G.; RISSLER, L. J. & SEARS, M. W. 2010. Can mechanism inform species' distribution models? *Ecology Letters* 13:1041-1054.

CANALE, R.G; KIERULFF, M.C.M; CHIVERS, D.J.A. 2013. Critically Endangered Capuchin Monkey (*Sapajus xanthosternos*) Living in a Highly Fragmented Hotspot. In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. (Ed.). *Primates in Fragments: Complexity and Resilience*. New York: Springer Science & Business Media. 559 p.

CANALE, G.R.; ALONSO, A.C.; MARTINS, W.P.; JERUSALINSKY, L.; DE MELO, F.R.; KIERULFF, M.C.M.; MITTERMEIER, R.A. & LYNCH ALFARO, J.W. 2021. *Sapajus xanthosternos*

(amended version of 2020 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T4074A192592138. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T4074A192592138.en>. Accessed on 02 May 2022.

CHIARELLO, A.G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*, v.60, n.2, p.237-247.

CHIARELLO, A.G. 2000. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, Espírito Santo*, v. 11/12, p. 229-247.

CHIARELLO, A.G. 2003. Primates of brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival. In: MARSH, L.K (Ed.). *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers, 428p. p. 99-118.

COUTINHO, P.E.G.; CORRÊA, H.K.M. 1995 Polygyny in a free ranging group of buffy-tufted-ear marmosets, *Callithrix aurita*. *Folia Primatologica* 65(1):25-29.

CPB - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros. 2021. Áreas importantes para a conservação de primatas do Nordeste. / Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA, 11 p.

CROUZEILLES, R.; PREVEDELLO, J. A.; FIGUEIREDO, M. D. S. L.; LORINI, M. L.; GRELE, C. E. V. 2014. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landscape Ecology*, v. 29, n. 3, p. 479-489.

CRUTZEN, P.J. 2006. The “Anthropocene”. In: Ehlers E & Krafft T (eds.) *Earth System Science in the Anthropocene*, New York. Pp. 13-18.

DANCEY, C & REIDY, J. 2006. *Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows*.

DAVIES-COLLEY, R.J.; PAYNE, G.W. & VAN ELSWIJK, M. 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24: 111-121

DAVIS, M.B. & SHAW, R.G. 2001. Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. *Science* 292: 673-679.

DEUTSCH, C. A.; TEWKSBURY, J. J.; HUEY, R. B.; SHELDON, K. S.; GHALAMBOR, C. K.; HAAK, D. C. & MARTIN, P. R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude Thermal Safety margin. *PNAS* 105:6668-6672.

DIDHAN, R.K. & LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17-30.

DINIZ-FILHO, J. A. F., L. M. BINI, T. F. L. V. B. RANGEL, R.D. LOYOLA, C. HOF & M. B. ARAÚJO. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32: 897-906.

DINIZ-FILHO, J. A. F., R. D. LOYOLA, P. RAIA, A. O. MOOERS & L. M. BINI. 2013. Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 28: 689-695.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; NABOUT, J. C.; BINI, L. M.; LOYOLA, R. D.; RANGEL, T. F.; NOGUÉS-BRAVO, D. & ARAÚJO, M. B. 2010. Ensemble forecasting shifts in climatically suitable areas for *Tropidacris cristata* (Orthoptera: Acridoidea: Romaleidae). *Insect Conservation and Diversity* 3:213-221.

DIXO, M., METZGER, J. P., MORGANTE, J. S., & ZAMUDIO, K. R. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation*, 142(8), 1560–1569. doi:10.1016/j.biocon.2008.11.016

ELITH, J., C.H. GRAHAM, R.P. ANDERSON, M. DUDIK, S. FERRIER, A. GUISAN, R.J. HIJMANS, F. HUETTMANN, J.R. LEATHWICK, A. LEHMANN, J. LI, L.G. LOHMANN, B.A. LOISELLE, G. MANION, C. MORITZ, M. NAKAMURA, Y. NAKAZAWA, J.M. OVERTON, A.T. PETERSON, S.J. PHILLIPS, K. RICHARDSON, R. SCACHETTI-PEREIRA, R.E. SCHAPIRE, J. SOBERON, S. WILLIAMS, M.S. WISZ & N.E. ZIMMERMANN. 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* v.29 p.129-151.

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(12): e82369.

ESTRADA, A.; GARBER, P.A.; RYLANDS, A.B.; ROOS, C.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A.; ANNE-ISOLA NEKARIS, K.; NIJMAN, V.; HEYMANN, E.W.; LAMBERT, J.E.; ROVERO, F.; BARELLI, C.; SETCHELL, J.M.; GILLESPIE, T.R.; MITTERMEIER, R.A.; ARREGOITIA, L.V.; DE 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. *Science Advances*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>

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.; RODRIGUES DE MELO, F.; OLIVEIRA, L.; SCHWITZER, C.; ROOS, C.; CHEYNE, S. M.; ... 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, 1-57, e4869. <https://doi.org/10.7717/peerj.4869>

FAHRIG, L. 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. *Ecological Applications*, 12, 346–353.

FAHRIG, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487-515.

FAHRIG, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology*, v. 21, n. 6, p. 1003-1015.

