UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS – RIO CLARO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E BIODIVERSIDADE

EFEITOS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A CHUVA DE SEMENTES NA MATA ATLÂNTICA

FULBERT KODJOVI JULIE GNONLONFOUN

Rio Claro – SP
2024

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS – RIO CLARO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E BIODIVERSIDADE

EFEITOS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A CHUVA DE SEMENTES NA MATA ATLÂNTICA

FULBERT KODJOVI JULIE GNONLONFOUN

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Evolução e Biodiversidade

Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro
Co orientador: Dr. Erison Carlos dos Santos Monteiro

Rio Claro – SP
2024

G572e

Gnonlonfoun, Fulbert Kodjovi Julie

Efeitos da estrutura da paisagem sobre a chuva de sementes na Mata Atlântica / Fulbert Kodjovi Julie Gnonlonfoun. -- Rio Claro, 2024

64 p. : tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Coorientador: Erison Carlos dos Santos Monteiro

1. Ecologia de paisagem. 2. Fragmentação. 3. Regeneração florestal. 4. Dispersão de semente. 5. Métricas de Paisagem. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Efeitos da estrutura da paisagem sobre a chuva de sementes na Mata Atlântica

AUTOR: FULBERT KODJOVI JULIE GNONLONFOUN

ORIENTADOR: MILTON CEZAR RIBEIRO

COORIENTADOR: ERISON CARLOS DOS SANTOS MONTEIRO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ecologia, Evolução e Biodiversidade, área: Biodiversidade pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. MILTON CEZAR RIBEIRO (Participaçao Virtual)
Departamento de Biodiversidade / Unesp - IB Rio Claro

Milton Cezar Ribeiro:12704118884
Digitally signed by Milton Cezar Ribeiro:12704118884
DN: CN=Milton Cezar Ribeiro:12704118884, OU=UNESP - Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, O=ICPEdu, C=BR
Reason: I am the author of this document
Location: Rio Claro, SP, Brazil
Date: 2024.02.02 12:04:07-03'00'
Foxit PDF Editor Version: 2023.1.0

Prof. Dr. MARCO AURELIO PIZO FERREIRA (Participaçao Virtual)
Departamento de Biodiversidade / Unesp - IB Rio Claro

gov.br Documento assinado digitalmente
MARCO AURELIO PIZO FERREIRA
Data: 02/02/2024 14:54:23-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profa. Dra. MARIA LUISA TUNES BUSCHINI (Participaçao Virtual)
Departamento de Biologia / Universidade Estadual do Centro-Oeste

gov.br Documento assinado digitalmente
MARIA LUISA TUNES BUSCHINI
Data: 06/02/2024 10:35:26-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Rio Claro, 29 de janeiro de 2024

Aos meus pais Madeleine e Nicolas (*in memorian*),

vocês fizeram de mim quem eu sou.

AGRADECIMENTOS

Desejo expressar toda minha gratidão àqueles que generosamente me ajudaram a realizar este trabalho com gentileza, dedicação, paixão, conhecimentos e técnicas. Meus sinceros agradecimentos dirigem-se à:

FAPESP – "Processo nº 2022/04566-8, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)".

CAPES – "O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001". Processo n° 88887.627869/2021-00.

Minha mãe Madeleine Gbédjinou e meu pai Nicolas Gandonou Gnonlonfoun *(in memoriam)* que sempre fizeram de tudo para que eu pudesse ter uma vida descente. Sou grato também à minha família por todo o apoio que sempre me deram nesses anos.

Às minhas amizades neste período de mestrado, sou muito grato à todos os momentos que tivemos juntos, especialmente, à Família Gardenal, à Matheus, à Leonardo, à Gustavo e à Isadora.

À minha namorada Ananda pela companhia, pelo carinho e por me amar durante esse tempo.

À Jean Alves de Deus, meu companheiro de campo e de laboratório, receba meus sinceros agradecimentos.

