

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS DA NATUREZA

Stephany Ribeiro de Melo

ANÁLISE DOS PADRÕES DE OCORRÊNCIA DO MICO-LEÃO-PRETO
(*Leontopithecus chrysopygus*) NA BACIA DO ALTO PARANAPANEMA

BURI
2023

Stephany Ribeiro de Melo

ANÁLISE DOS PADRÕES DE OCORRÊNCIA DO MICO-LEÃO-PRETO
(*Leontopithecus chrysopygus*) NA BACIA DO ALTO PARANAPANEMA

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como exigência para a
obtenção do grau de Bacharel em
Engenharia Ambiental na Universidade
Federal de São Carlos.

Orientador: Alexandre Camargo Martensen

Buri
2023

Melo, Stephany Ribeiro de

Análise dos padrões de ocorrência do mico-leão-preto
(*Leontopithecus chrysopygus*) na bacia do Alto
Paranapanema / Stephany Ribeiro de Melo -- 2023.
35f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos,
campus Lagoa do Sino, Buri

Orientador (a): Alexandre Camargo Martensen

Banca Examinadora: André Pereira da Silva, Alexandre
Peressin

Bibliografia

1. *Leontopithecus chrysopygus*. 2. Conectividade
funcional. 3. Fragmentação. I. Melo, Stephany Ribeiro
de. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)


DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Lissandra Pinhatelli de Britto - CRB/8 7539


UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS DA NATUREZA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Folha de Aprovação


Assinatura dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Trabalho de Conclusão de Curso do(a) candidato(a) Stephany Ribeiro de Melo, realizada em 02/03/2023:

Documento assinado digitalmente
 ALEXANDRE CAMARGO MARTENSEN
Data: 06/04/2023 12:46:51-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Alexandre Camargo Martesen – Orientador(a)
Centro de Ciências da Natureza – UFSCar – Campus Lagoa do Sino.

Documento assinado digitalmente
 ANDRE PEREIRA DA SILVA
Data: 06/04/2023 11:54:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Me. André Pereira da Silva
Centro de Ciências da Natureza – UFSCar – Campus Lagoa do Sino

Documento assinado digitalmente
 ALEXANDRE PERESSIN
Data: 06/04/2023 13:00:53-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Alexandre Peressin
Centro de Ciências da Natureza – UFSCar – Campus Lagoa do Sino

AGRADECIMENTO

“Parte do que parte fica”. Lembro de ler essa frase em alguma das minhas andanças por essa terra Brasil, e acho que ela sintetiza muito bem o fim de um ciclo, como esse. E uma parte valiosa dessa parte que fica na gente, sem dúvida, são as pessoas que dividiram momentos dessa trajetória. A elas, ofereço o meu mais sincero agradecimento, por sempre me humanizarem e me permitirem chegar até aqui.

Impossível não começar esse agradecimento pela minha mãe, afinal, foi ela que sempre acompanhou os meus passos e me impulsionou a encarar a vida de forma justa, corajosa e afetuosa. Agradeço também a minha vó, que mesmo não tendo acesso à educação formal durante sua vida, sempre me encorajou a seguir com os meus estudos, e nunca duvidou da minha potencialidade. Vocês duas são a minha fonte de amor, energia e pertencimento.

Agradeço imensamente poder ter vivido e dividido a vida com a nossa eterna Catuzinha. Que mesmo não estando mais entre a gente, foi e sempre será uma das amigas mais preciosas que eu tive na vida, e sempre estará viva em minha memória. Catu, presente! Presente! Presente!

Agradeço também as amigas que eu construí durante a graduação: Amandinha, Neide, Joy, Crew/André, Patati, Helen, Ari, Lu, David, Caique e todos os amigos que dividiram as cervejinhas e os perrengues durante esses anos. É um agradecimento especial ao Léo/Leleo, por me aguentar durante a elaboração do TCC, por deixar os meus dias mais leves e afetuosos, e por sempre me trazer uma coxinha do Campino (hihihi)...Todos vocês me ensinaram e ensinam muito sobre a vida, e são sem dúvida os meus grandes amores e o motivo das minhas risadas mais sinceras. Amo muitoooo vocês!!!

Ao meu orientador e professor Alexandre Camargo Martensen, que me ensinou muito durante esses anos e me fez enxergar novas perspectivas na atuação da minha profissão, o que foi fundamental para não me fazer desistir e me entusiasmar com o futuro.

Aos meus colegas do NEEDS (Júlio, Vic, Patrick, Mari, Dani, Tássia e Vini), por toda parceria nos projetos, nos surtos com os códigos do R (obrigada mais uma vez Júlio) e nas conversas e risadas.

Às minhas colegas de sala: Ca, Feer e Ju, que se tornaram grandes amigas e foram fundamentais para aguentar as integradoras e provas da faculdade. Amo vocês!!

A todos os trabalhadores da UFSCar – Lagoa do Sino (em especial a Dona Marli e a Dona Darlene), que foram fundamentais para a minha formação e que constroem diariamente essa universidade pública.

Agradeço também ao Lucas, Najila, Bia, Camila, Rodrigo e a tantas outras pessoas que foram fundamentais na minha formação durante todos esses anos.

Tenho em mim mais de muitos
Sou uma, mas não sou só
-Sued Nunes

RESUMO

A fragmentação e a perda de habitat tem sido uma realidade enfrentada por muitas paisagens naturais. Este cenário, tem como resultado impactos negativos sobre processos ecológicos naturais, como, a dispersão natural de indivíduos pela paisagem, que possui um papel importante na diversidade genética, reprodução e distribuição de espécies. A mudança do uso e cobertura do solo tem sido uma das principais responsáveis em alterar esses processos naturais, além de reduzir áreas de habitats de muitas espécies. A Bacia do Alto Paranapanema é um dos exemplos dessas áreas que tiveram grandes áreas naturais fragmentadas e ocupadas por outros usos do solo. Essa região, que abrange o bioma Mata Atlântica, abriga espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, como o *Leontopithecus chrysopygus* (mico-leão-preto). Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo analisar os padrões de ocorrência da espécie nos anos de 1987 e 2017, considerando características estruturais e funcionais da paisagem. Para isso, foram aplicadas métricas de paisagem para compreender o dinamismo da paisagem, e a teoria dos grafos, para determinar a área funcionalmente conectada, considerando a capacidade de dispersão da espécie. Os resultados apontaram que o mico-leão-preto ocorre, em média, em fragmentos maiores que 500 ha, sendo esse valor expressivamente maior que a média dos fragmentos disponíveis na paisagem (aproximadamente 5 ha). Entretanto, quando considerada a capacidade de dispersão entre fragmentos, a espécie consegue atingir grandes áreas funcionalmente conectadas, alcançando áreas de vida superiores a 1.000 ha. Essa conectividade é geralmente promovida por pequenos fragmentos que estão dispostos entre grandes manchas de habitats, formando corredores (principalmente de Áreas de Proteção Permanente - APPs), que possibilitam que os indivíduos alcancem esses fragmentos. Além disso, notou-se que parte da matriz que envolve os fragmentos, é predominantemente de silvicultura, indicando que a espécie também pode estar utilizando essas áreas para se dispersarem e alcançar fragmentos de vegetação nativa. Com isso, a implementação de corredores ecológicos tem indicado ser uma alternativa viável para a incrementação da área de vida do mico-leão-preto, principalmente por meio da restauração das APPs ripárias.