FAHRIG, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649-1663.

FALEIRO, F. V., MACHADO, R.B. & R. D. LOYOLA. 2013. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biol. Conserv.* 158: 248-257.

FAO. 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations Global Forest Resources. Assessment 2010. FAO Forestry Paper 163 In.

FEDIGAN, L.M.; JACK, K.M. 2004. The demographic and reproductive context of male replacements in *Cebus capucinus*. Behavior, 141 (96), 755-775.

FEDIGAN, L.M. 1993. Sex differences and intersexual relations in adult white-faced capuchins (*Cebus capucinus*). International Journal of Primatology, vol. 14, p. 853-877.

FERRARI, S.F. et al. 2013. Living on the edge: habitat fragmentation at the interface of the semiarid zone in the Brazilian northeast. In: Primates in Fragments. Springer New York. p. 121-135.

FERRAZ, G., G. J. RUSSELL, P. C. STOUFFER, R. O. BIERREGAARD, S. L. PIMM, AND T. E. LOVEJOY. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100:14069-14073.

FERREIRA, M.C.S.D. 2017. Influência da fragmentação na ocorrência de três primatas neotropicais ameaçados de extinção no Nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ecologia - Natal, 2017. 77p.

FIELD, A. 2009. Discovering statistics using SPSS (and sex and drugs and rockn roll). Ed. Sage. Third Edition.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. Global Ecology and Biogeography, v. 16, p. 265-280.

FLESHER, K. M. 2015. The Distribution, Habitat Use, and Conservation Status of Three Atlantic Forest Monkeys (*Sapajus xanthosternos*, *Callicebus melanochir*, *Callithrix* sp.) in na Agroforestry/Forest Mosaic in Southern Bahia, Brazil. International Journal of Primatology, v. 36, n. 6, p. 1172-1197.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

FRAGASZY, D.M.; VISALBERGHI, E.; FEDIGAN, L.M. 2004. The Complete Capuchin: The Biology of the Genus *Cebus*. Cambridge: Cambridge University Press, 337p.

FRANCESCO FICETOLA, G. & DENOËL, M. 2009. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species–habitat relationships. Ecography, 32, 1075–1084.

FRANKLIN, I.R., 1980. Evolutionary change in small populations. In: Soulé, M.E., Wilcox, B.A. (Eds.), Conservation Biology: An Evolutionary- Ecological Perspective. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, pp. 135–150.

FRANKLIN, J. 2010. Mapping Species Distribution. Cambridge, Cambridge University Press. 338p.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G (eds.) Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas. Belo Horizonte: Conservação Internacional. p.3-11.

GARCIA, M. CABEZA, C. RAHBEK & M. B. ARAÚJO. 2014. Multiple Dimensions of Climate Change and Their Implications for Biodiversity. Science 344:1247579.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology-Analysis of Complex Systems* 101:273-280.

GIBSON L, LEE TM, KOH LP, ET AL. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378-383.

GONÇALVES, E.C.; FERRARI, S.F.; SILVA, A.; COUTINHO, P.G.E.; MENEZES, E.V.; SCHNEIDER, P.C. 2003. Effects of habitat fragmentation on the genetic variability of silvery marmosets, *Mico argentatus*. In: Marsh LK, editor. *Primates in fragments: Ecology and conservation*. New York: Kluwer Academics/Plenum Press. pp. 17 - 28.

GONZÁLEZ-SOLÍS et al. 2001. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biodiversity and Conservation* 10, p. 1267–1282.

GRAHAM, T.; MATTHEWS, H.D.; TURNER, S. 2016. A global-scale evaluation of primate exposure and vulnerability to climate change. *International Journal of Primatology*. 37(2), 158–174. <https://10.1007/s10764-016-9890-4>

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O. & TOWNSHEND, J. R. G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*. Vol 342, Issue 6160, pp. 850 – 853. doi: 10.1126/science.1244693

HANSKI, I. & MOILANEN, A. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist*, 147, 527–541.

HARCOURT, A. H.; COPPELO, S. A.; PARKS, S. A. 2002. Rarity, specialization and extinction in primates. *Journal of Biogeography*, v. 29, p. 445-456.

HARTLEY, S.; KRUSHELNYCKY, P. D. & LESTER, P. J. 2010. Integrating physiology, population dynamics and climate to make multi-scale predictions for the spread of an invasive insect: the Argentine ant at Haleakala National Park, Hawaii. *Ecography* 33:83-94.

HERNANDEZ, P. A.; GRAHAM, C. H.; MASTER, L. L.; ALBERT, D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773-785.

HOBBS, R.J.; YATES, C.J. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany* 51, p. 471–488.

HOF, C., LEVINSKY, I., ARAÚJO, M.B., RAHBEK, C. 2011. Rethinking species' ability to cope with rapid climate change. *Glob. Change Biol.* 17, 2987–2990.

HOLLAND, J.D., BERT, D.G., FAHRIG, L. 2004. Determining the spatial scale of species' response to habitat. *Bioscience* 54, 227.

