

Relatório de Estágio obrigatório em Gestão de projetos em Conservação

Discente: Clemensou Reis

Doutorando Ecologia e Conservação da Biodiversidade

Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – PPGEGB.
Universidade Estadual de Santa Cruz.

Laboratório de Entomologia – EntomoLab – CEPEC-CEPLAC, Ilhéus, Bahia.

Supervisor de estágio: Randson Modesto Coêlho da Paixão

Ecocycle Brazil Science, Statistical and Conservation, João Pessoa, Paraíba.

SUMÁRIO

Lista de acrônimos	3
Resumo	4
Introdução.....	5
Material e métodos	7
Resultados.....	9
Importância da conectividade na conservação de espécies ameaçadas	13
Fatores de impactos sobre os fragmentos da paisagem	14
Conectando os fragmentos da paisagem	16
Considerações finais	18
Referências.....	19

LISTA DE ACRÔNIMOS

Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil – MAPBIOMAS

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE

Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima – MMA

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio

Superintendência de Administração do Meio Ambiente – SUDEMA

Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Primatas do Nordeste – PAN PRINE

Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros – CPB

Unidades de conservação – UCs

Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC

RESUMO

A Floresta Atlântica é um dos ecossistemas mais ricos e ameaçados do mundo, devido a elevada diversidade de espécies endêmicas e ameaçadas. A perda de cobertura florestal nesse ecossistema resultante dos processos históricos de desmatamento e fragmentação de habitat, especialmente na região Nordeste do Brasil, fizeram com que apenas 12% da cobertura florestal original permaneça. As áreas protegidas e os corredores ecológicos são estratégias fundamentais para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos dos ecossistemas, incluindo a Floresta Atlântica. O objetivo deste relatório foi analisar a paisagem agrícola-urbana entre os municípios de Santa Rita e Sapé, ambos no estado da Paraíba, com foco na conectividade dos fragmentos florestais desta localidade, tendo como base duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) localizadas nessa região. Foram utilizados dados de uso da terra, fragmentação, índice de fragmentação e espécies ameaçadas, obtidos por meio de imagens de satélite. Além disso, foi utilizada a revisão bibliográfica e dados de monitoramento de fauna da empresa Ecocycle Brazil para justificar a importância da implementação de corredores ecológicos na região estudada. Os resultados mostraram que a paisagem possui uma cobertura florestal de 15% e uma fragmentação elevada, com um índice SI de 493,992. A monocultura de cana-de-açúcar e as rodovias são os principais fatores de degradação e conflito na paisagem, afetando a qualidade do habitat e a mobilidade das espécies nos fragmentos alvo. A conexão dos fragmentos por meio de corredores ecológicos baseados nos cursos de água é uma estratégia potencial para mitigar os efeitos da fragmentação e aumentar a resiliência das populações naturais. As principais recomendações para a gestão ambiental das RPPNs e das demais unidades de conservação da região, bem como para a promoção de práticas agrícolas sustentáveis e a mitigação de atropelamento de fauna nas rodovias.

Palavras-chave: Conservação; Ecologia de Paisagem; Biodiversidade; Corredores ecológicos.

INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica constitui um dos ecossistemas ou domínio fitogeográfico mais ricos e ameaçados do mundo e está listado como um dos maiores desafios de conservação global (Ribeiro et al., 2009). Atualmente, cerca de 12% da sua antiga cobertura ainda persiste no Brasil (SOS Mata Atlântica, 2023). Grande parte das áreas de Floresta Atlântica remanescentes são compostas por áreas fragmentadas em constante conflito devido a localização em paisagens agrícolas-urbanas (Siqueira et al., 2021). Tamanho conflito é atestado pelo dado de que 53,5% da área urbana do Brasil ocupa áreas que outrora eram florestas tropicais diversas da costa brasileira (MapBiomas, 2023). Além da perda e fragmentação de habitat, podemos listar outras duas forças que atuam incessantemente para a perda da biodiversidade nesses tipos de paisagem: a caça (de Souza & Alves, 2014) e o atropelamento de fauna em vias pavimentadas ou não (González-Suárez et al., 2018).

Na porção do extremo norte do nordeste da Floresta Atlântica é onde se apresenta as maiores taxas de desmatamento desse ecossistema. Dentre todos os outros estados, a Paraíba (9%), juntamente com Rio Grande do Norte (3,5%), Sergipe (6,4%), e Ceará (7,4%) estão entre as mais baixas cobertura florestal de Floresta Atlântica do Nordeste brasileiro (SOS Mata Atlântica, 2023). Ainda assim, o desmatamento na Paraíba aumentou 65% desde o último relatório de desmatamento, sendo, inclusive, o estado com maior aumento no desmatamento entre 2021 e 2022 (SOS Mata Atlântica, 2023).

Neste sentido, as áreas protegidas representam uma esperança para conservação dos remanescentes florestais da Floresta Atlântica. Contudo, cobrem uma ínfima parte dos remanescentes florestais da Floresta Atlântica, representando apenas 10,3%, quando considerados todas as áreas, mas apenas 2% se considerarmos somente as áreas de proteção integral (SOS Mata Atlântica, 2023).

As Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) desempenham um papel crucial na proteção da biodiversidade deste ecossistema (Simão, 2018). A eficácia dessas reservas florestais pode ser comprometida pela fragmentação do habitat, especialmente em paisagens agrícolas-urbanas (Haddad et al., 2015). Desta forma, a conexão de RPPNs por meio de corredores ecológicos é uma estratégia potencial para mitigar os efeitos da fragmentação (Fahrig, 2003). A implementação desses corredores ecológicos em paisagens agrícolas-

urbanas apresenta desafios únicos, incluindo obstáculos físicos e questões socioeconômicas (Lees & Peres, 2008).