Palavras-chaves: *Leontopithecus chrysopygus*, conectividade funcional, fragmentação, corredores ecológicos, mata ripária.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	8
1.1 Apresentação da área de pesquisa.....	10
1.2 Apresentação da espécie de estudo.....	11
2 OBJETIVOS.....	13
2.1 Objetivo geral.....	13
2.2 Objetivos específicos.....	13
3 METODOLOGIA.....	14
3.1 Área de estudo.....	14
3.2 Análise da variação dos padrões espaciais e funcionais da paisagem.....	15
3.2.1 Métricas estruturais da paisagem.....	15
3.2.2 Análise espacial da paisagem utilizando o método da janela voadora.....	15
3.2.3 Padrões de ocorrência do <i>Leontopithecus chrysopygus</i> relacionados ao tamanho dos fragmentos e a conectividade.....	16
4 RESULTADOS	16
4.1 Métricas estruturais da paisagem.....	16
4.2 Análise espacial da paisagem utilizando o método da janela móvel.....	18
4.3 Padrão de ocorrência de <i>Leontopithecus chrysopygus</i> em função do tamanho dos fragmentos e da conectividade.....	19
5 DISCUSSÃO.....	23
6 CONCLUSÃO.....	27
7 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	27

1 INTRODUÇÃO

Em um mundo onde paisagens naturais estão cada vez mais fragmentadas, a capacidade de dispersão dos indivíduos pela paisagem ganha enorme relevância para a conservação das espécies (RUDNICK et al., 2012). O processo de dispersão pode ser realizado por organismos ou propágulos, podendo ser definido de forma geral, como o deslocamento entre habitats por indivíduos que compõem uma população (HANSSON, 1991). Esse dinamismo ecológico é importante para a manutenção de habitats, conectividade, diversidade genética, reprodução e distribuição de espécies (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). As estratégias de dispersão adotadas variam com os aspectos da paisagem e características comportamentais dos indivíduos, apresentando assim uma diversidade nas escolhas (HÄMÄLÄINEN; FEY; SELONEN, 2019; BOWLER; BENTON, 2005).

Apesar do processo de dispersão ser diverso e se adaptar a diferentes condições, é necessário que a paisagem permita os fluxos biológicos entre os habitats (COTE et al., 2017). Esta capacidade em facilitar ou impedir os fluxos é chamada de conectividade da paisagem, e está relacionada a processos ecológicos e estruturais da paisagem (TAYLOR et al., 1993).

A conectividade pode ser dividida em duas categorias: a conectividade estrutural, que considera a configuração e composição da paisagem; e a conectividade funcional que considera a capacidade das espécies em dispersarem pela paisagem (MATOS, 2019). A literatura tem apresentado que essas duas categorias estão relacionadas, pois a alteração na composição estrutural pode comprometer a capacidade funcional da paisagem, interferindo nos processos ecológicos (GUSTAFSON, 1998).

A quantidade de habitat disponível para as espécies é apontada por Fahrig (2013) como uma variável que pode estar correlacionada e/ou complementar as variáveis de tamanho e conectividade de fragmentos, de forma a reconhecer que os efeitos negativos da perda de habitat influenciam na riqueza de espécies.

As mudanças do uso do solo têm sido apontadas como uma das principais causas que interferem nos padrões da paisagem, resultando na perda da biodiversidade e na fragmentação de habitats (HADDAD et al. 2015). O aumento da fragmentação de áreas naturais tem sido uma realidade em todo o mundo, e apesar de ser considerado um fenômeno natural, que ocorre devido a dinâmica sucessional,

esse processo tem se intensificado devido às atividades antrópicas que alteram o uso do solo (JESUS, 2013). Por exemplo, em áreas rurais é possível observar uma intensificação da agricultura e uma redução das áreas florestais naturais, diminuindo assim a área de habitats de algumas espécies. Isso também ocorre em áreas urbanas, em que essa redução é por vezes mais intensa, e as edificações formam uma barreira para os fluxos naturais.

A redução de áreas florestais naturais, que pode ter como resultado a fragmentação de habitats, provoca um distanciamento entre os fragmentos e diminui sua conectividade e a probabilidade de (re)colonização dessas áreas (FLEISHMAN et al., 2002; FAHRIG, 2003; FISCHER; LINDENMAYER, 2007; GRAY, 2017). Isso tem como consequência a redução de biodiversidade, alteração da dispersão natural dos indivíduos, redução do processo dispersivo das metapopulações, provocando a redução e extinção de espécies (HADDAD et al., 2015; ANDRADE et al., 2020; HUANG; PIMM; GIRI, 2020).

Nesta perspectiva, diversas modelagens têm sido amplamente utilizadas de forma a determinar os padrões de conectividade por meio das mudanças no uso e cobertura do solo, que podem ter como resultado a alteração nos processos ecológicos. Além disso, recentemente essas modelagens também vêm sendo aplicadas para simular mudanças futuras desses usos, e suas implicações nos serviços ecossistêmicos, o que tem se apresentado como uma importante ferramenta para a gestão territorial proativa e eficiente para diversos problemas ambientais (CARVALHO-RIBEIRO *et al.*, 2021; BOTEQUILHA-LEITÃO *et al.*, 2006).

Entre as abordagens para modelar e quantificar os padrões da paisagem, o modelo categórico tem sido amplamente utilizado. Este modelo utiliza métricas da paisagem com base na estrutura, como: área, perímetro, forma e outras informações que podem ser obtidas por meio de mapas categóricos, utilizando ferramentas computacionais (CARVALHO-RIBEIRO *et al.*, 2021). Entretanto, alternativas têm se apresentado ao modelo categórico, por exemplo, a teoria dos grafos.

Uma das mais promissoras é a aplicação da teoria dos grafos, que faz uso de uma abordagem de representação dos dados na forma de um gráfico constituído por um conjunto de nós ligados funcionalmente por arestas, por exemplo, manchas de habitat ligados funcionalmente pela capacidade de dispersão de uma dada espécie (BUNN; URBAN; KEITT, 2000; URBAN, KEITT, 2001; PEREIRA *et al.*, 2011). Ou seja,

estabelece uma relação entre a conectividade estrutural e funcional, fornecendo informações importantes para a conservação de habitats da espécie focal analisada.

1.1 Apresentação da área de pesquisa

O rio Paranapanema tem uma extensão total de 929 km, sendo categorizado em três principais bacias: alto, médio e baixo Paranapanema. (CURY, 2006). Os trabalhos de Cielo-Filho *et al.* (2009) e Araújo *et al.* (2013) descrevem a região da bacia do Alto Paranapanema com provável importância biológica e necessidade de ampliação de estudos envolvendo fauna e flora. Essa região ocupa uma área com pouco mais de 2 milhões de hectares, com remanescentes florestais de Floresta Ombrófila Mista, Cerrado, Floresta Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual, com limites físicos inseridos em áreas de 55 municípios. É uma região com densa rede de drenagem, relevo acidentado, marcada por verões amenos, ausência de estação seca e com altos índices pluviométricos. A superfície da bacia do Alto Paranapanema com vegetação natural remanescente corresponde a 15% da área original (KRONKA *et al.*, 2005).

Ao apresentar o histórico socioeconômico da região do Alto Paranapanema, Cury (2006) aponta os diferentes ciclos econômicos, como a exploração da cana-de-açúcar no século XVII, o café e as rotas de comércio no século XIX e a chegada da estrada sorocabana a partir do século XX. Após a década de 1930, esta região passa a dedicar-se à produção de algodão e minérios. A atividade industrial, em especial para as cidades mais afastadas de Sorocaba - SP, foi bem residual, sendo a atividade agrícola o principal polo de geração de renda e serviços desde então. A região desenvolveu-se economicamente à margem dos processos de industrialização e toda a infraestrutura que a acompanha, como as estruturas energética e rodoviária. A partir da década de 1960 essa região retoma seu crescimento agropecuário com o aumento na produção de gado de corte e das áreas de extração de madeira de reflorestamento, além da instalação de sistemas de irrigação capazes de garantir o aumento da produção. Mesmo com tentativas de crescimento industrial entre os anos de 1980 e 2000, a região manteve-se na produção agropecuária, consolidando-se como um espaço de renda e densidades populacionais baixas, mesmo com a maioria da população recentemente concentrada em áreas urbanas.

Ainda segundo Cury (2006) o uso e ocupação do solo do Alto Paranapanema, para além das áreas remanescentes com vegetação original, destacam-se as áreas

de reflorestamento (*Pinus* e Eucalipto), com culturas perenes (cítricos e café), culturas temporárias (trigo, soja, milho, feijão etc.) e pastagens. Timo (2009) também corrobora com essa caracterização do uso e ocupação do solo na alteração do padrão da paisagem do Alto Paranapanema, adicionando a construção de usinas hidrelétricas que modificaram uma série de características ambientais e biológicas.