HONGYU, K. 2015. Comparação do GGE-biplot ponderado e AMMI-ponderado com outros modelos de interação genótipo × ambiente. 155p. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação Agrônômica) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015. HOOIJBERG, R., QUINN, R.E. 1992. Behavioral complexity and the development of effective managers, in: Phillips, R.L., Hunt, J.G. (Eds.), *Strategic Management: A Multiorganizational-Level Perspective*. Quorum, New York.

HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3–35.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2010. In: CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W.B. (orgs.) *Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros / Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Núcleo Mata Atlântica e Pampa*. – Brasília: MMA, 408 p., Biodiversidade 34.

IONIA, 2009. Globcover Land Cover, See <http://ionial.esrin.esa.int>.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]*. Geneva: IPCC, 151p.

IUCN. 2015. International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 22/05/2018.

JACKSON, H.B.; FAHRIG, L. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landsc. Ecol.* 27, 929–941.

JEROZOLIMSKI, A.; PERES, C. 2003. Bringing back the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation* v.111, p.415-425.

JOHNS, A. D., & J. P. SKORUPA. 1987. Responses of rain-forest primates to habitat disturbance - a review. *International Journal of Primatology* 8:157-191.

KASS, J.M., PINILLA-BUITRAGO G.E., VILELA B., AEILLO-LAMMENS M.E., MUSCARELLA R., MEROW C., and ANDERSON R.P. 2018. Wallace: A flexible platform for reproducible modeling of species niches and distributions built for community expansion. *Methods Ecol Evol.* p.1-6.

KEESEN, F.; SILVA, A.C.; ARASHIRO, E.; PINHEIRO, C.F.S. 2017. Simulations of populations of *Sapajus robustus* in a fragmented landscape. *Ecological Modelling*, v. 344, p. 38-47.

KIERULFF, M.C.M. et al. 2004. The use of camera-traps in a survey of the buff-headed capuchin monkey, *Cebus xanthosternos*. *Neotropical Primates*, v.12, n.2, p.56-59.

KIERULFF, M.C.M.; MENDES, S.L.; RYLANDS, A. B. 2015. *Sapajus xanthosternos*. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 16/05/2019.

KING, A.W.; WITH, K.A. 2002. Dispersal success on spatially structured landscapes: When do spatial pattern and dispersal behavior really matter? *Ecological Modelling*, 147, 23-39.

KUPFER, J.A.; MALANSON, G.P. AND FRANKLIN S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 8-20.

LAGOS, A.R.; MULLER B. L. A. 2007. Hotspot brasileiro Mata Atlântica. *Saúde & ambiente em Revista, Duque de Caxias*, v.2, n.2, p.35-45.

LANDE, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *American Naturalist*, 130, 624–635.

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, Boston, v. 55, p. 77-92.

LAURANCE, W.F. 1991. Edge Effects in Tropical Forest Fragments: Application of a Model for the Design of Nature Reserves. *Biological Conservation* 57:205 - 219.

LAURANCE, W.F.; CAMARGO, J. L.C.; LUIZÃO, R.C.C.; LAURANCE, S. G.; PIMMD, S. L.; BRUNA, E.M.; STOUFFER, P.C.; WILLIAMSON, G.B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VAN HOUTAN, K.S.; ZARTMAN, C.E.; BOYLE, S.A.; DIDHAM, R.K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T.E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144, 56–67.

LEAL, I. R.; SILVA, J.D.; TABARELLI, M.; LACHER, T.E. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 139-146.

LERNOULD, J.M.; KIERULFF, M.C.M.; CANALE, G. 2012. Yellow-breasted capuchin *Cebus xanthosternos*: support by zoos for its conservation – a success story. *Internacional Zoo Yearbook*, 46 (1), 71-79.

LI, B.; JIA, Z.; PAN, R.; REN, B. 2003. Changes in distribution of the snub-nosed monkey in China. In: Marsh LK, editor. *Primates in fragments: Ecology and conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Press. pp. 29 - 52.

LIMA, G.S.; RIBEIRO, G.A.; GONÇALVES, W. 2005. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. *Revista Árvore*, 29 (4): 647-653.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An ecological and conservation synthesis*. Washington: Island Press.

LOYOLA, R.D., C. G. BECKER, U. KUBOTA, C. F. B. HADDAD, C. R. FONSECA & T. M. LEWINSOHN. 2008. Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened Neotropical anurans depend on their life-history traits. *PLoS ONE* 3: e2120.

LUDWIG, G.; AGUIAR, L.M.; ROCHA, V.J. 2006. Comportamento de obtenção de *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), mandioca, por *Cebus nigritus* (Goldfuss) (Primates, Cebidae) como uma adaptação alimentar em períodos de escassez. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3):888-890.

MALCOLM, J. R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. Pages 624 in M. D. Lowman and N. M. Nadkarni, editors. *Forest Canopies*. Academic Press, San Diego, California, USA.

MANTYKA-PRINGLE, C.S., MARTIN, T.G., RHODES, J.R. 2011. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 18, 1239–1252.