Os corredores ecológicos são considerados uma ferramenta importante para a conservação de espécies (Correa Ayram et al., 2016), por permitir o fluxo de populações antes isoladas, o que possibilita o fluxo gênico entre elas. Em paisagens fragmentadas, onde a perda de habitat e a fragmentação podem levar ao isolamento de populações e à perda de diversidade genética, a utilização de corredores ecológicos pode ser considerada uma relevante estratégia para manejo de espécies e de seus habitats (Gilbert-Norton et al., 2010, Haddad et al., 2015). No contexto da Floresta Atlântica, ecossistema altamente fragmentado e ameaçado, a implementação de corredores ecológicos pode ser uma estratégia eficaz para a conservação da biodiversidade (Ribeiro et al., 2009).

No entanto, a eficácia dos corredores ecológicos pode variar dependendo de vários fatores, incluindo o tamanho e a qualidade do corredor, a matriz da paisagem circundante e as características específicas das espécies (Chetkiewicz et al., 2006). Portanto, é crucial que a implementação de corredores ecológicos seja informada por pesquisas científicas rigorosas e adaptada às condições locais.

Para o estabelecimento de corredores ecológicos, é possível utilizar métricas de paisagem e a ocorrência de organismos bioindicadores (Tischendorf & Fahrig, 2000), desde insetos (Alves et al., 2008) a vertebrados (Russo et al., 2021). Os organismos bioindicadores são espécies que respondem a mudanças ambientais de maneira previsível, fornecendo assim informações valiosas sobre a saúde do ecossistema (Carignan & Villard, 2002).

No contexto da Floresta Atlântica, espécies endêmicas e ameaçadas, como certos primatas e aves, podem servir como bioindicadores eficazes, pois sua presença ou ausência pode indicar a qualidade do habitat e a conectividade da paisagem (Estrada et al., 2017). Além disso, a utilização de métricas de paisagem, como tamanho do fragmento, forma, conectividade e matriz do entorno, pode fornecer percepções valiosas sobre a estrutura da paisagem e identificar áreas potenciais para o estabelecimento de corredores ecológicos (Fahrig, 2003).

O objetivo deste relatório em gestão de projetos em conservação foi o de avaliar a conectividade e viabilidade de formação de corredores para melhorar a conectividade da paisagem, tendo como foco duas RPPNs imersas em uma paisagem agrícola-urbana da

Floresta Atlântica de Paraíba. Além disso, discutiremos as perspectivas de conservação dessa paisagem na Floresta Atlântica. Acreditamos que nossa pesquisa terá implicações significativas para a conservação da biodiversidade neste importante ecossistema (Laurance et al., 2011).

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo refere-se a região metropolitana agrícola-urbana de João Pessoa, Paraíba (Figura 1). A sua principal cidade (da paisagem deste relatório) e capital possui uma população de 833.932 pessoas (IBGE, 2023), já a região metropolitana, composta por 12 municípios, incluindo Joao Pessoa, ultrapassa 1 milhão de habitantes (IBGE, 2023). A vegetação nativa é composta por um mosaico de vegetações incluindo Floresta Atlântica, restinga e tabuleiro, a região conta com precipitação média anual de 2000 mm, temperatura média 26°C, o clima por sua vez é do tipo quente e úmido (SUDEMA, 2018). A matriz agrícola predominante é monocultura de cana de açúcar (*Saccharum spp.*), devido à proximidade com a região metropolitana, possui rodovias pavimentadas e até mesmo ferrovias (ainda que em menor proporção) (Figura 1.).

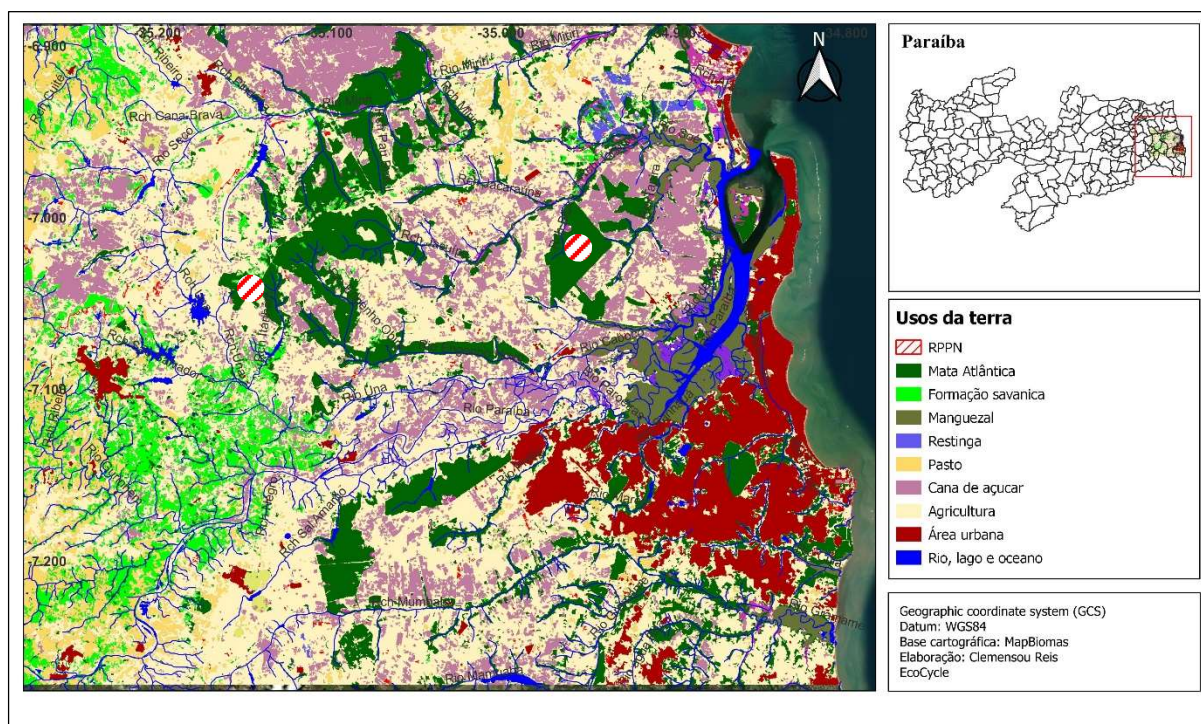


Figura 1. Mapa da região de estudo, principais usos da terra e localização dos fragmentos.