À Yuri Silva de Souza, meu rei, obrigado por tudo.

Às minhas estagiárias, especialmente à Thabata e à Marina, obrigado pelo desempenho e pelo senso de trabalho bem-feito.

Às pessoas fixas e itinerantes do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação, em especial: Aron, Sandy, Lisiane, Ruan, Ananda, Franciane, Juliana, Tainá, Viviane, Felipe, Mauricio, Casio e Rafael (Urucum) que sempre estavam dispostos a ajudar para tirar minhas dúvidas.

Às pessoas do Departamento de Biodiversidade: Cris, Carlinhos, Sérgio, Dani e Rafa; que ajudaram nos bastidores.

Às pessoas da seção técnica de pós-graduação, principalmente, Filipe e Ivana, obrigado pela disponibilidade de sempre.

Ao Brasil pela oportunidade e à UNESP pela formação e pelo acolhimento.

Ao meu Co-orientador, Dr. Erison Carlos dos Santos Monteiro, que sempre me apoiou, incentivou e que teve toda a paciência para me orientar e me auxiliar durante a elaboração deste trabalho. Obrigado pela disponibilidade de sempre.

À professora Dra. Erica Hasui que foi uma parte essencial na realização desta dissertação.

Por fim, agradeço ao meu orientador, Dr. Milton Cezar Ribeiro, pela oportunidade, pelo carinho, pelas conversas e dicas e pela imensa contribuição ao me orientar neste estudo. Aprendi muitas coisas com você e com o LEEC, Miltinho, serei eternamente grato por tudo.

O presente trabalho foi realizado com apoio do processo nº 2022/04566-8, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

Agradeço também à FAPESP pelo financiamento dos processos (#2013/50421-2; #2020/01779-5; #2021/08322-3; #2021/08534-0; #2021/10195-0; #2021/10639-5; #2022/10760-1), ao CNPq (processos #442147/2020-1; #440145/2022-8; #402765/2021-4; #313016/2021-6; #440145/2022-8), e à UNESP pelo suporte financeiro ao projeto. Este estudo contou com a colaboração de infraestrutura e apoio da Rádio Observatório Pierre Kaufmann, localizada na cidade de Atibaia, São Paulo. A Rádio Observatório Pierre Kaufmann é uma instituição mantida e operada pela Universidade Presbiteriana Mackenzie por meio do Centro Mackenzie de Radioastronomia e Astrofísica (CRAAM) em colaboração com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Agradecemos gentilmente ao Guilherme Alaia por todo o apoio que dá à equipe do PELD CCM. Este estudo é parte do *Center for Research on Biodiversity Dynamics and Climate Change* financiado pela FAPESP. Agradeço também ao PROAP (Programa de Apoio à Pós-Graduação) CAPES que custeou diversos campos por meio de diárias. Também agradeço imensamente aos proprietários que, com a maior gentileza do mundo, abriram as portas de suas respectivas casas. Aqui vai os nomes: Sr. Rodrigo e Sr. Thomas do RPPN La figueira; Dona Maria Cristina do Sitio São Francisco; Sr. Célio de Joanópolis; Sr. Antônio da Fazenda Belanat, Sra. Dina; Sra. Dona Josivânia, Sr. José Roberto, Sr. Altair, Sr. Antônio João, Sra. Elizângela gestora do Parque Cantareira, Sra. Diva e Sr. Pauleto do Sitio Pauleto, Sr. Silas e Sra. Silvia do Sitio Caxambu e, por fim, ao Sr. Alexandre de Itaberaba.

Aos Tombos que levei

Dedico este trabalho aos tombos que levei.
Àqueles que todo mundo viu e riu,
E àqueles que ninguém viu, mas só eu senti na alma.
Dedico este trabalho aos tombos que levarei, que todo mundo verá e rirá, e aos que levarei e que ninguém verá, mas só eu sentirei na alma.