Um dos biomas contidos dentro da bacia do Alto Paranapanema é a Mata Atlântica. Este bioma tem ocorrência no Brasil desde o estado do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, sendo formado principalmente pelas florestas Estacional Decidual, Ombrófila Densa, Estacional Semidecidual e alguns ecossistemas costeiros como restingas e mangues (ALMEIDA, 2016). O processo de fragmentação das áreas naturais de Mata Atlântica data do início da colonização brasileira e está associado aos diversos ciclos econômicos, como a monocultura do café, responsável pela derrubada de grandes áreas de vegetação nativa e ao processo de urbanização e crescimento das cidades (RIBEIRO *et al.* 2011).

A Mata Atlântica é um dos principais exemplos de biomas reduzidos e fragmentados, sendo que hoje ela representa cerca de 12% da formação original, restando apenas 15,7 milhões de hectares dos de 139 milhões de vegetação nativa original (RIBEIRO *et al.*, 2009). É considerada como um dos principais *hotspots* do planeta, por apresentar uma vasta diversidade biológica, elevado grau de endemismo e encontrar-se extremamente ameaçada (MYERS *et al.*, 2000). Os riscos que afetam o equilíbrio biológico da Mata Atlântica são grandes, principalmente pelo alto grau de devastação ao qual este bioma está inserido. A rapidez nas alterações deste “*hotspot*” nos leva a pensar de maneira urgente em planos de conservação para as espécies ameaçadas de extinção (GALINDO-LEAL E CÂMARA, 2003)

1.2 Apresentação da espécie de estudo

O mico-leão-preto é uma espécie do gênero *Leontopithecus*, o mesmo do mico-leão-dourado, mico-leão-de-cara-preta ou caiçara e o mico-leão-de-cara-dourada, todas espécies endêmicas da Mata Atlântica.

Originalmente o *Leontopithecus chrysopygus* (mico-leão-preto) era encontrado na região do interior do Estado de São Paulo entre os rios Tietê, Paranapanema e Paraná. Entretanto, com a modificação do uso e ocupação do solo pela urbanização e agricultura, essa espécie sofreu uma redução expressiva do seu habitat natural, e

hoje ocorre apenas na região sudoeste do Estado de São Paulo e no Pontal do Paranapanema (REZENDE, 2014).

Durante 65 anos (1905-1970) o mico-leão-preto foi considerado extinto, tendo o primeiro registro documentado após esse período pelo pesquisador Ademar Faria Coimbra-Filho, a partir de observações realizadas no Parque Estadual do Morro do Diabo (VALLADARES-PADUA, 1993). Entretanto, apesar da sua redescoberta, o *Leontopithecus chrysopygus* ainda é classificado pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) como em risco de extinção. Em 2014 o Decreto nº 60.519 declarou o mico-leão-preto como Patrimônio Ambiental do Estado de São Paulo, resultado da necessidade de preservação da espécie e do seu habitat natural, visto que, a sua população é estimada de 1400 indivíduos, apresentando uma baixa densidade populacional (REZENDE, 2014).

O mico-leão-preto possui hábitos diurnos tendo uma atividade diária de 9 a 12 horas, sendo a sua principal atividade o deslocamento e podendo percorrer em um dia aproximadamente 5 km (SCARLET, 2013). Sua principal fonte de alimentação são frutos, néctar e pequenos animais, sendo necessário uma diversidade de microhabitats (PASSOS, 1999). O seu peso na fase adulta é de aproximadamente 600 gramas, vivem em grupos compostos por 2 até 8 indivíduos, possuem uma área de vida em média de 138 hectares, são considerados monogâmicos e o acasalamento ocorre sazonalmente. Além disso, possuem um papel importante na dispersão de sementes por estarem presentes nas fezes (VALLADARES-PADUA, 1993).

Segundo Rezende *et al.* (2020), o mico-leão-preto se apresenta como uma espécie sensível às mudanças climáticas, e esse cenário se torna ainda mais preocupante quando consideradas as previsões para os próximos 30 a 60 anos. E isso, se agrava ainda mais com a redução expressiva da área de habitat da espécie, reforçando a necessidade do manejo adequado da paisagem para evitar a extinção do *Leontopithecus chrysopygus*.

Apesar dos desafios ainda enfrentados por essa espécie para não ser novamente declarada extinta, ações de conservação e pesquisa vêm obtendo êxito, como as realizadas pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) e pelos grupos de pesquisa da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Universidade Estadual Paulista (UNESP) e o Zoológico de São Paulo. Essas pesquisas envolvem desde a realocação e manejo da espécie, a pesquisas mais básicas, que buscam levantar

dados comportamentais e genéticos, com o objetivo de propor ações de conservação efetivas.

Desta forma, podemos compreender que a conservação do mico-leão-preto ocorre concomitantemente com a conservação do seu habitat, e que estudos direcionados à espécie são fundamentais para evitar a sua extinção nos próximos anos. A quantidade estimada de indivíduos da espécie ainda pode ser considerada baixa e preocupante, e isso se torna ainda mais relevante, visto a pouca quantidade de habitat disponível, e os processos de modificação do uso e cobertura do solo na Bacia do Alto Paranapanema.

Sendo assim, este trabalho busca compreender os padrões de ocorrência do mico-leão-preto na Bacia do Alto Paranapanema, considerando características estruturais da paisagem e funcionais da espécie. E a partir dos resultados, contribuir na conservação da espécie e de seu habitat.

2 Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo avaliar os padrões de ocorrência do *Leontopithecus chrysopygus* (mico-leão-preto) na bacia do Alto Paranapanema, considerando o tamanho e a conectividade dos fragmentos, nos anos de 1987 e 2017.

2.2 Objetivos específicos

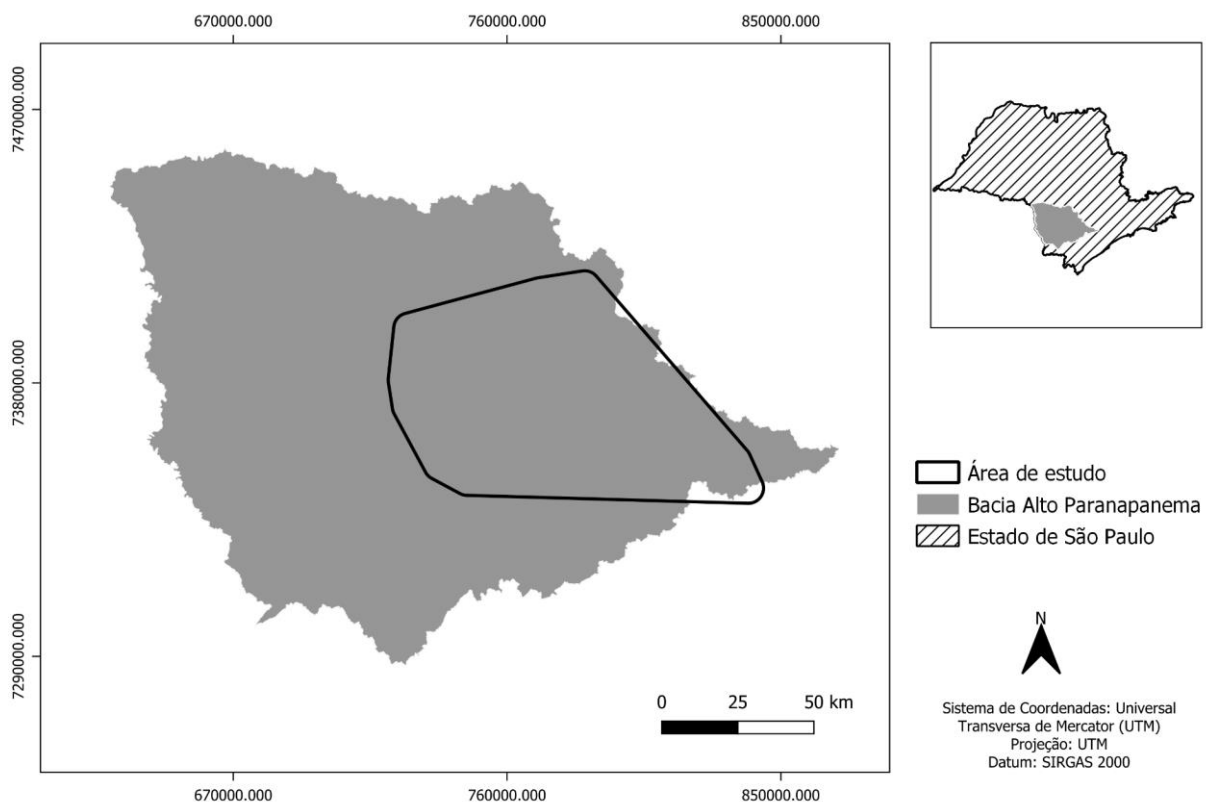
- Avaliar se ocorreu aumento do habitat do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) na Bacia do Alto Paranapanema entre os anos de 1987 e 2017;
- Determinar os padrões espaciais do habitat que influenciam na ocorrência do mico-leão-preto;
- Avaliar as diferenças da conectividade funcional dos remanescentes florestais para o mico-leão-preto na Bacia do Alto Paranapanema, nos anos de 1987 e 2017.