Dados de imagem

Foram utilizadas imagens de satélite de livre acesso do repositório MapBiomas coleção 8 (MapBiomas, 2023). As imagens do projeto MapBiomas fornecem informações sobre o uso da terra ao longo dos anos em uma resolução espacial de 30m para o ano de 2022. Dados de bacias e malha viária são oriundas da plataforma SUDEMA. Dados de unidades de conservação, CNUC, MMA 2023.

Análises de paisagem

Para análise da paisagem nós utilizamos o software open-source Qgis para trabalhar com sistema de informações geográficas, juntamente com o pacote LecoS.

Os fragmentos foram categorizados com base em seus tamanhos para uma análise mais refinada. Definimos como fragmentos grandes aqueles remanescentes florestais com uma extensão ≥ 200 hectares; fragmentos médios foram considerados aqueles com < 200 hectares, mas ≥ 90 hectares; enquanto os fragmentos pequenos compreendem áreas < 90 hectares. Os fragmentos-alvo, nos quais concentramos nossa atenção, incluem especificamente aqueles que atendem aos critérios estabelecidos para fragmentos grandes e médios, destacando-se pela sua importância na paisagem estudada.

Foi calculado um índice de fragmentação (SI, *Splitting Index*)(Jung, 2016). Em nosso estudo, utilizamos o índice SI para quantificar a fragmentação da estrutura florestal, sendo que um valor mais elevado indica uma maior presença de fragmentos menores. Essa métrica desempenha um papel crucial na compreensão da conectividade entre os fragmentos em uma determinada paisagem.

RESULTADOS

A paisagem avaliada possui uma cobertura de uso da terra de 15% de floresta remanescente, 51% da cobertura de solo é destinada a agropecuária, 8% área urbana, 13% de plantações ativas de cana de açúcar. Já 6% equivalem a vegetação savânica. Mangues cobrem 3% do uso da terra. Outros tipos de uso da terra representam menos de 1%.

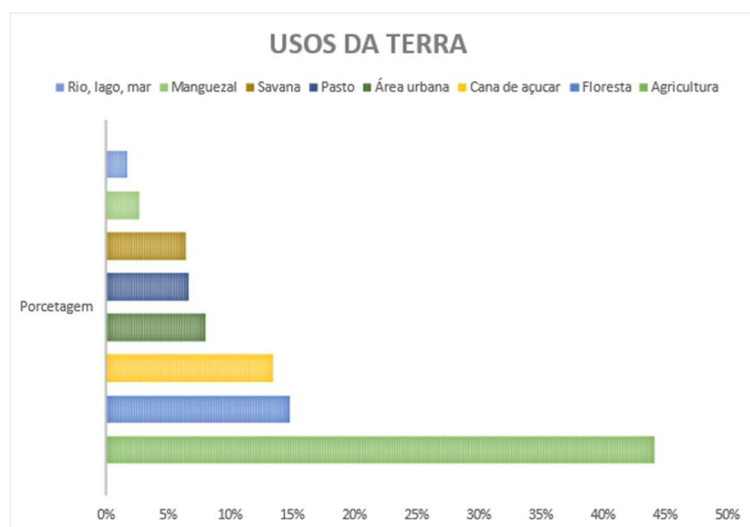


Figura 2. Gráfico uso da terra Deixa como texto corrido. Melhor.

Desconsiderando a fragmentação provocada pelas rodovias, a paisagem possui um total 4499 fragmentos florestais cobrindo uma área de 31.233 hectares. Neste cenário 19 fragmentos podem ser considerados de categoria “grande”, ou seja, maiores que 200 hectares, com uma média de 1008,3 hectares \pm 586,1 (desvio padrão). Os fragmentos grandes cobrem uma área de 19159,8 hectares; fragmentos florestais médios 3221 hectares; e 9038 hectares são formados por fragmentos pequenos. Os fragmentos pequenos equivalem a 30% da área de floresta, 10% são fragmentos médios e 60% fragmentos grandes.

Na avaliação do índice de fragmentação (SI, *Splitting Index*) na paisagem estudada, observamos um SI calculado de 493.99. Este valor indica uma notável fragmentação na estrutura florestal, caracterizada pela presença de múltiplos fragmentos menores. A elevada fragmentação sugerida pelo SI tem implicações significativas para a conectividade entre os fragmentos, podendo impactar processos ecológicos essenciais, tais como a mobilidade de espécies e a disseminação de sementes.

Fragmentos alvo – RPPNs

A Paraíba conta com um total de 33 unidades de conservação, destas 17 são federais, 14 estaduais e 2 municipais. Destas, 12 são de proteção integral e 21 de uso sustentável (Tabela 1).

Tabela 1. Quantitativo das unidades de conservação por categorias de manejo das UCs da Paraíba. Fonte: CNUC-MMA, 2023.

Categoria de manejo	qtd
Reserva Particular do Patrimônio Natural	9
Área de Proteção Ambiental	7
Parque	7
Área de Relevante Interesse Ecológico	3
Monumento Natural	2
Floresta	1
Reserva Biológica	1
Reserva Extrativista	1
Estação Ecológica	1
Refúgio de Vida Silvestre	1

Das 9 reservas particulares do patrimônio natural, sendo apenas duas delas na Floresta Atlântica (Tabela 2). A Fazenda Pacatuba, designada como Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) desde 1995, compreende uma área de 266,53 hectares no município de Sapé, PB. Por outro lado, o Engenho do Gargaú, instituído como RPPN em 1994, abrange uma extensão de 1058,62 hectares no município de Santa Rita, PB. No entanto, as duas UCs não possuem plano de manejo e tampouco conselho formado, até o presente relatório (dados do sistema CNUC-MMA, 2023).

Tabela 2 Lista de RPPNs do estado da Paraíba - adaptado do sistema SIMRPPN do ICMBio. Limites dos Biomas de acordo com o MMA/IBGE. Em negrito as UCs avaliadas no relatório.