Mas, como já me levantei, estou me levantando e me levantarei sempre pronto para o próximo, pois foi nesse processo que virei quem eu sou, com peito cheio de orgulho.

Obrigado aos meus tombos.
Gnonlonfoun, F. K. J.

RESUMO

O processo de fragmentação e de perdas de vegetação nativa causados pelas atividades antrópicas vêm impactando severamente a biodiversidade, o que pode estar afetando severamente diversos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos associados. Desses processos, a chuva de sementes vem se destacando como o principal ponto de partida para a renovação natural da comunidade de plantas, contribuindo para a demografia, a variabilidade genética e a distribuição espaço-temporal das florestas tropicais. Entretanto, pouco se sabe sobre como as mudanças da paisagem afetam esse processo. Neste estudo, buscamos compreender como a composição e a configuração da paisagem afetam a riqueza e a abundância de sementes envolvidas no processo de chuva de sementes em fragmentos florestais na Mata Atlântica, considerando-se também as síndromes de dispersões dessas sementes. Para tanto, distribuímos coletores de sementes ao longo de gradientes da cobertura florestal, da quantidade de borda, da conectividade estrutural e da heterogeneidade florestal. Foram colocados 135 coletores de sementes em 27 paisagens, sendo 5 unidades amostrais por paisagem. Para desenvolvimento do estudo, foram realizadas as seguintes etapas: (i) coleta de chuva de sementes no campo; (ii) secagem, triagem e identificação das espécies em laboratório; (iii) tabulação dos dados; (iv) extração dos valores das métricas de paisagem em diferentes escalas espaciais (500 m, 1000 m, 1500 m, 2000 m e 5000 m). Foram realizadas amostragens durantes três meses consecutivos, entre os meses de junho e agosto 2022. Utilizamos uma abordagem de múltiplas hipóteses concorrentes com base no Critério de Informação de Akaike para a escolha do modelo mais parcimonioso. Foram coletados 38.449 diásporos em 245 espécies de 71 famílias. A riqueza e a abundância da comunidade de sementes, sendo elas zoocóricas ou anemo-autocóricas, responderam positivamente, com a heterogeneidade e com a quantidade de bordas, e negativamente, com a cobertura florestal e a conectividade. Esses resultados foram encontrados em diferentes escalas dependendo da métrica de paisagem considerada. Com isso, encontramos que a heterogeneidade e a quantidade de bordas, segundo os modelos analisados, podem ser fatores determinantes no processo de deposição de sementes, sendo importante em uma das etapas de restauração ecológicas. Nossos resultados podem contribuir para a elaboração de políticas públicas de restauração florestal em biomas como a Mata Atlântica.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem, fragmentação, regeneração florestal, dispersão de semente, Métricas de Paisagem.

Abstract

The process of fragmentation and loss of native vegetation caused by human activities has severely impacted biodiversity, which may be severely affecting several ecological processes and associated ecosystem services. Of these processes, seed rain has stood out as the main starting point for the natural renewal of the plant community, contributing to the demography, genetic variability and spatio-temporal distribution of tropical forests. However, little is known about how landscape changes affect this process. In this study, we seek to understand how the composition and configuration of the landscape affect the richness and abundance of seeds involved in the seed rain process in forest fragments in the Atlantic Forest, also considering the dispersion syndromes of these seeds. To this end, we distributed seed collectors along gradients of forest cover, edge quantity, structural connectivity and forest heterogeneity. 135 seed collectors were placed in 27 landscapes, with 5 sampling units per landscape. To develop the study, the following steps were carried out: (i) collection of seed rain in the field; (ii) drying, screening and identification of species in the laboratory; (iii) data tabulation; (iv) extraction of landscape metrics values at different spatial scales (500 m, 1000 m, 1500 m, 2000 m and 5000 m). Sampling was carried out during three consecutive months, between the months of June and August 2022. We used an approach with multiple competing hypotheses based on the Akaike Information Criterion to choose the most parsimonious model. 38,449 Diasporas were collected in 245 species from 71 families. The richness and abundance of the seed community, whether zoochoric or anemo-autochoric, responded positively, with heterogeneity and the number of edges, and negatively, with forest cover and connectivity. These results were found at different scales depending on the landscape metric considered. With this, we found that the heterogeneity and number of edges, according to the models analyzed, can be determining factors in the seed deposition process, being important in one of the ecological restoration stages. Our results can contribute to the development of public policies for forest restoration in biomes such as the Atlantic Forest.