3 Metodologia

3.1 Área de estudo

A Bacia do Alto Paranapanema está situada na região sudoeste do Estado de São Paulo, sendo considerada a maior bacia hidrográfica do estado (2.273.446 ha) (CBH-ALPA, 2016). A delimitação da área de estudo foi realizada a partir dos dados da ocorrência do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) (CULOT et al., 2019), e foram selecionados apenas os pontos georreferenciados que se encontravam no limite da bacia hidrográfica (31 pontos). A partir dessas coordenadas, foi realizado um mínimo polígono convexo, usando a função de análise espacial do ArcGIS 10.6 e adicionou-se um *buffer* de 5km do limite do polígono, tendo como resultado uma área de 650.200 ha com ocorrência confirmada da espécie na bacia (Figura 1).

Figura 1 - Área de estudo



Fonte: próprio autor.

Essa área está situada em uma região que abrange o bioma Mata Atlântica, apresentando uma alta biodiversidade e a presença de espécies endêmicas, como é o caso do mico-leão-preto. O uso e ocupação do solo predominante é a agricultura, e

o relevo é constituído de depressões e planaltos, com altitudes que variam entre 600-900 m (NEEDS, 2022), e o clima pode ser definido como tropical úmido (CBH-ALPA, 2016).

3.2 Análise da variação dos padrões espaciais e funcionais da paisagem

3.2.1 Métricas estruturais da paisagem

A análise de métricas da estrutura da paisagem é uma das principais formas de compreender o padrão da paisagem, e o modelo mancha, matriz, corredor (PCM) proposto por Forman (1995), tem sido amplamente utilizado para esses estudos ao longo dos anos (CARVALHO-RIBEIRO *et al.*, 2021). Com isso, para o cálculo das métricas estruturais não foi considerada a heterogeneidade da matriz, ou seja, foram consideradas apenas áreas de não-habitat (NH) e habitat (H).

As métricas da paisagem consideradas para avaliar a composição da paisagem da área de estudo, foram: tamanho e quantidade de fragmentos, e todas as análises foram realizadas com RStudio 4.2.2 (RStudio Team, 2022) e R (versão 4.2.2) (R Core Team, 2022).

3.2.2 Análise espacial da paisagem utilizando o método da janela voadora

Além das métricas da paisagem, também se aplicou o método da janela voadora (*Moving Window*) para compreender a disposição espacial dos elementos da paisagem, o grau de fragmentação, e as áreas de transição entre a matriz e os fragmentos florestais. A partir dos resultados, foram sobrepostos os pontos de ocorrência do mico-leão-preto, a fim de compreender visualmente as características de uso e cobertura do solo, onde se encontra a espécie. Essa análise foi feita para os dois anos (1987 e 2017), a fim de se estabelecer uma comparação entre eles.

Esse método atribui um valor a cada pixel determinado por um índice, considerando o padrão da paisagem circundado pela janela e apresentando a variação do uso do solo por meio de um gráfico de gradiente.

Sendo assim, por meio de *rasters* da área de estudo, que foram reclassificados com os valores: 0 para os pixels sem vegetação nativa (matriz) e 1 para os pixels com a presença de vegetação nativa (habitat), foi aplicado o método da janela móvel. Os tamanhos escolhidos para a janelas, foram de 450 m e 630 m, sendo determinados de forma empírica, e o índice atribuído aos pixels foi a média dos valores dos pixels

vizinhos. As análises foram realizadas utilizando o RStudio 4.2.2 (RStudio Team, 2022) e R (versão 4.2.2) (R Core Team, 2022).

3.2.3 Padrões de ocorrência do *Leontopithecus chrysopygus* relacionados ao tamanho dos fragmentos e a conectividade

Para compreender o padrão do tamanho dos fragmentos com ocorrência do mico-leão-preto, foram consideradas as áreas de todos os fragmentos de habitat e relacionada com a áreas dos fragmentos com a ocorrência da espécie. Com isso, foi elaborado um gráfico de densidade, e a relação entre as variáveis foi validada estatisticamente.

A análise da conectividade funcional, foi realizada utilizando a teoria dos grafos, que conecta os nós (habitat) por meio de links, considerando a capacidade de dispersão da espécie (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Para a construção dos grafos dos anos de 1987 e 2017, foi utilizada a função “upload_land” do pacote “lconnect”, com o software RStudio 4.2.2 (RStudio Team, 2022) e R (versão 4.2.2) (R Core Team, 2022), e foram considerados dois valores de dispersão do mico-leão-preto, passando por áreas de não-habitat: 50 m e 100 m (SANTOS, 2016).

4 Resultados

4.1 Métricas estruturais da paisagem

No recorte de estudo, para 1987, a área total de habitat foi de 134.162 ha (21%) dispersas em 12.621 fragmentos, com tamanho médio de 10 ha. Já em 2017 houve uma pequena redução de pouco menos de 2 mil hectares, e a área foi de 132.657 ha (21%), com 12.380 fragmentos, e também uma área média de 10 ha (Tabela 1 e 2).

Tabela 1 - Área de habitat e não habitat de 1987 e 2017.

	1987		2017	
	Não Habitat	Habitat	Não Habitat	Habitat
Área (ha)	516.038	134.162	517.543	132.657
Área média (ha)	247	10	346	10
Coefficiente de variação (cv)	4.469	1.709	3.801	1.439
Desvio padrão (sd)	11.041	181	13.160	154

Desses fragmentos de habitat, apenas 19 são maiores do que 500 ha no ano de 1987 e 28 no ano de 2017 (Tabela 2).

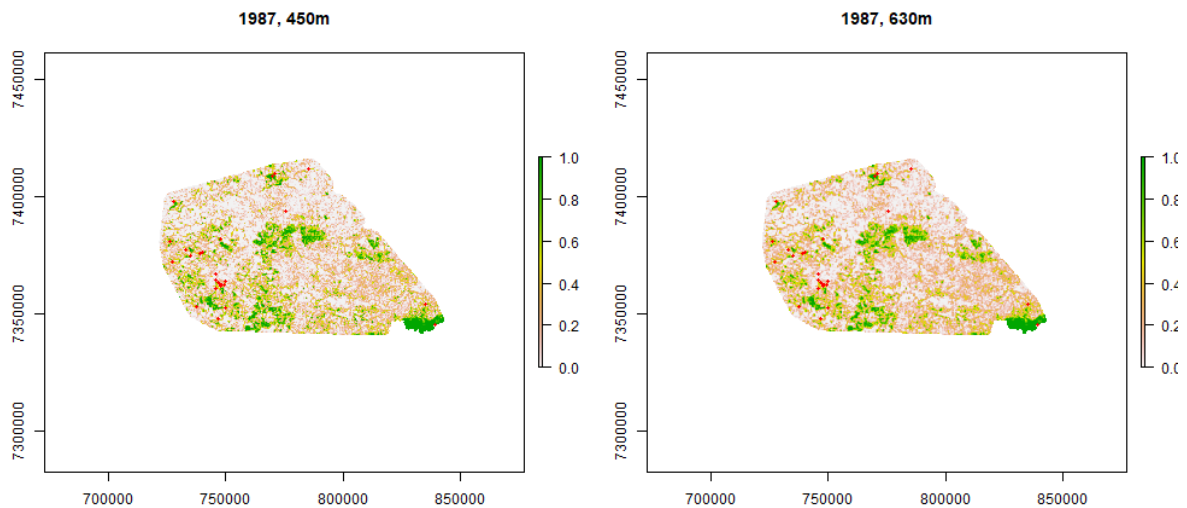
Tabela 2 - Proporção do tamanho dos fragmentos de floresta dos anos de 1987 e 2017.