MARIMON, B.S.; MARIMON-JUNIOR, B.H.; FELDPAUSCH, T.R., OLIVEIRA-SANTOS, C.; MEWS, H. A.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; LLOYD, J.; FRAN CZAK, D. D.; DE OLIVEIRA, E.A.; MARACAHIPES, L.; MIGUEL, A.; LENZA, E.; PHILLIPS, O.L. 2014. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecology and Diversity*, 7(1–2), 281–292. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072>

MARSH, L.K. 2003. Section I: Genetic and population dynamics. In: Marsh, L.K. (ed.) *Primates in Fragments: Ecology and Conservation*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 428p, p.11-16.

MARSH, L.K.; CHAPMAN, C. (Ed.). 2013. *Primates in Fragments: Complexity and Resilience*. New York: Springer Science & Business Media. 559 p.

MARTINELLI, F.S. 2014. Fragmentação florestal, perda de habitat e ocorrência de primatas na Mata Atlântica. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais. 60p.

MATSUSHITA, B.; XU, M.; FUKUSHIMA, T. 2006. Characterizing the changes in landscape structure in the Lake Kasumigaura, Japan using a high-quality GIS dataset. *Landscape and Urban Planning*, v.78, p.241-250.

MATTHIES, D. et al. 2004. Population size and the risk of extinction: empirical evidence from rare plant. *Oikos* 105, p. 481–488.

MCBRIDE, S. D.; CUDDEFORD, D. 2001. The putative welfare reducing effects of preventing equine stereotypic behaviour. *Anim. Welf.* 10(2), 173-189.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure (version 2.0). Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.

MENDOZA, M. E.; GRANADOS, E. L.; GENELETTI, D.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SALINAS, V. 2011. Analysing land cover and land use change process at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography*, v.31, p.237-350.

METZGER, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, v.71, n.3, p.445-463, 1999.

METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens?. *Biota Neotropica*, 28(11): 1-9.

MIGUET, P.; JACKSON, H.B.; JACKSON, N.D.; MARTIN, A.E.; FAHRIG, L. 2015. What determines the spatial extent of landscape effects on species? *Landsc. Ecol.*, 1–18,

MITANI, J.C.; RODMAN, P.S. 1979. Territoriality: the relation of ranging pattern and home range size to defensibility, with an analysis of territoriality among primate species. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 5, 241–251

MMA. 2004. Ministério do Meio Ambiente. Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Portaria N° 126 de 27 de Maio de 2004. Available at: http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/port126.pdf. Accessed on March 26th 2022.

MMA. 2007. Ministério do Meio Ambiente. Áreas Prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Atualização. Portaria MMA n° 9, de 23 de janeiro de 2007. Available at: http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf. Accessed on March 26th 2022.

MMA. 2016. Ministério do Meio Ambiente. Áreas Prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Segunda Atualização. Portaria MMA nº 223, de 21 de junho de 2016. Available at: <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80049/Areas%20Prioritarias/Caatinga/BIOMA%20CAATINGA.pdf>. Accessed on March 26th 2022.

MÜLLER, M. W.; VALLE, R. R. Ecofisiologia do cultivo do cacauero. (2012). In: VALLE, R.R, Ciência, tecnologia e manejo do cacauero. Brasília: CEPLAC/CEPEC, p.31-66.

MYERS, N. et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v.403, p.853-858.

NEWMAN, M.E.J. 2006. Modularity and community structure in networks. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 103(23), 17.

NORI, J.; URBINA-CARDONA, J. N.; LOYOLA, R. D.; LESCOANO, J. N. & LEYNAUD, G. C. 2011. Climate Change and American Bullfrog Invasion: What Could We Expect in South America? *PLoS ONE* 6:e25718.

NOWAK, K; LEE, P.C. 2013. "Specialist" Primates Can Be Flexible in Response to Habitat Alteration. In: MARSH, L. K.; CHAPMAN, C. A. (Ed.). *Primates in fragments: complexity and resilience*. New York: Springer. p. 199-211.

OLIVEIRA, C.G.L.; MIRANDA, J.G.V.; JAPYASSÚ, H.F.; EL-HANI, C.N. 2017. Using Zipf-Mandelbrot law and graph theory to evaluate animal welfare. *Physica A.* 492, 285-295.

OLIVEIRA, D. G.; PRATA, A. P. N.; SOUTO, L. S.; FERREIRA, R. A. 2013. Does the edge effect influence plant community structure in a tropical dry forest? *Revista Árvore*, v. 37, n. 2, p. 311-320, 2013.

OLIVER, W.L.R.; SANTOS, I.B. 1991. Threatened endemic mammals of the Atlantic forest region of south-east Brazil. *Wildl. Preserv. Trust. Special Scientific report*, 4, 1-126.

OPPENHEIMER, M.; CAMPOS, M. & WARREN, R. (CLAs) et al. 2014. "Emergent Risks and Key Vulnerabilities". In: IPCC. *Climate Change: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*.

PARDINI, R.; DE SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124, 253-266.

PARMESAN, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37, 637-669.

PERES, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. *Conserv. Biol.* 14:240-253

PHILLIPS, S. J. & DUDÍK, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161-175.

PHILLIPS, S.J., R.P. ANDERSON & R.E. SCHAPIRE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* v. 190 p. 231 -259.

PINTO, L. P.; BEDÊ, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. In:

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Eds.). *Biologia da Conservação: essências*. São Carlos: RiMa. p. 91-118.