Key-words: Landscape ecology, fragmentation, forest regeneration, seed dispersal, Landscape metrics.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 10
1.1 JUSTIFICATIVA 13
2. OBJETIVOS E PREDIÇÕES 15
2.1 HIPÓTESES 15
2.1.1 Efeito da cobertura florestal (%): 15
2.1.2 Efeito da Conectividade (ha): 15
2.1.3 Efeito da Quantidade de borda (metros): 16
2.1.4 Heterogeneidade 16
3. MATERIAL E MÉTODOS 19
3.1 ÁREAS DE ESTUDO 19
3.2 SELEÇÃO DAS PAISAGEM 21
3.2.1 Coleta dos dados biológicos: chuva de sementes 21
3.3 MÉTRICAS DE PAISAGEM 22
3.4 PORCENTAGEM DA COBERTURA FLORESTAL: 22
3.4.1 Conectividade estrutural 23
3.4.2 Quantidade de Borda 23
3.4.3 Heterogeneidade 24
3.4.4 Multi-escala de métricas de paisagem 24
3.5 ANÁLISES DOS DADOS 25
4. RESULTADO 27
5. DISCUSSÃO 38
6. CONCLUSÃO 42
7. REFERÊNCIAS 43
8. APÊNDICE 55

1. INTRODUÇÃO

As Florestas Tropicais são fisionomias naturais compostas por uma alta biodiversidade que desempenha funções ecossistêmicas importantes e essenciais para a manutenção e a estabilidade do ecossistema (Myers *et al*., 2000a; Pillay *et al*., 2022; Terborgh, 1992). Essas florestas vêm sofrendo constantes mudanças devido às ações antrópicas e a sua conversão em agricultura, pastagens e áreas urbanas, resultando em poucas paisagens compostas por matas primárias (Achard *et al.,* 2002; Sem*,* Ravikanth, 2022). Os processos de perda de vegetação natural e fragmentação florestal, em casos mais extremos, podem resultar na alteração de florestas contínuas para mosaico de manchas relativamente pequenas, em pouca quantidade, isoladas entre si e sujeitas aos efeitos de borda (Costa *et al*., 2018; Fahrig, 2003; Jesus et al., 2012a). A Mata Atlântica é um desses biomas que estão severamente ameaçados pelo processo de perda e fragmentação florestal (Paulo Pinto *et al*., 2006). É considerada um *hotspot* de Biodiversidade por manter alta riqueza taxonômica, alto nível de endemismo de espécies e sofrer um ritmo acelerado das consequências do Antropoceno (Moore, 2022; Myers *et al*., 2000b).

A Mata Atlântica se estendia originalmente sobre uma superfície de, aproximadamente, 1,5 milhões de km². Atualmente, resta algo em torno 16% e 28% dessa área, dependendo da fonte e da forma que são mapeados e quantificados os remanescentes (Rezende et al., 2018; Ribeiro *et al.*, 2009). A maioria dos remanescentes florestais estão distribuídos em fragmentos pequenos, isolados entre si e dispersos desproporcionalmente entre as regiões do limite original dessa floresta (Siqueira *et al*., 2021). Esses altos níveis de fragmentação e de perda florestal impactam negativamente a estrutura da paisagem e, consequentemente, diversos processos ecológicos associados. O resultado disso é o desencadeamento de processos que podem interferir na estabilidade das cadeias tróficas, na redução e no comprometimento de populações das espécies autóctones, na simplificação da variabilidade genética e nas mudanças demográficas (Arroyo-Rodriguez *et al*., 2017a; Chase *et al*., 2020; Lira *et al*., 2021).