Tamanho dos fragmentos (ha)	1987		2017	
	Nº de fragmentos	Proporção de fragmentos (%)	Nº de fragmentos	Proporção de fragmentos (%)
>500	19	0,2	28	0,2
500 -100	125	1,0	106	0,9
100 - 50	115	0,9	152	1,2
50 - 10	1.006	8,0	1.058	8,5
<10	11.356	90,0	11.036	89,1
Total	12.621	100	12.380	100,0

4.2 Análise espacial da paisagem utilizando o método da janela móvel

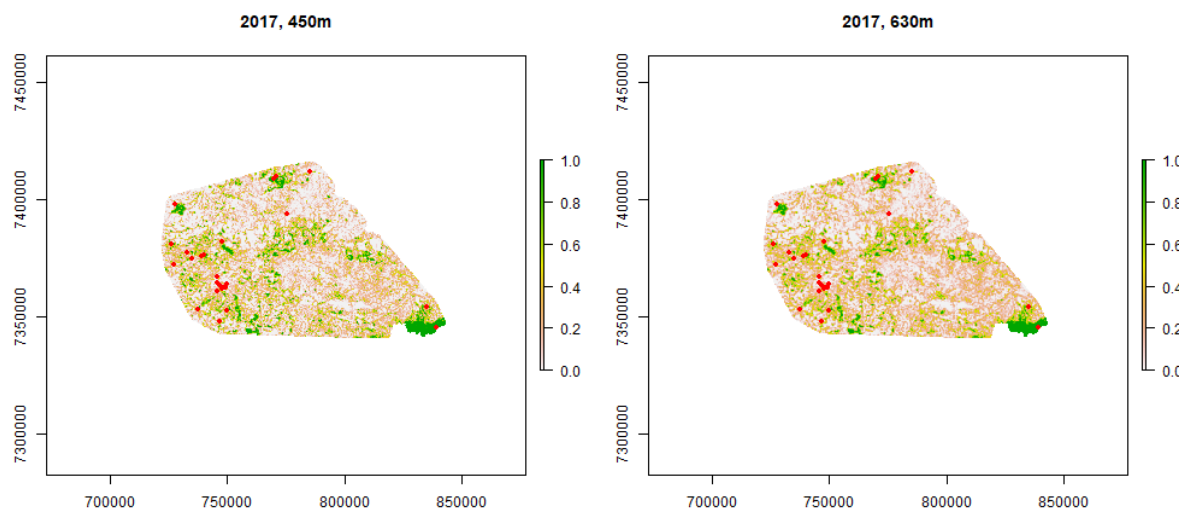
As análises de janelas voadoras mostraram que os padrões de fragmentação, conectividade e efeitos de borda nas áreas de ocorrência da espécie permanecem relativamente estáveis entre os anos avaliados. Ademais, mostra que a espécie ocorre em áreas onde os fragmentos apresentam forma alongada, com grande efeito de borda (porção oeste da área de estudo, Figura 2), e alta densidade de remanescentes (Figura 3b).

Figura 2 - Janelas móveis com 450 m e 630 m - 1987.



Fonte: próprio autor.

Figura 3 - Janelas móveis com 450m e 630m - 2017.



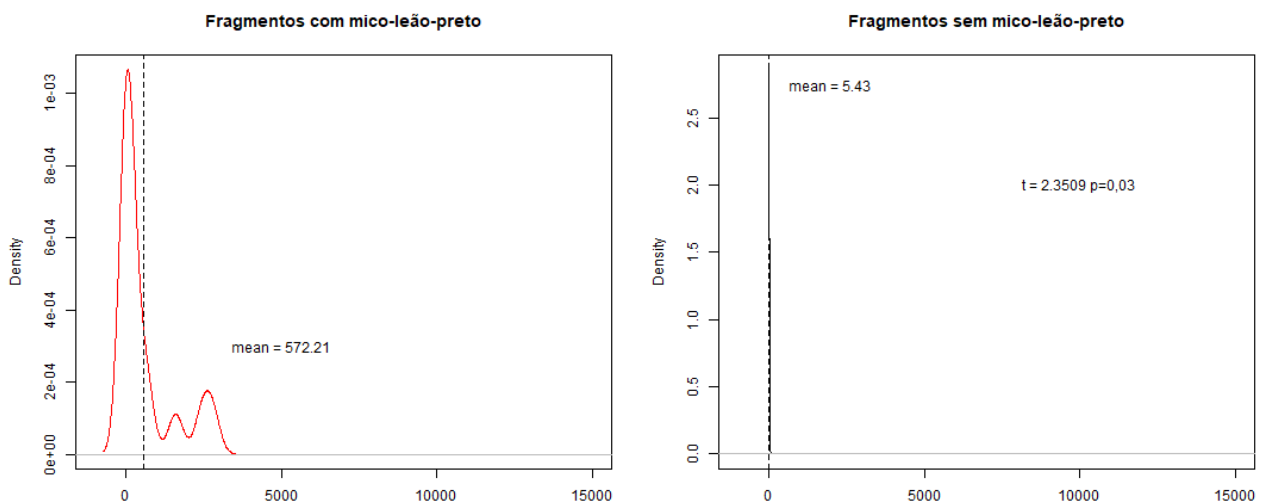
Fonte: próprio autor.

4.3 Padrão de ocorrência de *Leontopithecus chrysopygus* em função do tamanho dos fragmentos e da conectividade

Os valores das áreas dos fragmentos de floresta da região foram comparados às áreas dos fragmentos de habitat onde havia dados de ocorrência do mico-leão-preto. A partir da análise dessas duas variáveis, obteve-se que no ano de 1987, a área média dos fragmentos com a presença da espécie é de 572,21 ha, e das áreas sem ocorrência é de 5,43 ha. Já em 2017, a área média dos fragmentos com a ocorrência do mico-leão-preto é de 1.599,73 ha, e 5,24 ha onde não há dados de ocorrência da espécie.

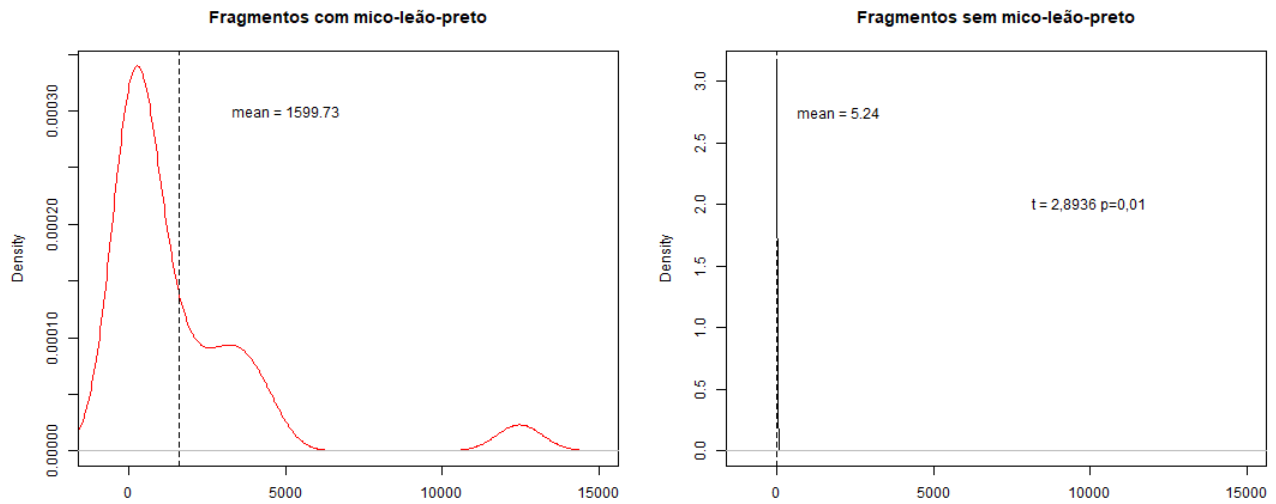
Além disso, aplicou-se o teste t para os dois anos, e os valores foram de $t=2,3509$ e $p=0,03$ no ano de 1987, e $t=2,8936$ e $p=0,01$ em 2017, ou seja, os fragmentos com a presença do mico são muito maiores do que os fragmentos sem mico.