PIROVANI, D.B.; SILVA, A.G.; DOS SANTOS, A.R.; CECÍLIO, R.A.; GLERIANI, J.M.; MARTINS, S.V. 2014. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. *Revista Árvore*, 38(2): 271-281.

PRINTES, R.C. 1999. The Lami Biological Reserve, Rio Grande do Sul, Brazil, and the danger of power lines to howlers in urban reserves. *Neotropical Primates*, v. 7, n. 4, p. 135-136.

PRINTES, R.C.; RYLANDS, A.B.; BICCA-MARQUES, J.C. 2011. Distribution and status of the Critically Endangered blond titi monkey *Callicebus barbarabrownae* of northeast Brazil. *Oryx*, v. 45, n. 3, p. 439-443, 2011.

RATTIS, L.; DOBROVOLSKI, R.; TALEBI, M.; LOYOLA, R. 2018. Geographic range-scale assessment of species conservation status: A framework linking species and landscape features. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 16 (2), 97-104.

REDDING, T.E.; HOPE, G.D.; FORTIN, M.J.; SCHMIDT, M.G. & BAILEY, W.G. 2003. Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science* 83: 121-130

REGAZZI, A.J. 2000. Análise multivariada, notas de aula INF 766, Departamento de Informática da Universidade Federal de Viçosa, v.2.

RELYEA, R. A. 2003. Predators come and predators go: the reversibility of predator-induced traits. *Ecology*, 84 (7), pp. 1840-1848.

REN, B.; LI, M.; LONG, Y.; WEI, F. 2009. Influence of day length, ambient temperature, and seasonality on daily travel distance in the Yunnan snub-nosed monkey at Jinsichang, Yunnan, China. *Am. J. Primatol.* 71, 233–241

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.; HIROTA, M.M. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1141- 1153.

ROCHA, V.J. 2000. Macaco-prego, como controlar esta nova praga florestal? *Floresta*. Curitiba, 30(1-2):95-99.

ROOT, T.L., J.T. PRICE, K.R. HALL, S.H. SCHNEIDER, C. ROSENZWEIG & J.A. POUNDS. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57-60.

RYLANDS, A. 2003. Official List of Brazilian Fauna Threatened with Extinction - 2003. *Neotropical Primates*, v.11, n.1, p. 43-49.

SALA, O.E., III, F.S.C., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.

SALAZAR, L.F., NOBRE, C.A., OYAMA, M.D. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophys. Res. Lett.* 34, 1–6.

SALES, L.P., GALLETI, M.; PIRES, M.M. 2020. Climate and land-use change will lead to a faunal ‘savannization’ on tropical rainforests. *Global Change Biology*, 00: 1–9. <https://doi.org/10.1111/gcb.15374>

SANTOS, A.C.A. 2013. Padrão de forrageamento de *Cebus flavius* (Schreber 1774) (Primates: Cebidae), em fragmento de Mata Atlântica na Paraíba. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, 77p.

SANTOS, A.M.M.; SANTOS, B.A. 2008. Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence? *Acta Botânica Brasileira*, v. 22, n. 4, p. 1077-1084.

SCHMIDLIN, L.A.J. 2004. Análise da disponibilidade de habitat para o mico-leão-da-cara-preta (*Leontopithecus caissara* Lorini & Persson, 1990) e identificação de áreas preferenciais para o manejo da espécie por técnicas de geoprocessamento. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal). Universidade Federal do Paraná. 90p.

SETZ, E.Z.F. 1991. Métodos de quantificação de comportamento de Primatas em estudos de campo. *A Primatologia no Brasil*. V.3, p.411-435.

SILVA, F.A.; CANALE, G.R.; KIERULFF, M.C.M.; DUARTE, G.T.; PAGLIA, A.P.; BERNARDO, C.S. 2016. Hunting, pet trade, and forest size effects on population viability of a critically endangered neotropical primate, *Sapajus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1826). *American Journal of Primatology*, v. 78, n. 9, p. 950-960.

SILVA, L.G.; RIBEIRO, M.C.; HASUI, É.; DA COSTA, C.A.; CUNHA, R.G.T. 2015. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. *PloS One*, v. 10, n. 2, p. 1-20.

SKORUPA, J. P. 1986. Responses of rainforest primates to selective logging in Kibale Forest, Uganda: a summary report. Pages 57-70 in K. Benirschke, editor. *Primates: The Road to Self-Sustaining Populations*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

SOUZA-ALVES, J.P. 2010. Ecologia alimentar de *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 no Sul de Sergipe, Brasil: definindo parâmetros para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo. São Cristóvão, SE: Universidade Federal de Sergipe, (UFS). Dissertação de Mestrado.

STEVENSON, P.R.; CASTELLANOS, M.C. 2000. Feeding rates and daily path range of the colombian woolly monkeys as evidence for between- and within-group competition. *Folia Primatol.* 71, 399–408

SUSCKE, P.; PRESOTTO, A.; IZAR, P. 2021. The role of hunting on *Sapajus xanthosternos*' landscape of fear in the Atlantic Forest, Brazil. *American Journal of Primatology*, 83(5). doi:10.1002/ajp.23243

TABARELLI, M.; GASCON, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 734-739.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, p. 1419-1425.