RPPN (nome)	Município	Bioma	Área (ha)
RPPN Fazenda Várzea	Araruna - PB	Caatinga	390,66
RPPN Major Badú Loureiro	Catingueira - PB	Caatinga	186,31
RPPN Engenho Gargaú	Santa Rita - PB	Floresta Atlântica	1058,62
RPPN Fazenda Tamanduá	Santa Teresinha - PB	Caatinga	325
RPPN Fazenda Santa Clara	São João do Cariri - PB	Caatinga	750,5
RPPN Fazenda Almas	São José dos Cordeiros - PB	Caatinga	3505
RPPN ARMIL	São Mamede - PB	Caatinga	5,1
RPPN Fazenda Pacatuba	Sapé - PB	Floresta Atlântica	266,53
RPPN Fazenda Pedra D'Água	Solânea - PB	Caatinga	170

O fragmento Sucupira mantém-se conectado em toda sua extensão com a RPPN Faz. Pacatuba embora seja cortado por rodovias. Os remanescentes florestais apresentam sua menor fragmentação é de 70 metros e a maior sendo de 2,3 km que conta com um misto de rodovia, cana de açúcar e áreas abertas (Figura 3).

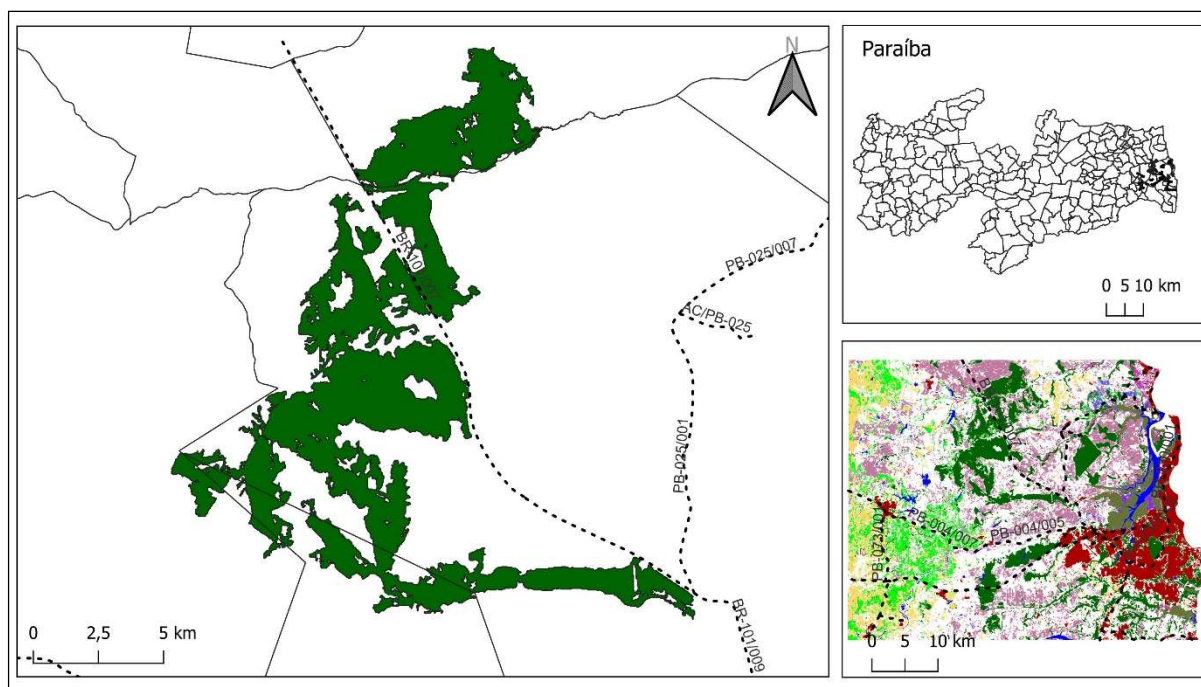


Figura 3. Remanescente florestal Sucupira torta e rodovias pavimentadas (linhas pretas pontilhadas).

O fragmento sucupira, se considerarmos as rodovias que o cortam podemos dividi-lo em pelo menos 4 fragmentos (Figura 4).