Figura 4 - Variação do tamanho dos fragmentos com e sem a ocorrência do mico-leão-preto em 1987.



Fonte: próprio autor.

Figura 5 - Variação do tamanho dos fragmentos com e sem a ocorrência do mico-leão-preto em 2017.



Fonte: próprio autor.

Além disso, os valores das áreas dos fragmentos com ocorrência de mico-leão-preto (1987 e 2017), foram associados às áreas funcionalmente conectadas (AFC) desses fragmentos, considerando dois valores de capacidade de dispersão: 50m e 100m, como demonstrado nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 - Áreas dos fragmentos de vegetação nativa com ocorrência do mico-leão-preto associada às áreas funcionalmente conectadas no ano de 1987.

Área do fragmento (ha)	AFC (ha) - 50m	AFC (ha) - 100m
0,1	844,9	997, 3
0,4	3,7	6,2
0,5	2,1	269,9
5,5	105,8	9154,2
6,6	6,6	6,6
9,4	9,4	9154,2
29,6	772,6	13387,4
76,5	77,6	80,4
179,8	1705,0	1770,0
206,3	844,9	997,3
587,2	1164,5	1334,4
660,6	790,3	797,1
1592,8	3140,5	4529,2
2452,1	3168,6	3352,1
2775,8	8534,9	9154, 2

Tabela 4 - Áreas dos fragmentos de vegetação nativa com ocorrência do mico-leão-preto associada às áreas funcionalmente conectadas no ano de 2017.

Área do fragmento (ha)	AFC (ha) - 50m	AFC (ha) - 100m
0,1	5,7	10,1
1,8	8270,4	36440,1
5,7	6,7	6,6
8,0	9,6	12248,8
40,0	53,7	36440,1
55,6	71,3	12248,8
86,4	7489,4	12248,8
216,3	960,8	12248,8
274,8	8270,4	36440,1
622,5	1541,1	12248,8
1434,2	8270,4	36440,1
1682,0	7489,4	12248,8
1850,5	1920,9	1994,0
2892,1	7489,4	12248,8
3200,0	8270,4	36440,1
4168,9	4763,0	5064,8
12474,8	12782,8	13587,9

5 Discussão

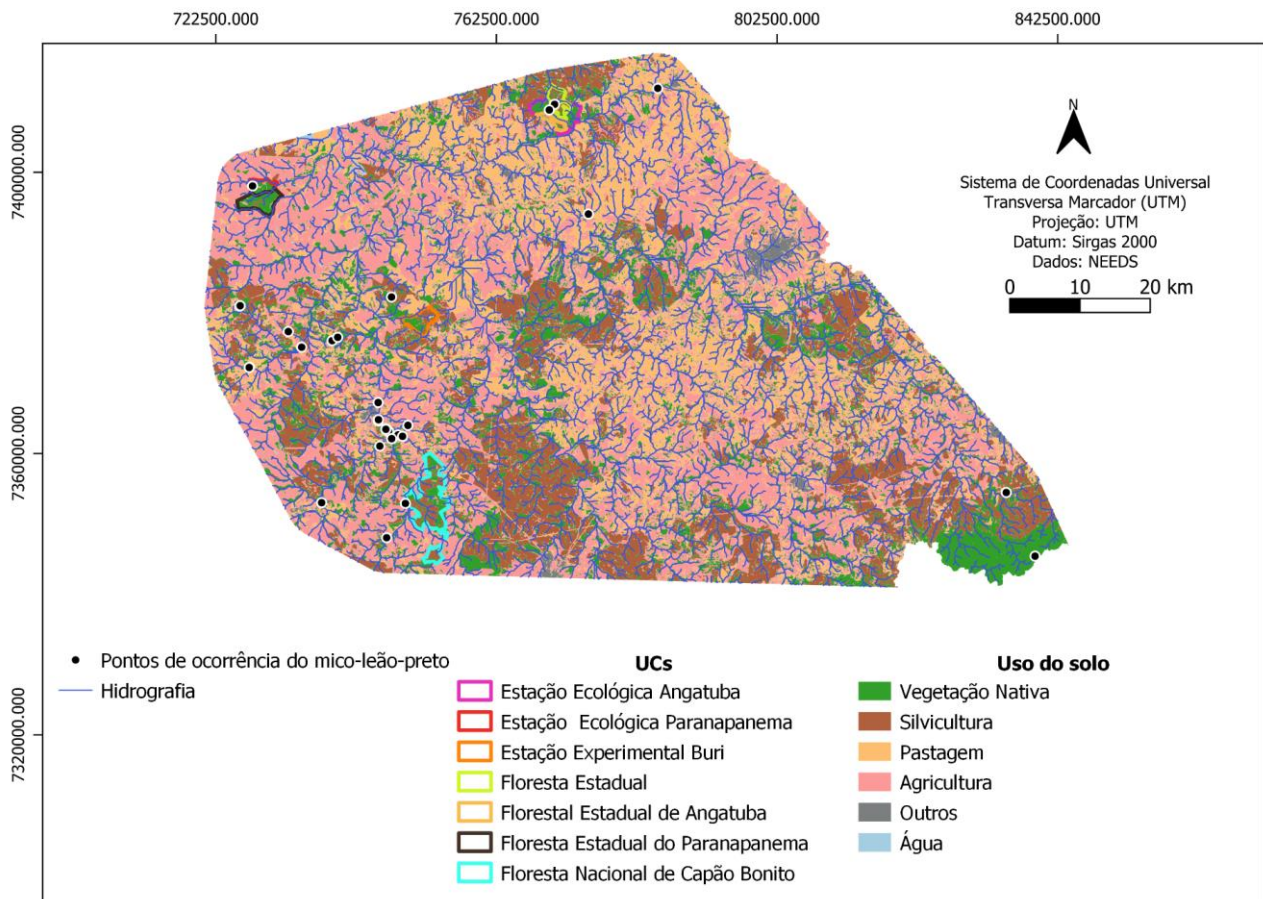
Os resultados apontam que a conservação do mico-leão-preto depende de grandes áreas florestais (> 500 ha, Figuras 4 e 5), contudo, pequenos fragmentos que se encontram funcionalmente conectados a outros fragmentos de floresta, podem disponibilizar áreas funcionalmente conectadas maiores que 500 ha (Tabela 3 e 4), e assim garantir grandes áreas de habitat disponível aos indivíduos da espécie. Além disso, a área média dos fragmentos com a ocorrência de *Leontopithecus chrysopygus*, 572 ha em 1987 e 1.600 ha em 2017, é expressivamente maior que o tamanho médio dos fragmentos da área de estudo (aproximadamente 5 ha), ou seja, a espécie é encontrada em grandes fragmentos ou agrupamentos de fragmentos, que são particularmente raros na paisagem (Figuras 4 e 5).