A fim de auxiliar na autoperpetuação dessas florestas, seus processos naturais, ou mesmo os serviços ecossistêmicos prestados por elas, são usadas diversas técnicas para recuperar esses ecossistêmicos degradados. Dentro dessas estratégias, as interações ecológicas, como a dispersão de sementes, se destacam

como uma das mais importantes para a recuperação passiva das florestas (Herrera, 2002; Romanelli *et al*., 2022), pois, para as angiospermas, grupo predominante de plantas na Terra (Axelrod, 1952), sementes, diásporos ou propágulos representam a unidade fundamental para a reprodução das plantas *(Cain et al., 2000; Poschlod et al*., 2013). A dispersão de sementes em um habitat propício, seguida da persistência como banco de sementes, germinação como plântula e subsequente estabelecimento como planta, representam os processos ecológicos fundamentais que asseguram a manutenção dos ecossistemas tropicais (Howe; Smallwood, 1982a). Esses processos desempenham um papel crucial na preservação do fluxo gênico, na taxa de recrutamento, na renovação de espécies e, por conseguinte, na estrutura da comunidade florestal (Genes; Dirzo, 2022; Janzen, 1971). Em ambientes que sofreram alterações, o estabelecimento das sementes até seu desenvolvimento como plantas adultas pode garantir o futuro dessas comunidades *(Levine; Murrell, 2003; Rogers et al*., 2021). Porém, a dispersão de sementes e seu estabelecimento dependem das dinâmicas dos ecossistemas, tanto a síndrome de dispersão empregadas pelas plantas mães autóctones ou alóctones e dos filtros ambientais, como a disponibilidade e competição por recursos (Howe; Smallwood, 1982b). Embora existam relatos de outros meios de reprodução entre as plantas, como a reprodução vegetativa (Pan; Price, 2001), o recrutamento de sementes é seguramente a forma mais importante e eficiente na estruturação funcional dos ecossistemas, em particular nos florestais (Dirzo *et al*., 2014a; Webb; Peart, 2001).

Assim, a chuva de sementes, representa o conjunto de diásporos que pode chegar em uma área, sendo que essas sementes podem ter se originado localmente e/ou externamente à área. O primeiro preservaria a diversidade local, enquanto o segundo contribuiria para o enriquecimento de espécies (Arruda et al., 2018; da Silva et al., 2018). Esse processo é fundamental para a introdução de novos indivíduos pela colonização de novos sítios (Rogers *et al*., 2021; Soltani *et al.,* 2015), contribuindo assim na recuperação de espécies e fazendo com que espécies-alvo cheguem nas áreas de interesse (Hardesty; Parker, 2022). Esse processo de colonização representado pela chuva de sementes também pode atuar na promoção e no impulsionamento da riqueza de espécies, que é um aspecto muito importante das comunidades, e que pode ser considerado um recurso chave na resiliência das florestas e na recuperação de ecossistemas perturbados (Genes; Dirzo, 2022; Rogers *et al.,* 2021).

As síndromes de dispersão de semente podem ser classificadas como zoocóricas, anemocóricas e autocóricas (doravante anemo-autocóricas) que, respectivamente, correspondem àquelas que ocorrem por meio do transporte realizado pelos animais e àquelas que ocorrem pelo vento e pela gravidade. Dessa forma, as sementes dispersadas podem encontrar um lugar com condições ideais para a sua germinação, diminuindo em alguns casos a competição por recursos sob a árvore mãe ou a mortalidade por patógenos ou predação, aumentando assim a sua probabilidade de sobrevivência (Connell, 1971; Howe; Smallwood, 1982b; Janzen, 1970). Essas características fazem da dispersão zoocórica e anémo-autocoricas as principais responsáveis pela dispersão de mais de 90% das sementes na Mata Atlântica (Almeida-Neto et al., 2008; Emer *et al.,* 2018).