THORNTON, D.H.; BRANCH, L.C.; SUNQUIST, M.E. 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications*, v. 21, n. 6, p. 2324-2333.

THULLER W.; RICHARDSON D.M; KPYSEK P.; MIDGLEY G.F.; HUGHES, G.O.; ROUGET M. 2005. Niche-based modeling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, v. 11, n. 12, p. 2234–2250.

TISCHENDORF, L.; BENDER, D. J.; FAHRIG, L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* 18:41-50.

TSCHARNTKE T, TYLIANAKIS JM, RAND TA, ET AL. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews* 87:661–685.

TURNER, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rainforest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200 - 209.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. 2011. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. *Revista Árvore*, 35(3): 515-525.

VIEIRA, M.V. et al. 2003. Mamíferos. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (org.) *Fragmentação de Ecossistemas: Causas e Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. Brasília: MMA/CNPq, 510 p., p.125-151

VOS, C.C.; VERBOOM, J.; OPDAM, P.F.; TER BRAAK, C.J. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *Am. Nat.* 157, 24–41

WALTHER, G.R., E. POST, P. CONVEY, A. MENZEL, C. PARMESAN, T.J.C. BEEBEE, J.M. FROMENTIN, O. HOEGH-GULDBERG & F. BAIRLEIN. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.

WITH, K. A. & KING, A. W. 1999. Extinction Thresholds for Species in Fractal Landscapes. *Conservation Biology*, 13, 314–326.

YAHNER, R. H. & MAHAN, C. G. 1997. Behavioral Considerations in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 11, 569–570.

ZANONI, M.M.; FERREIRA, A.D.D.; MIGUEL, L.A.; FLORIANI, D.; CANALI, N. RAYNAUT, C. 2000. Preservação da natureza e desenvolvimento rural: dilemas e estratégias dos agricultores familiares em Áreas de Proteção Ambiental. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, n.2. 39-55.

Anexos

Anexo 1. Variáveis bioclimáticas fornecidas pelo WorldClim derivadas das variáveis de temperatura e pluviosidade.

Variável	Descrição
-----------------	------------------

BIO_1	Temperatura média anual
BIO_2	Variação média da temperatura diurna (temp max – temp min)
BIO_3	Isotermalidade
BIO_4	Sazonalidade de Temperatura (desvio padrão *100)
BIO_5	Temperatura média do mês mais quente
BIO_6	Temperatura média do mês mais frio
BIO_7	Intervalo da temperatura anual
BIO_8	Temperatura média do trimestre mais úmido
BIO_9	Temperatura média do trimestre seco
BIO_10	Temperatura média do trimestre mais quente
BIO_11	Temperatura média do trimestre mais frio
BIO_12	Precipitação média anual
BIO_13	Precipitação média do mês mais úmido
BIO_14	Precipitação média do mês mais seco
BIO_15	Sazonalidade da precipitação (Coeficiente de variação)
BIO_16	Precipitação do quadrimestre mais úmido
BIO_17	Precipitação do quadrimestre mais seco
BIO_18	Precipitação do quadrimestre mais quente
BIO_19	Precipitação do quadrimestre mais frio

Anexo 2. Classes de uso da terra utilizadas para o presente estudo, disponíveis no site da Land-Use Harmonization (LUH). 1 indica tipos de uso da terra em que *S. xanthosternos* pode ser encontrado, 0 tipos de uso da terra em que a espécie não é encontrada.

Variável	Descrição	Ocorre(1)/ Não ocorre(0)
Primf	Terra primária florestada	1
Primn	Terra primária não florestada	0
Secdf	Terra secundária potencialmente florestada	1
Secdn	Terra secundária potencialmente não florestada	0
Pastr	Pastagem manejada	0
Range	Pastagem	0
Urban	Terreno urbano	0
C3ann	Colheita anual C3	0
C3per	Colheita perene C3	0
C4ann	Colheita anual C4	0
C4per	Colheita perene C4	0
C3nfx	Colheitas fixadoras de nitrogênio C3	0

Anexo 3. Descrição das métricas da paisagem calculadas para o presente estudo. As descrições detalhadas, bem como as fórmulas utilizadas para o cálculo, foram retiradas do manual (Cran) do pacote landscapemetrics publicado por Hesselbarth et al., (2020)