Na região oeste da área de estudo (Figuras 2 e 3), existe uma organização espacial de pequenos fragmentos dispersos ao longo de corpos d'água, formando corredores de Áreas de Proteção Permanente (APP), que conectam áreas com a presença do mico-leão-preto a fragmentos maiores. A formação desses corredores, tem como resultado áreas funcionalmente conectadas (AFC) de grandes tamanhos (> 500 ha), e mesmo fragmentos com áreas muito menores que 500 ha, a AFC, quando considerada a capacidade de dispersão entre fragmentos de 100 m, atinge valores maiores ou próximos a 1.000 ha (Tabelas 3 e 4). Isso aponta, que mesmo os indivíduos que estão em pequenos fragmentos, devido a sua capacidade de dispersão, podem percorrer grandes áreas funcionalmente conectadas, ou seja, o incremento da conectividade funcional pode se apresentar como uma boa estratégia de manejo para a espécie, uma vez que, aumentar a área de fragmentos florestais de forma a alcançar 500 ha, pode demandar de altos valores de recursos financeiros, os quais muitas vezes são escassos para projetos de conservação (POLASKY & SOLOW, 1999).

A criação de corredores ecológicos tem se apresentado como uma estratégia relevante para aumentar a conectividade funcional e contrapor os efeitos negativos da fragmentação de habitat (UEZU *et al.*, 2005; DAMSCHEN *et al.*, 2006), permitindo que sejam mantidas funções ecológicas, e aumentando a resiliência das espécies às mudanças climáticas e do uso do solo (DILTS *et al.*, 2006; VALE *et al.*, 2018). Todavia, esses corredores não necessariamente precisam ser explicitamente planejados para o fim de permitir o fluxo de espécies, e podem até mesmo ocorrer de forma natural ou

para atender outras finalidades (CARVALHO-RIBEIRO *et al.*, 2021), como é o caso das APPs. As Áreas de Preservação Permanentes, além de serem de suma importância na proteção de corpos hídricos, também promovem a conectividade de manchas isoladas, contribuindo assim com o processo dispersivo e manutenção da vida das espécies (ROSOT *et al.*, 2018). Segundo Louzada *et al.* (2012), as APPs devem ser priorizadas no estabelecimento de corredores ecológicos, visto que, a aplicação da legislação prevista no Código Florestal, reduz o custo com a restauração. No Sudoeste Paulista, cerca de 47% dos 155.065 ha de APP, encontram-se degradados (ARAÚJO *et al.*; SILVA *et al.*, 2021). E tendo em vista, que os dados de ocorrência do mico-leão-preto estão próximos ou nos limites das APPs (Figura 6), a restauração dessas áreas degradadas se apresentam como uma alternativa relevante na gestão do território, promovendo o aumento da conectividade funcional, além de ter um baixo custo financeiro, visto a necessidade das propriedades em atender a legislação ambiental vigente.

Figura 6 - Uso e ocupação do solo e delimitações das Unidades de Conservação na área de estudo.



Fonte: próprio autor.

Entretanto, é importante salientar que os corredores ecológicos nem sempre ocorrem de forma contínua ou são recobertos apenas por vegetação nativa, podendo a conectividade ser promovida por *stepping stones*, que são pequenos fragmentos distribuídos entre grandes manchas de habitat (BOSCOLO et al., 2008; BARBOSA et al., 2017), e recobertos por usos da terra que sejam mais permeáveis a dispersão das espécies (BAUM et al., 2004; FISCHER et al., 2022). O mico-leão-preto é uma espécie de primata de pequeno porte (pesa até 600g na fase adulta) e arborícola (VALLADARES-PADUA, 1993), isso indica que a dispersão da espécie quando realizada pelo solo, expõe os indivíduos a um maior índice de predação. Na Figura 6, é possível observar que a maioria dos remanescentes florestais com a presença de *Leontopithecus chrysopygus*, encontram-se envoltos predominantemente pela matriz de silvicultura, e que ela conecta as áreas de ocorrência da espécie. Isso indica que potencialmente a espécie pode estar utilizando essas matrizes para se conectar a

grandes manchas de habitat, e como observado em outras imagens de satélite, aparentemente o *Pinus* é a cultura predominante. Esse processo de dispersão da espécie em diferentes matrizes já foi relatado por Santos (2016), onde são descritos registros de eventos de dispersão da espécie em matrizes de estradas pavimentadas e de terra (apresentando casos de atropelamento de indivíduos), pomares, pastos e áreas de silvicultura. Além disso, Culot et al. (2015), também apontou que a espécie possui uma característica resiliente, e se encontram em áreas com baixa cobertura florestal. Com isso, a utilização de outras matrizes para o fluxo da espécie, e principalmente da silvicultura, deve ser mais bem compreendida, já que o incremento da conectividade pode ser feito por meio da integração de diferentes sistemas produtivos, e as ações de conservação que promovam isso, podem ser tornar mais atrativas aos proprietários, visto que contemplam outros interesses.

Outro fator positivo observado para a conservação da espécie com a mudança estrutural da paisagem, foi a ampliação da área funcionalmente conectada entre os anos de 1987 e 2017. A área total de habitat entre os dois anos teve uma redução pouco significativa (0,6%, Tabela 1), entretanto, houve um aumento das áreas dos fragmentos e das AFC com a ocorrência da espécie, sendo que esse padrão não se estende para os fragmentos da paisagem (Tabelas 3 e 4 e Figuras 4 e 5). Além disso, ocorreu uma redução dos fragmentos florestais na região central e um aumento nas regiões norte e noroeste (Figuras 2 e 3). Isso aconteceu, principalmente em áreas com a ocorrência do mico-leão-preto e que são destinadas à conservação da biodiversidade, como é o caso da Floresta Estadual de Angatuba e a Estação Ecológica de Paranapanema (Figura 6), além disso, também são manchas que estão mais próximas as áreas bem conectadas por corredores ripários e a fragmentos menores com a presença de indivíduos da espécie.

Este cenário reforça a necessidade de uma gestão eficiente de uso solo, tendo em vista não apenas a restauração de fragmentos, mas considerando também as características das espécies vulneráveis, como o mico-leão-preto. E o aumento da conectividade funcional, tem se apresentado como uma estratégia promissora para futuras ações de conservação.

6 Conclusão

A ocorrência de mico-leão-preto está diretamente relacionada a grandes áreas florestais (> 500 ha) funcionalmente conectadas. Os resultados sugerem o incremento da conectividade, tem se apresentado como uma estratégia viável para a ampliação de áreas de habitat da espécie, podendo isso contribuir para a sua conservação. Essa incrementação pode ser feita por meio de corredores ecológicos, e essa região tem apresentado que a restauração de Áreas de Proteção Permanente ao longo dos corpos hídricos pode ser uma das principais estratégias para essa ampliação, visto a ocorrência de indivíduos da espécie nessas áreas, que podem ser conectadas a grandes manchas de habitat.

Ademais, aparentemente, os indivíduos da espécie podem estar utilizando outras matrizes, como a silvicultura, para acessar fragmentos de vegetação nativa, ou seja, essa matriz pode estar facilitando o processo dispersivo da espécie, podendo estar até mesmo sendo um habitat complementar. Entretanto, ainda são necessárias pesquisas que busquem compreender a relação da espécie com as diferentes matrizes, e assim compreender quais benefícios essas áreas podem promover aos indivíduos de mico-leão-preto.

Os desafios para a conservação da espécie são grandes, porém, estratégias simples, como a restauração de corredores ripários, que podem trazer múltiplos benefícios para a paisagem, apresentam-se como uma estratégia simples e promissora para a conservação da espécie e devem ser urgentemente colocadas em prática.

7 Referência Bibliográfica

ALMEIDA, Danilo Sette de. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. Editus, 2016.

ANDRADE, Á. D. S. et al. Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 2, p. 406, 2020.

ARAUJO, Cybele de Oliveira; MATSUKUMA, Ciro Koiti; SANTOS, Selma Maria de Almeida. Composição taxonômica e distribuição de anuros no Alto e Médio Paranapanema, estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 13, p. 241-258, 2013.

ARAÚJO, J. C. L. et al. Passivo ambiental das Áreas de Proteção Permanentes (APPs) ripárias do Sudoeste Paulista. In: SILVA, N. F. N. **ALTERNATIVAS PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO SUDOESTE PAULISTA**. Editora Científica Digital, p.138-155, 2021

BARBOSA, K.V. C. et al. *Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil*. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p42-46, 2017.