No entanto, existem outros fatores que também desempenham um papel crucial na chuva de sementes em nível de paisagem (Troll, 1939). Entre esses fatores, destacam-se os padrões de distribuição espacial das plantas e os atributos relacionados à fragmentação florestal (Do *et al.,* 2002). Isso inclui características como a similaridade na composição da vegetação entre as manchas florestais remanescentes e os ambientes circundantes, a extensão das manchas florestais adjacentes às manchas remanescentes, a conectividade estrutural ou funcional entre essas manchas, posição espacial em relação à borda da floresta e os tipos de matrizes antrópicas circundantes (Jakovac *et al*., 2021; Jesus *et al.,* 2012a). Essas mudanças na composição e estrutura da paisagem vêm afetando a ocorrência e a persistência de vetores de dispersão em contextos locais e regionais *(Jesus et al., 2012b; Villar et al*., 2019). Com isso, os processos espaciais podem ser determinantes na estruturação e na dinâmica de populações das comunidades (Collinge, 2010; San-José *et al*., 2019). Por essa razão, as paisagens degradadas da Mata Atlântica podem ter suas taxas de recuperação afetadas pela quantidade e a qualidade da chuva de sementes e pelas distâncias de fontes de sementes (Arroyo-Rodriguez *et al.,* 2017a; Oosterhoorn; Kappelle, 2000).

Embora muitos estudos relacionem os efeitos da estrutura da paisagem com a fauna ou mesmo com a flora (Leal *et al.,* 2012; Tabarelli *et al*., 2010; Ziegler *et al*., 2018), poucos estudos têm se dedicado a entender como a cobertura florestal (%), a conectividade estrutural, a quantidade de borda e a heterogeneidade afetam a riqueza e abundância de sementes oriundas de florestas neotropicais em um gradiente de fragmentação florestal (Medeiros *et al.*, 2019; Thierry *et al*., 2022). Para compreender

melhor como se dá esse processo, amostramos a chuva de sementes em fragmentos florestais de 27 paisagens e, com isso, buscamos compreender como mudanças na paisagem afetam os padrões ecológicos ligados diretamente com a resiliência e a restauração das florestas em contextos distintos de pressões antrópicas. Também levamos em consideração as síndromes de dispersão, avaliando de forma independente como a paisagem pode modular a chuva de sementes considerando suas síndromes.

1.1 Justificativa

Atividades antrópicas têm impactado severamente o meio ambiente, comprometendo as funções ecossistêmicas e levando a perda de processos ecológicos. O resultado disso é a perda de interações ecológicas importantes e insubstituíveis. Esses efeitos antrópicos variam de acordo com o ecossistema, afetando mais uns do que outros (Jiao, 2023). A Mata Atlântica é um exemplo de um ecossistema que tem sido intensamente explorado e que provê funções e serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da biodiversidade e da qualidade de vida da população humana. Diante disso, gerar conhecimento que nos permita entender um pouco mais o funcionamento da chuva de sementes é essencial nesse contexto. Isso nos permitirá manter eficientemente processos naturais que contribuem na mitigação dos impactos negativos sobre nossa biodiversidade e que se torna essencial no contexto do Antropoceno e ou do Capitaloceno (Johnson *et al*., 2017). Dentro desse aspecto, os processos de restauração passiva (que contam com a chuva de sementes) apresentam aspectos de recuperação natural com pouca interferência humana, sendo uma alternativa mais viável para a recuperação de ambientes degradados, como é o caso da Mata Atlântica. No entanto, esses processos são contexto-dependentes, e pouco se sabe sobre o efeito da paisagem e suas características sobre o funcionamento e qualidade da função ecossistêmica da chuva de sementes. Em nossa pesquisa, pretendemos entender o efeito das mudanças na paisagem sobre a dispersão de sementes, diminuindo assim a lacuna de conhecimento nessa área. Além disso, buscamos adequar a nossa proposta aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU), contribuindo, especificamente, com o objetivo número 15, que traz a proposta de “proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres,

gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade” (ONU Brasil, 2017).