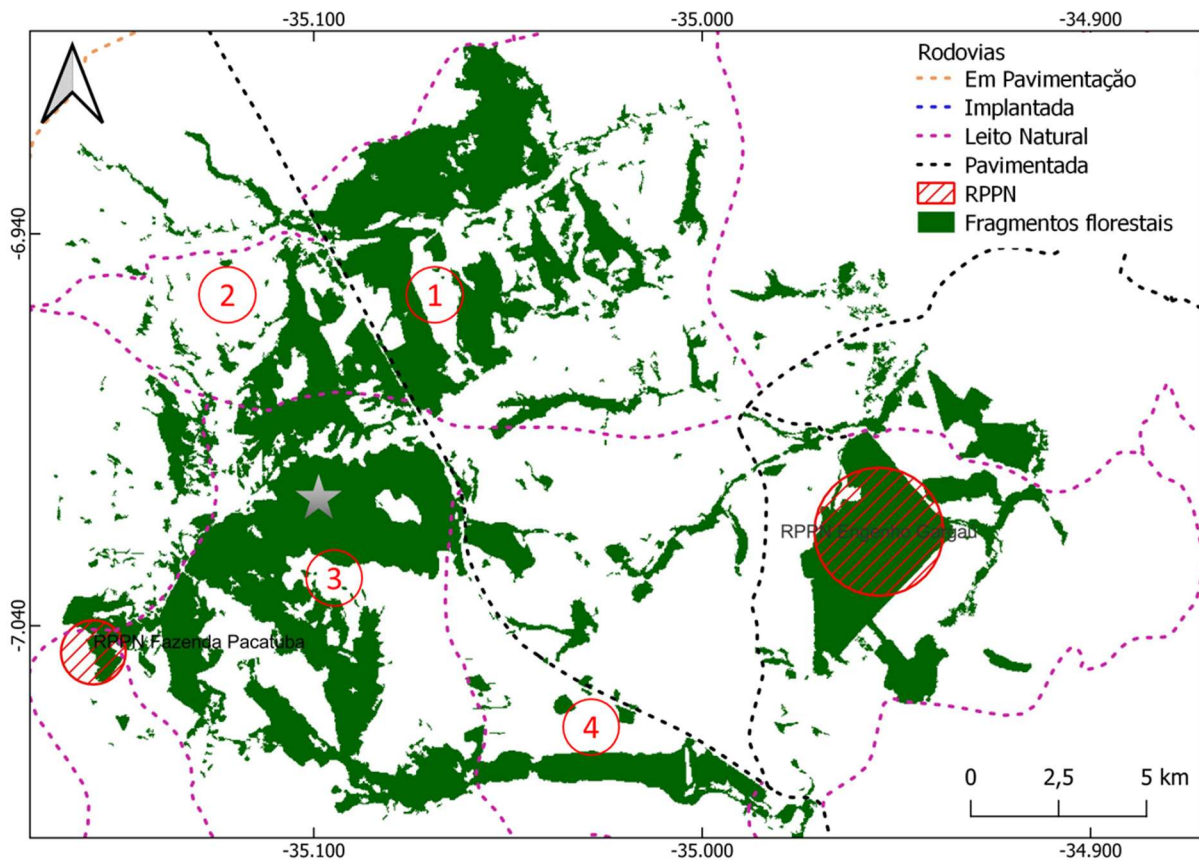


Figura 4. Remanescente florestal Sucupira Torta (1,2,3, e 4) e a sua fragmentação pelas rodovias pavimentadas e não-pavimentadas

Além da fragmentação e da perda de habitat, podemos perceber a presença de uma extensa malha viária que corta a paisagem, fragmentando-a e dificultando a conexão dos fragmentos focal com os fragmentos alvo. Exemplo disso, podemos citar as rodovias PB 025 e BR 101. Destacamos a condição da BR 101/007, este trecho possui uma extensão de 30 quilômetros e corta cerca de 11 quilômetros de vegetação nativa do fragmento Sucupira torta (Figura 3). Este trecho, até então, não conta com estratégias para mitigação de colisão de fauna por veículos e, portanto, não possuem passagens de fauna. Há também extensas rodovias não-pavimentadas (Figura 4) que podem servir de acesso a exploração de recursos madeireiros, bem como atropelamento de fauna mesmo em regiões mais internas de alguns fragmentos.

Importância da conectividade na conservação de espécies ameaçadas

A paisagem estudada apresenta uma importância riqueza de vertebrados endêmicos e/ou ameaçados de extinção, sobretudo mamíferos e aves, porém podemos mencionar a presença de espécies de invertebrados, a exemplo da formiga *Lachnomyrmex nordestinus* Feitosa & Brandão, 2008 descrita por um espécime (holótipo) coletado num fragmento urbano de 512 ha, conhecido por Mata do Buraquinho, trata-se de um Refúgio de vida silvestre na cidade de Joao pessoa, Paraíba. Apesar disso, essa UC não possui plano de manejo. Isso vale para os fragmentos alvo (RPPNs, i.e., Engenho do Gargaú e Faz. Pacatuba), que também não possuem planos ou mesmo conselho formado (dados públicos disponíveis em: <https://cnuc.mma.gov.br/map>, CNUC-MMA, 2023). Isso gera uma fragilidade na gestão dessas áreas dificultando a utilização apropriada de recursos e trazendo riscos para a biodiversidade local e da região, uma vez que se trata dos únicos fragmentos de Floresta Atlântica.

No que diz respeito a espécies de vertebrados, há espécies endêmicas e/ou ameaçadas de extinção que podem ocorrer na paisagem de estudo, são os casos dos primatas: guigó-de-Coimbra (*Callicebus coimbrai*, vulnerável), do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*, em perigo), e do guariba-de-mãos-ruivas (*Alouatta belzebul*, vulnerável). A empresa EcoCycle tem registros da espécie de macaco-prego-galego em alguns dos fragmentos monitorados pela empresa. Há também representantes das aves, que também foram monitoradas pela empresa, são: Formigueiro-de-cauda-ruiva (*Myrmoderus ruficauda* (Wied, 1831), em perigo), o Gavião-gato-do-nordeste (*Leptodon forbesi* (Swann, 1922), em perigo), o Barranqueiro-do-nordeste (*Automolus lammi* Zimmer, 1947; em perigo) e outros. A destruição de habitats contínuos resulta em fragmentos isolados de floresta, que diferem em sua composição de espécies e que são muitas vezes incapazes de suportar populações viáveis de aves (Develey & Phalan, 2021; Morante-Filho et al., 2016). Além disso, a perda de habitat reduz a disponibilidade de recursos alimentares e locais de nidificação, impactando negativamente as populações de aves. Estudos científicos têm mostrado que a perda de habitat tem um impacto significativo na avifauna da Floresta Atlântica (Brooks et al., 1999; Develey & Phalan, 2021; Marsden et al., 2001; Morante-Filho et al., 2016; Zurita & Bellocq, 2010). A fragmentação pode isolar as comunidades biológicas, reduzindo a riqueza de espécies ao

longo do tempo (Bregman et al., 2014; Morante-Filho et al., 2016; Tschardt et al., 2008). Além disso, a perda de habitat pode levar à redução imediata na diversidade de aves (Bregman et al., 2014).

Fatores de impactos sobre os fragmentos da paisagem

Na paisagem agrícola-urbana metropolitana de João Pessoa, Paraíba, a monocultura de cana-de-açúcar é o uso predominante da terra para a classe agricultura. O cultivo da cana-de-açúcar frequentemente culmina com a queima total da lavoura como forma de preparação para a próxima safra (Moitinho et al., 2021). A conversão de habitats ricos em biodiversidade em sistemas de monocultura, como a cana-de-açúcar, reduz a riqueza e a abundância de espécies, desde vertebrados (Costa et al., 2021; Ferreira et al., 2018) à invertebrados (Delabie et al., 2009; Reis et al., 2023), a um nível em que as espécies não podem mais desempenhar seus papéis ecológicos originais. Além disso, a expansão da monocultura de cana-de-açúcar pode resultar em conflitos de uso da terra nessa região, especialmente em áreas onde a agricultura coexiste com habitats naturais importantes, como nas áreas de remanescentes de Floresta Atlântica.