Métrica	Descrição
<p>Tamanho médio dos fragmentos (<i>area_mn</i>)</p>	<p>Média da área do fragmento (métrica de área e aresta)</p> <p>Fórmula:</p> $AREA_{MN} = mean(AREA[patch_{ij}])$ <p>Onde AREA [patchij] é a área de cada área em hectares AREA_MN é uma "métrica de área e borda". A métrica resume cada classe como a média de todas as áreas de correção pertencentes à classe i. A métrica é uma maneira simples de descrever a composição do panorama. Especialmente em conjunto com a área total da classe (lsm_c_ca), ele também pode fornecer uma ideia de estrutura de fragmento (por exemplo, muitos pequenos fragmentos versus poucos grandes). O tamanho médio do fragmento (AREA_MN) no nível da classe é uma função do número de fragmentos na classe e área total da classe. É importante ressaltar que embora o tamanho médio do fragmento seja derivado do número de fragmentos, não transmite nenhuma informação sobre quantos fragmentos estão presentes. Um tamanho médio de remendo de 10 ha pode representar 1 ou 100 manchas e a diferença pode ter profundas implicações ecológicas. Além disso, o tamanho médio do fragmento representa a condição média.</p> <p>Unidades: Hectares</p> <p>Faixa: Aborda AREA_MN = 0 se todos os patches forem pequenos. Aumenta, sem limite, quando as áreas de fragmentos aumentam.</p>
<p>Relação média perímetro/área (<i>para_mn</i>)</p>	<p>Relação média perímetro-área (forma métrica)</p> <p>Fórmula:</p> $PARA_{MN} = mean(PARA[patch_{ij}])$ <p>Onde PARA [patchij] é a razão da área de perímetro de cada adesivo.</p> <p>PARA é uma "métrica da forma". Resume cada classe como a média de cada fragmento pertencente a classe i. A proporção perímetro-área descreve a complexidade do fragmento de maneira direta. Contudo, porque não está padronizado para uma determinada forma (por exemplo, um quadrado), não é independente da escala, o que significa que aumentar o tamanho do fragmento sem alterar o formato do fragmento altera a proporção.</p> <p>Unidades: Nenhuma</p> <p>Faixa: PARA > 0</p> <p>Se PARA para cada fragmento se aproximar de PARA > 0, a forma se aproxima de um quadrado bastante pequeno. Aumenta, sem limite, à medida que o PARA aumenta, ou seja, o fragmento torna-se mais complexo.</p>

<p>Índice médio de dimensão fractal (<i>frac_mn</i>)</p>	<p>Índice médio de dimensão fractal (métrica da forma)</p> <p>Fórmula:</p> $FRAC_{MN} = mean(FRAC[patch_{ij}])$ <p>Onde FRAC [patchij] é igual ao índice de dimensão fractal de cada fragmento.</p> <p>FRAC_MN é uma "métrica de forma". A métrica resume cada classe como a média do índice de dimensão fractal de todos os fragmentos pertencentes à classe i. O índice de dimensão fractal é baseado no perímetro e na área do fragmento e descreve a complexidade do fragmento. O coeficiente de variação é dimensionado para a média e comparável entre diferentes paisagens. O índice de dimensão fractal é atraente porque reflete a complexidade da forma em uma gama de escalas espaciais (tamanhos de remendo). Assim, como o índice de forma (SHAPE), supera uma das principais limitações da razão perímetro-área reta como uma medida da complexidade da forma.</p> <p>Unidade: Nenhuma</p> <p>Faixa: $1 \leq FRAC \leq 2$</p> <p>Uma dimensão fractal maior que 1 para um fragmento bidimensional indica uma partida da geometria euclidiana (ou seja, um aumento na complexidade da forma). FRAC aproxima-se de 1 para formas com perímetros muito simples, como quadrados, e aproxima-se de 2 para formas com perímetros de preenchimento plano altamente convolutos.</p>
<p>Dimensão Fractal Perímetro-Área (<i>pafrac</i>)</p>	<p>Dimensão Fractal Perímetro-Área (métrica de forma)</p> <p>Fórmula:</p> $PAFRAC = \frac{2}{\beta}$ <p>Onde β é a inclinação da regressão da área contra o perímetro (logaritmo). PAFRAC é uma 'métrica de forma'. Ele descreve a complexidade do fragmento da classe i, embora seja independente da escala. Isso significa que aumentar o tamanho do fragmento sem alterar a forma do fragmento não mudará a métrica. No entanto, só é significativo se a relação entre a área e o perímetro for linear em uma escala logarítmica. Além disso, se houver menos de 10 fragmentos na classe i, a métrica retorna NA devido ao problema da amostra pequena.</p> <p>Unidade: Nenhuma</p> <p>Faixa: $1 \leq PAFRAC \leq 2$</p> <p>PAFRAC = 1 para fragmentos com formas simples, e aproximações PAFRAC = 2 para formas irregulares.</p>

<p>Forma (<i>shape_mn</i>)</p>	<p>Índice de forma média (forma métrica)</p> <p>Fórmula:</p> $SHAPE_{MN} = mean(SHAPE[patch_{ij}])$ <p>onde SHAPE [patchij] é o índice de forma de cada fragmento. SHAPE_MN é uma "métrica de forma". Cada classe é resumida como a média de cada fragmento pertencente a classe i. SHAPE descreve a relação entre o perímetro real do fragmento e o hipotético perímetro mínimo do fragmento. O perímetro mínimo é igual ao perímetro se o fragmento fosse maximamente compacto.</p> <p>Unidades: Nenhuma</p> <p>Faixa: SHAPE ≥ 1, aumenta sem limite</p> <p>SHAPE_MN = 0 se todos os patches forem quadrados. Aumenta, sem limite, à medida que as formas das manchas tornam-se mais complexas.</p>
<p>Índice de coesão dos fragmentos (<i>cohesion</i>)</p>	<p>Índice de coesão dos fragmentos (métrica de agregação)</p> <p>Fórmula:</p> $COHESION = 1 - \left(\frac{\sum_{j=1}^n p_{ij}}{\sum_{j=1}^n p_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right) * \left(1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right)^{-1} * 100$ <p>onde pij é o perímetro em metros, aij é a área em metros quadrados e Z é o número de células. COHESION é uma "métrica de agregação". Caracteriza a conexão de fragmentos pertencentes a classe i. Pode ser usado para avaliar se os fragmentos da mesma classe estão localizados agregados ou isolados e, portanto, COHESION fornece informações sobre a configuração da paisagem.</p> <p>Unidades: Porcentagem</p> <p>Faixa: 0 < COESÃO < 100</p> <p>COHESION = 0 se os fragmentos da classe i ficam mais isolados. Aumenta se os fragmentos da classe i ficarem mais agregados.</p>