Sabemos que florestas tropicais providenciam recursos essenciais para a manutenção das necessidades humanas básicas, e que essas podem variar do uso direto e indireto dos serviços ecossistêmicos, tais como aqueles que provêm alimentos e água, até bem-estar imaterial e espiritual. Dessa forma, compreender os processos que mantêm esses recursos (como a chuva de sementes) e a qualidade dos serviços prestados é importante para identificar maneiras de manter o seu uso sustentável, garantindo que se possa usufruí-lo ao longo das gerações.

2. OBJETIVOS E PREDIÇÕES

O objetivo deste estudo foi comparar as respostas das chuvas de sementes zoocóricas e não zoocóricas (Anemocóricas e Autocóricas) em relação às variações na composição e configuração da paisagem na região da Mata Atlântica. Para tanto, pretendemos responder especificamente à seguinte pergunta: Qual a contribuição relativa da cobertura florestal (%) em diferentes classes de sucessão secundária, da conectividade estrutural, da quantidade de borda(s) e da heterogeneidade da paisagem sobre a riqueza e a abundância de sementes e como isso afeta as diferentes síndromes, zoocóricas e não zoocóricas, de dispersão de sementes?

2.2 Hipóteses

2.2.1 Efeito da cobertura florestal (%):

Esperamos que a cobertura florestal apresente um efeito positivo na riqueza e na abundância de sementes, uma vez que Fahrig (2013), no seu estudo, repensa o efeito do tamanho e isolamento de fragmentos florestais, e chega a concluir que a cobertura florestal é positivamente relacionada à disponibilidade de recursos, o que aumenta o número de espécies de plantas florestais (Figura 1A). Esperamos ainda que as sementes zoocóricas apresentem um efeito positivo e que as não-zoocóricas apresentem o efeito contrário (Figura 2A) conforme as evidências empíricas descritas na literatura (Silva; Rodal, 2009).

2.2.2 Efeito da Conectividade (ha):

Similarmente ao esperado para cobertura florestal, também esperamos um efeito positivo da conectividade sobre a chuva de sementes, visto que a mobilidade e movimentação dos organismos acontece predominantemente entre os fragmentos mais próximos (Díaz Vélez *et al.,* 2015; Fahrig, 2013). Assim, quando dois fragmentos florestais estão conectados entre si, mais trocas biológicas ocorrem (Boyle *et al*., 2013) (Figuras 1B e 2B). Para as síndromes de dispersão, esperamos que as sementes zoocóricas apresentem um efeito positivo e que as não-zoocóricas apresentem o efeito contrário (Figura 2A) conforme as evidências empíricas descritas na literatura (Silva; Rodal, 2009).