BAUM, K. A. et al. *The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones*. **Ecology**, v. 85(10), 2671-2676, 2004.

BOSCOLO, D., CANDIA-GALLARDO, C., AWADE, M., & METZGER, J. P. *Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil*. **Biotropica**, 273-276. 2008.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A. et al. *Measuring landscapes*. Island, Washington, **DC**, 2006.

BOWLER, D. E.; BENTON, T. G. *Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics*. **Biological Reviews**, v. 80, n. 2, p. 205–225, 1 maio 2005.

BUNN, A. G.; URBAN, D. L.; KEITT, T. H. *Landscape connectivity: A conservation application of graph theory*. **Journal of Environmental Management**, v. 59, n. 4, p. 265–278, 2000.

CARVALHO-RIBEIRO, S. M. et al. **Ecologia da Paisagem no contexto luso-brasileiro**, Volume 1. 2021.

CBH-ALPA, C. DA B. H. DO A. P. Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema. **Relatório I - Informações Básicas**. n. Ugrhi 14, p. 1–243, 2016.

CIELO-FILHO, R., BAITELLO, J. B., PASTORE, J. A., AGUIAR, O. T. D., SOUZA, S. C. P. M. D., TONIATO, M. T. Z., & RIBEIRO, A. P. Ampliando a densidade de coletas botânicas na região da bacia hidrográfica do Alto Paranapanema: Caracterização florística da Floresta Estadual e da Estação Ecológica de Paranapanema. **Biota Neotropica**, 9, 255-276. 2009

COTE, J. et al. *Evolution of dispersal strategies and dispersal syndromes in fragmented landscapes*. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 56–73, 1 jan. 2017.

CULOT, L. et al. *ATLANTIC-PRIMATES: a dataset of communities and occurrences of primates in the Atlantic Forests of South America*. **Ecology**, v. 100, n. 1, 2019.

CULOT, L. et al. *New records, reconfirmed sites and proposals for the conservation of black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in the middle and upper Paranapanema*. **Neotropical Primates**, v. 22, n. 1, p. 32-39, 2015.

CURY, José Flávio. **A gestão integrada de bacias hidrográficas: a abertura de uma oportunidade para o desenvolvimento sustentável do Alto Paranapanema**. 2006. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

DAMSCHEN, E. I. et al. *Corridors increase plant species richness at large scales*. **Science**, v. 313, p.1284-1286, 2006.

DILTS, T. E. et al. *Multiscale connectivity and graph theory highlight critical areas for conservation under climate change*. **Ecological Applications**, v. 26, p. 1223-1237, 2016.

DINO, B. R., TOLEDO, A. Diagnóstico do uso e cobertura do solo em áreas de preservação permanente e a qualidade da água de dois rios na bacia do Alto Paranapanema. **Enciclopedia biosfera**, v.17, 2020.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 28 nov. 2003.

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

FERREIRA, I. J. M. et al. *Spatial dimension landscape metrics of atlantic forest remnants in paraná state, Brazil*. **Acta Scientiarum - Technology**, v. 40, p. 1–8, 2018.

FISCHER, C. et al. *The contribution of roadsides to connect grassland habitat patches for butterflies in landscapes of contrasting permeability.* **Journal of Environmental Management**, v. 311, 2022.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. *Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis Joern Fischer* and David B. Lindenmayer Centre.* **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 3, p. 55–66, 2007.

FLEISHMAN, E. et al. *Assessing the Roles of Patch Quality, Area, and Isolation in Predicting Metapopulation Dynamics Conservation Biology.* 2002.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. CONECTIVIDADE FUNCIONAL E A IMPORTÂNCIA DA INTERAÇÃO ORGANISMO-PAISAGEM. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493–502, 2007.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook.* Washington: CABS and Island Press, 2003.

GRAY, M. *The influence of land use and habitat fragmentation on landscape connectivity.* UC Berkeley Electronic Theses and Dissertations, 2017.

GUSTAFSON, E. J. *Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?* **Ecosystems**, v. 1, p. 143-156, 1988.

HADDAD, N. M. et al. *Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems.* **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 1 mar. 2015.

HÄMÄLÄINEN, S.; FEY, K.; SELONEN, V. *The effect of landscape structure on dispersal distances of the Eurasian red squirrel.* **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 3, p. 1173–1181, 4 fev. 2019.

HANSSON, L. *Dispersal and connectivity in metapopulations.* **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, n. 1–2, p. 89–103, 1 jan. 1991.

HUANG, R.; PIMM, S. L.; GIRI, C. *Using metapopulation theory for practical conservation of mangrove endemic birds.* **Conservation Biology**, v. 34, n. 1, p. 266–275, 13 fev. 2020.

JESUS EN. **Avaliação dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Poxim (Sergipe - Brasil) para fins restauração ecológica** [dissertação]. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe; 2013.

KRONKA, F.J.N., NALON, M.A. & MATSUKUMA, C.K. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo. Instituto Florestal, SEMA, São Paulo, 2005.

LOUZADA, F. L. R. O. *et al.* Proposta de corredores ecológicos para interligação de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espírito Santo (ES)-Brasil. **Revista Geográfica Venezolana**, Merida, v. 53, n. 2, p.239-254, 2012.

MATOS, T. P. V. *et al.* *Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration*. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 00, n. 00, p. 1–13, 2019.

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

NEEDS, Mapeamentos do Alto Paranapanema. Disponível em: <<https://www.needs.ufscar.br/mapeamentos>>. Acesso em 10 out. 2022.

PASSOS, F. DE C. Dieta de um grupo de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia, Callitrichidae), na Estação Ecológica dos Caetetus, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. suppl 1, p. 269–278, 1999.

POLASKY, S. & SOLOW, A. R. *Conserving biological diversity with scarce resources, Landscape Ecological Analysis*. **Springer**, p. 154-174, 1999.

REZENDE, G. C. Mico-leão-preto: A história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada. 1. ed. São Paulo: **Matrix**, 2014.

RIBEIRO, M. C. *et al.* *The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation*. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 1 jun. 2009.

RIBEIRO, M. C., MARTENSEN, A. C., METZGER, J. P., TABARELLI, M., SCARANO, F., & FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot.

Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas, **Springer**, p. 405-434, 2011.

ROSOT, M. A. D. *et al.* Riparian forest corridors: A prioritization analysis to the Landscape Sample Units of the Brazilian National Forest Inventory. **Ecological Indicators**, v. 93, 501–511, 2018.

RUDNICK, D. *et al.* The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. **Issues in Ecology**. Disponível em: <https://scholars.unh.edu/geog_facpub>. Acesso em: 11 ago. 2020.

SANDEL, B.; SVENNING, J. C. Human impacts drive a global topographic signature in tree cover. **Nature Communications**, v. 4, 2013.

SANTOS, M. M. D. **O uso da matriz pelo mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus*, no município de Guareí, São Paulo**. Estado de São Paulo. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2016.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010.

SCARLET, D. Estação Ecológica Mico-Leao-Preto. **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2013.

SILVA, R. F. B. D.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Humanenvironment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**, v. 58, p. 133–144, 2016.

TAYLOR, P. D. *et al.*; Fahrig, L.; Henein, K.; Merriam, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TIMO, Thiago Philipe de Camargo. **Mamíferos de médio e grande porte em áreas de cultivo de eucalipto das Bacias do Alto Paranapanema e Médio Tietê**, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2009.

TURNER, M. G. Landscape ecology: What is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, n. May, p. 319–344, 2005.

UEZU, A., METZGER, J. P., & VIELLIARD, J. M. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological conservation**, 123(4), 507-519, 2005.

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205, 2001.

VALE, M. M. et al.. Planning protected areas network that are relevant today and under future climate change is possible: the case of Atlantic Forest endemic birds. **PeerJ**, 2018.

VALLADARES-PADUA, C. B. **The ecology, behavior and conservation of the black lion tamarins**. Ph.D. Thesis. University of Florida, 1993.