O fato de que certos vertebrados são capazes de utilizar áreas de monoculturas (Ferreira et al., 2018), tais como de cana-de-açúcar, nos alerta sobre possíveis conflitos entre produção e vida silvestre. Durante os períodos de queimadas, a mortalidade dessas espécies pode atingir níveis ainda mais alarmantes devido à fuga causada pelo fogo. Este fator amplifica a complexidade do problema, ressaltando a necessidade urgente de estratégias de gestão ambiental que abordem não só a conservação da biodiversidade, mas também os impactos específicos destas práticas agrícolas nas populações de vertebrados. Portanto, destacamos que a adoção de uma “colheita verde” ou *green harvesting*, pode ajudar na conservação da microbiota do solo (Moitinho et al., 2021), mas sobretudo, evitaria a morte e o afugentamento dos animais pelo fogo.

As rodovias são estruturas que facilitam o transporte e o desenvolvimento econômico, mas também causam diversos impactos ambientais, especialmente em áreas de florestas tropicais com alta biodiversidade como a Floresta Atlântica. Entre os impactos das rodovias, podemos

citar: 1) A perda direta de habitat e a fragmentação do habitat, que reduz a área, a qualidade e a conectividade dos remanescentes florestais, dificultando o intercâmbio ecológico entre as populações e os processos ecológicos. 2) O atropelamento de fauna, que representa uma importante causa de mortalidade e afugentamento de animais, especialmente de médio e grande porte, comprometendo a viabilidade das populações e a estrutura das comunidades. 3) A poluição, que afeta tanto os ambientes terrestres quanto os aquáticos, alterando a qualidade do solo, da água e do ar, e prejudicando a saúde e o funcionamento dos organismos. 4) O desmatamento, que é intensificado pela abertura e pelo acesso de estradas, favorecendo a expansão de atividades antrópicas, como a agricultura, a pecuária, a mineração e a urbanização, sobre as áreas naturais. 5) A degradação, que é mais severa em ecossistemas remotos e pouco perturbados, onde as estradas introduzem uma série de distúrbios e pressões que alteram a dinâmica e a composição das florestas (Bennett, 2017). Em contrapartida, os corredores ecológicos, juntamente com estudo de áreas de quentes de atropelamento e implementação de passagens de fauna são um ótimo conjunto de estratégias importantes para mitigar os impactos das rodovias sobre a biodiversidade (Gutiérrez-Chacón et al., 2020; Schwartz et al., 2020; Valerio et al., 2021).

Conectando os fragmentos da paisagem

A conexão de fragmentos florestais na Floresta Atlântica é uma estratégia crucial para a conservação da biodiversidade na paisagem estudada. Dentre as possibilidades mais parcimoniosas disponíveis, podemos apresentar a utilização dos cursos de rios e riachos na paisagem para promoção de políticas para recuperação e conexão de áreas importantes para conservação na paisagem (Figura 5).

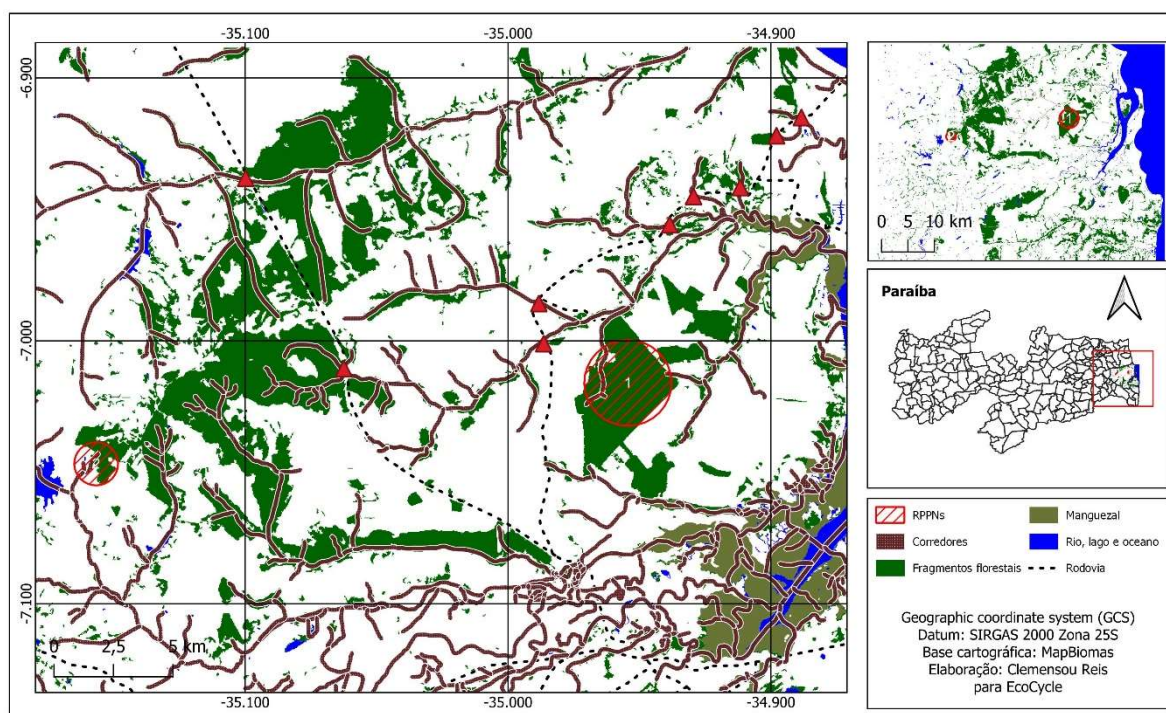


Figura 5. Mapa da paisagem com sugestão de corredores para conexão das RPPNs. Em triângulo sinalados os locais de conflito dos corredores com rodovias pavimentadas. 1 – RPPN Engenho do Gargaú, 2 – RPPN Faz. Pacatuba.

É importante frisar que a grande parte dos fragmentos, principalmente os maiores, estão minimamente conectados ou seguem parte de um curso de corpo d'água, seja riachos ou rios. Desta forma, uma opção viável para conexão das duas RPPNs é a utilização dos corpos d'água que, embora bem fragmentados, possibilitam, se restaurados, a conexão das RPPNs Faz. Pacatuba e Engenho do Gargaú, como pode ser notado na figura 5.