<p>Densidade do fragmento (pd)</p>	<p>Densidade do fragmento (métrica de agregação)</p> <p>Fórmula:</p> $PD = \frac{n_i}{A} * 10000 * 100$ <p>onde n_i é o número de fragmentos e A é a área total da paisagem em metros quadrados.</p> <p>PD é uma "métrica de agregação". Ele descreve a fragmentação de uma classe, no entanto, não contém necessariamente informações sobre a configuração ou composição da classe. Importante para a comparação de paisagens de dimensões variadas, este índice expressa a quantidade de fragmentos por unidade de área, sendo um bom indicador da fragmentação da paisagem para determinada classe.</p> <p>Unidades: Número por 100 hectares</p> <p>Faixa: $0 < PD \leq 1e + 06$</p> <p>Aumenta à medida que a paisagem fica mais irregular. Atinge seu máximo se cada célula for um fragmento diferente.</p>
<p>Número de fragmentos (np)</p>	<p>Número de fragmentos (métrica de agregação)</p> <p>Fórmula:</p> $NP = N$ <p>onde N é o número de patches. NP é uma 'métrica de agregação'. Descreve a fragmentação da paisagem, porém, não necessariamente contém informações sobre a configuração ou composição da paisagem. A métrica NP corresponde ao número de fragmentos, de determinada classe i, existentes na paisagem.</p> <p>Unidade: Nenhuma</p> <p>Faixa: $NP \geq 1$ e, $NP = 1$ quando apenas um fragmento está presente e aumenta, sem limite, conforme o número de fragmentos aumenta</p>

Conclusões gerais

De maneira geral, as principais conclusões que podemos citar desta tese são:

1 - Mudanças antrópicas no clima, em adição com as mudanças da paisagem, através dos diferentes usos da terra, têm um potencial destruidor, reduzindo em conjunto, de maneira drástica, a distribuição futura de *S. xanthosternos*.

2 - Nos próximos 50 anos, se mantivermos o atual ritmo de degradação, *S. xanthosternos* será localmente extinto nos biomas Cerrado e Caatinga, bem como na Mata Atlântica dentro dos Estados de Sergipe e Minas Gerais.

3 - A região Sul do estado da Bahia será responsável por manter as áreas adequadas, que servirão de refúgio para *S. xanthosternos*.

4 - Fragmentos pequenos, isolados, de alta densidade e baixa cobertura florestal vão compor a maioria das áreas adequadas para *S. xanhosternos* no futuro.

5 - Cerca de 90% das áreas adequadas, para *S. xanhosternos*, encontram-se fora de UCs, independente da análise utilizada e ano avaliado.

6 - Independente do cenário avaliado, as características dos fragmentos que, possivelmente, se manterão adequados para *S. xanhosternos*, serão fragmentos menos complexos, e a forma com menor relação perímetro/área, agregados, cada vez mais contínuos e grandes, tornando ocorrência de *S. xanhosternos*, em fragmentos pequenos e isolados, cada vez mais rara.

7 - As características da paisagem que mais contribuem para explicar a ocorrência de *S. xanhosternos* são o tamanho médio da área, o índice de coesão dos fragmentos e a densidade do fragmento.

8 - No presente, as características da paisagem que mais estão influenciando a adequabilidade de áreas são o número de fragmentos e a relação perímetro área. Já para o ano de 2070, tanto no cenário otimista quanto no pessimista, as características da paisagem que, possivelmente, irão influenciar serão o índice de coesão e a área.

9 - A adequabilidade está negativamente correlacionada com o tamanho médio da área e o índice de coesão dos fragmentos. Por outro lado, mesmo a densidade dos fragmentos tendo sido uma forte variável explicativa no nosso PC2, não encontramos correlação entre a mesma e a adequabilidade.

10 - Ao avaliarmos as áreas consideradas como prioritárias para a conservação de *S. xanhosternos*, pelo 2º ciclo do PAN Primatas do Nordeste, percebemos que a porcentagem de cobertura florestal influencia diretamente na adequabilidade. Sendo que, das 14 áreas avaliadas, Serra do Conduru, Teimoso-Lontras-Una, e Reserva Ecológica Michelin se mostraram como as 3 áreas mais adequadas para manter populações de *S. xanhosternos* a longo prazo, sendo essas, as únicas que apresentaram mais do que 90% de cobertura florestal (90%, 93,3% e 100%, respectivamente).