De acordo com o Art. 4º do Código Florestal da LEI Nº 12.651/2012, entre 30 e 50 metros seria a faixa mínima de app dos leitos deveriam ser preservados, dependendo da largura do curso d'água.

- 30 m para cursos d'água de menos de 10 m de largura;
- 50 m para cursos d'água que tenham de 10 a 50 m de largura;
- 100 m para cursos d'água que tenham de 50 a 200 m de largura;
- 200 m para cursos d'água que tenham de 200 a 600 m de largura;
- 500 m para cursos d'água que tenham largura superior a 600 m

Apesar do cenário pouco conservador, a avaliação da atual situação dos rios e riachos da paisagem por parte dos órgãos competentes e eventual aplicação da lei faz-se necessária. Já no modelo mais plausível encontrado, nós restringimos a conexão das duas RPPNs na paisagem (Figura 6), por isso,

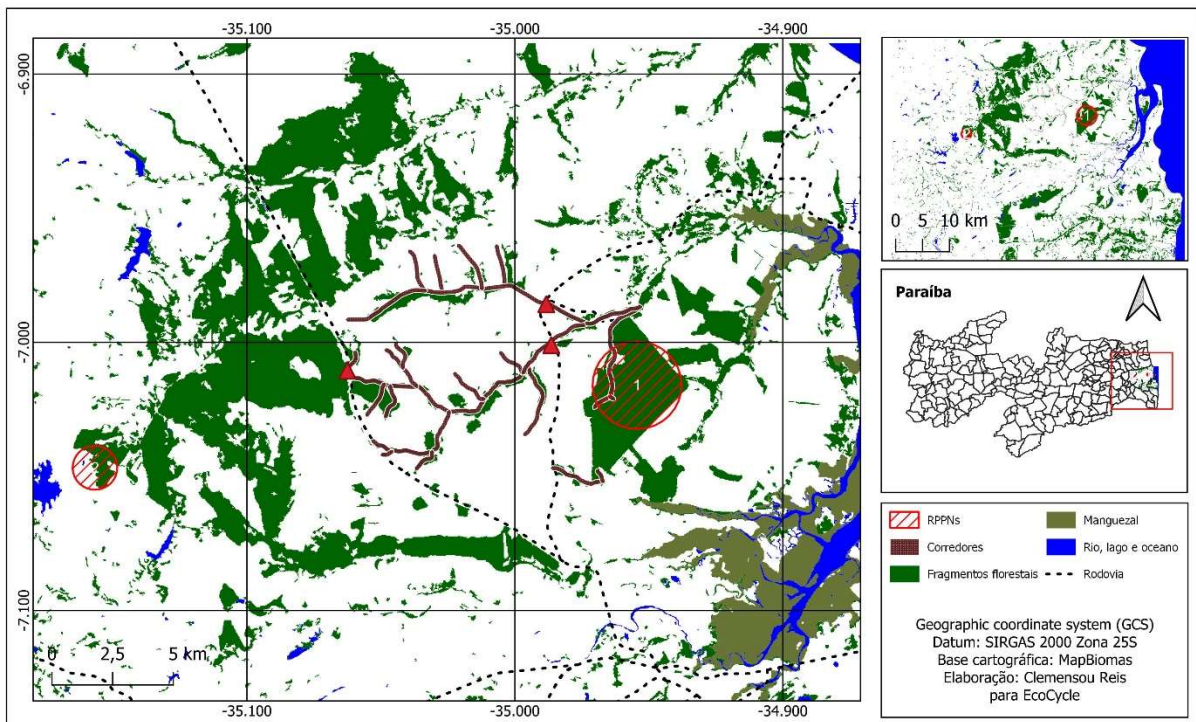


Figura 6. Sugestão de corredores conectando os fragmentos e RPPNs. Nº 1 RPPN Faz. Pacatuba, Nº2 RPPN Gargaú. Em triângulos vermelhos, pontos de conflitos devido a sobreposição com rodovias pavimentadas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este relatório apresentou uma análise da paisagem agrícola-urbana da Floresta Atlântica de João Pessoa, Paraíba, com foco na conectividade de duas RPPNs para a conservação de espécies endêmicas e ameaçadas. A paisagem conta com uma fragmentação acentuada dos remanescentes florestais, contudo, dada a presença e valor biológico dos fragmentos grandes, a implementação de corredores ecológicos é válida e pertinente. Isso se evidencia com a situação dos leitos dos rios e riachos que embora degradados, podem servir de ponto de partida para conectar os fragmentos da paisagem.

Dentre os principais resultados apresentados, destacamos:

- A paisagem possui uma cobertura florestal de 15% e uma fragmentação elevada, com um índice SI de 493,99.
- A monocultura de cana-de-açúcar e as rodovias podem ser considerados um dos principais fatores de degradação e conflito na escala de paisagem, afetando a qualidade do habitat e a mobilidade das espécies.
- A conexão dos fragmentos por meio de corredores ecológicos baseados nos cursos de água é uma estratégia potencial para mitigar os efeitos da fragmentação e aumentar a resiliência das populações.

As principais recomendações deste relatório são:

- Implementar medidas de gestão ambiental nas RPPNs e nas demais unidades de conservação da região, incluindo planos de manejo e conselhos gestores.
- Promover a recuperação da vegetação nativa nas áreas de preservação permanente dos rios e riachos, utilizando espécies adequadas e envolvendo os proprietários rurais.
- Adotar práticas agrícolas sustentáveis, como a colheita verde da cana-de-açúcar, evitando a queima da lavoura e seus impactos negativos na biodiversidade e no clima.
- Instalar estruturas de mitigação de atropelamento de fauna nas rodovias que cortam os fragmentos, como passagens de fauna e redutores de velocidade, com ênfase nos pontos de conflito entre corredor-rodovia.

REFERÊNCIAS

- Alves, H. S. R., Delabie, J. H. C., Nascimento, I. C., Santos, J. R. M. dos, Oliveira, R. M., & Moreau, M. S. (2008). Uso de formigas para identificação de mini-corredores ecológicos na APA Itacaré/Serra Grande, Bahia, Brasil. *SITIENTIBUS Série Ciências Biológicas*, 8(1), 71–79. <https://doi.org/10.13102/scb8075>
- Bennett, V. J. (2017). Effects of Road Density and Pattern on the Conservation of Species and Biodiversity. *Current Landscape Ecology Reports*, 2(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0020-6>
- Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H., & Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372–383. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.024>
- Brooks, T., Tobias, J., & Balmford, A. (1999). Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation*, 2(3), 211–222. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.1999.tb00067.x>
- Carignan, V., & Villard, M.-A. (2002). *Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: A Review*. <https://doi.org/10.1023/A:1016136723584>
- Correa Ayram, C. A., Mendoza, M. E., Etter, A., & Salicrup, D. R. P. (2016). Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40(1), 7–37. <https://doi.org/10.1177/0309133315598713>
- Costa, H. C. M., Benchimol, M., & Peres, C. A. (2021). Wild ungulate responses to anthropogenic land use: a comparative Pantropical analysis. *Mammal Review*, 1–12. <https://doi.org/10.1111/mam.12252>
- de Souza, J. B., & Alves, R. R. N. (2014). Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7(1), 145–160. <https://doi.org/10.1177/194008291400700105>
- Delabie, J. H. C., Céréghino, R., Groc, S., Dejean, A., Gibernau, M., Corbara, B., & Dejean, A. (2009). Ants as biological indicators of Wayana Amerindian land use in French Guiana. *Comptes Rendus - Biologies*, 332(7), 673–684. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2009.01.006>
- Develey, P. F., & Phalan, B. T. (2021). Bird Extinctions in Brazil’s Atlantic Forest and How They Can Be Prevented. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.624587>
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., Nekaris, K. A.-I., Nijman, V., Heymann, E. W., Lambert, J. E., Rovero, F., Barelli, C., Setchell, J. M., Gillespie, T. R., Mittermeier, R. A., Arregoitia, L. V., de Guinea, M., Gouveia, S.,

- Dobrovolski, R., ... Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances*, 3(1), 26. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Ferreira, A. S., Peres, C. A., Bogoni, J. A., & Cassano, C. R. (2018). Use of agroecosystem matrix habitats by mammalian carnivores (Carnivora): a global-scale analysis. *Mammal Review*, 48(4), 312–327. <https://doi.org/10.1111/mam.12137>
- González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F., & Grilo, C. (2018). Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093–1105. <https://doi.org/10.1111/geb.12769>
- Gutiérrez-Chacón, C., Valderrama-A, C., & Klein, A.-M. (2020). Biological corridors as important habitat structures for maintaining bees in a tropical fragmented landscape. *Journal of Insect Conservation*, 24(1), 187–197. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00205-2>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Jung, M. (2016). LecoS - A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics*, 31, 18–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>
- Lees, A. C., & Peres, C. A. (2008). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, 22(2), 439–449. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00870.x>
- Marsden, S. J., Whiffin, M., & Galetti, M. (2001). Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 10(5), 737–751. <https://doi.org/10.1023/A:1016669118956>
- Moitinho, M. R., Ferraudo, A. S., Panosso, A. R., Bicalho, E. da S., Teixeira, D. D. B., Barbosa, M. de A., Tsai, S. M., Borges, B. M. F., Cannavan, F. de S., Souza, J. A. M. de, & La Scala, N. (2021). Effects of burned and unburned sugarcane harvesting systems on soil CO₂ emission and soil physical, chemical, and microbiological attributes. *Catena*, 196. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104903>
- Morante-Filho, J. C., Arroyo-Rodríguez, V., & Faria, D. (2016). Patterns and predictors of β -diversity in the fragmented Brazilian Atlantic forest: A multiscale analysis of forest specialist and generalist birds. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 240–250. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12448>

- Reis, C., Zarucki, M., Delabie, J., & Escobar, F. (2023). Biodiversity impacts of land use simplification: a case study of dung beetles in a landscape of the Brazilian Atlantic forest. *International Journal of Tropical Insect Science*. <https://doi.org/10.1007/s42690-023-01106-3>
- 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*(6), 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Russo, D., Salinas-Ramos, V. B., Cistrone, L., Smeraldo, S., Bosso, L., & Ancillotto, L. (2021). Do We Need to Use Bats as Bioindicators? *Biology*, *10*(8), 693. <https://doi.org/10.3390/biology10080693>
- Schwartz, A. L. W., Shilling, F. M., & Perkins, S. E. (2020). The value of monitoring wildlife roadkill. *European Journal of Wildlife Research*, *66*(1), 18. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1357-4>
- Siqueira, F. F., de Carvalho, D., Rhodes, J., Archibald, C. L., Rezende, V. L., & van den Berg, E. (2021). Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *9*. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.614362>
- SOS Mata Atlântica. (2023). *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica PERÍODO 2021-2022*. SOS Mata Atlântica. (2023). Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2021-2022 - Relatório Técnico. [Online]. Available at: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2023/05/SOSMAAtlas-da-Mata-Atlantica_2021-2022-1.pdf
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, *90*(1), 7–19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Tscharntke, T., Sekercioglu, C. H., Dietsch, T. V., Sodhi, N. S., Hoehn, P., & Tylianakis, J. M. (2008). LANDSCAPE CONSTRAINTS ON FUNCTIONAL DIVERSITY OF BIRDS AND INSECTS IN TROPICAL AGROECOSYSTEMS. *Ecology*, *89*(4), 944–951. <https://doi.org/10.1890/07-0455.1>
- Valerio, F., Basile, M., & Balestrieri, R. (2021). The identification of wildlife-vehicle collision hotspots: Citizen science reveals spatial and temporal patterns. *Ecological Processes*, *10*(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00271-4>
- Zurita, G. A., & Bellocq, M. I. (2010). Spatial patterns of bird community similarity: Bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. *Landscape Ecology*, *25*(1), 147–158. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9410-4>