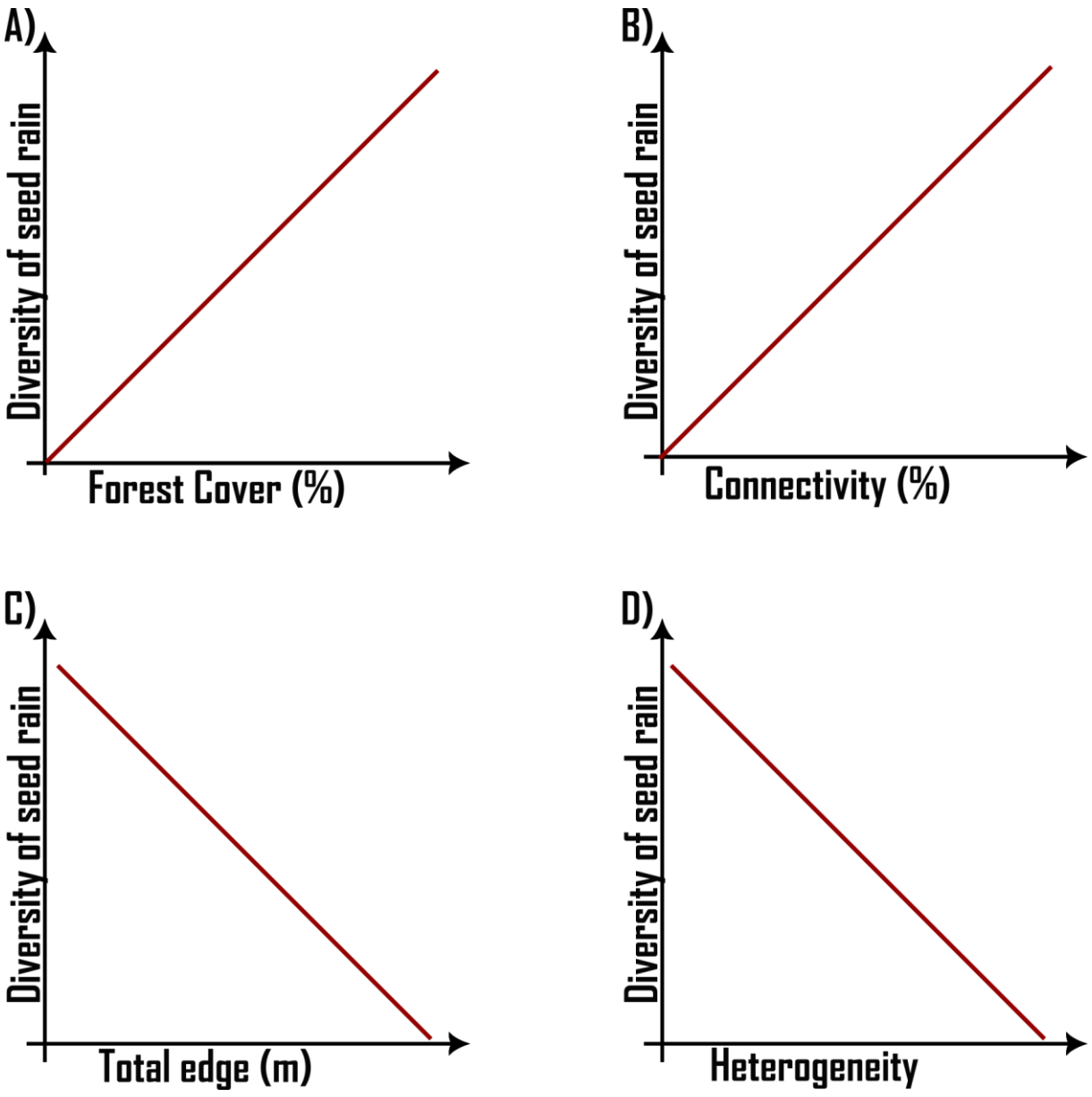
2.2.3 Efeito da Quantidade de borda (metros):

Esperamos que a quantidade de borda influencie negativamente a abundância e a riqueza de sementes. De acordo com Skole e Tucker (1993), a borda é uma zona de transição entre o ecossistema florestal e o adjacente, e, portanto, apresentam perdas líquidas de espécies, sejam elas vegetais ou animais (Fagan *et al.,* 1999) (Figura 1C e 2C). Portanto haverá menor fauna e menos vegetação, o que impactaria negativamente as síndromes de dispersão zoocória e anemocórica.

2.2.4 Heterogeneidade

Por fim, esperamos que a heterogeneidade apresente os mesmos padrões da quantidade de borda (Figura 1D e 2D).

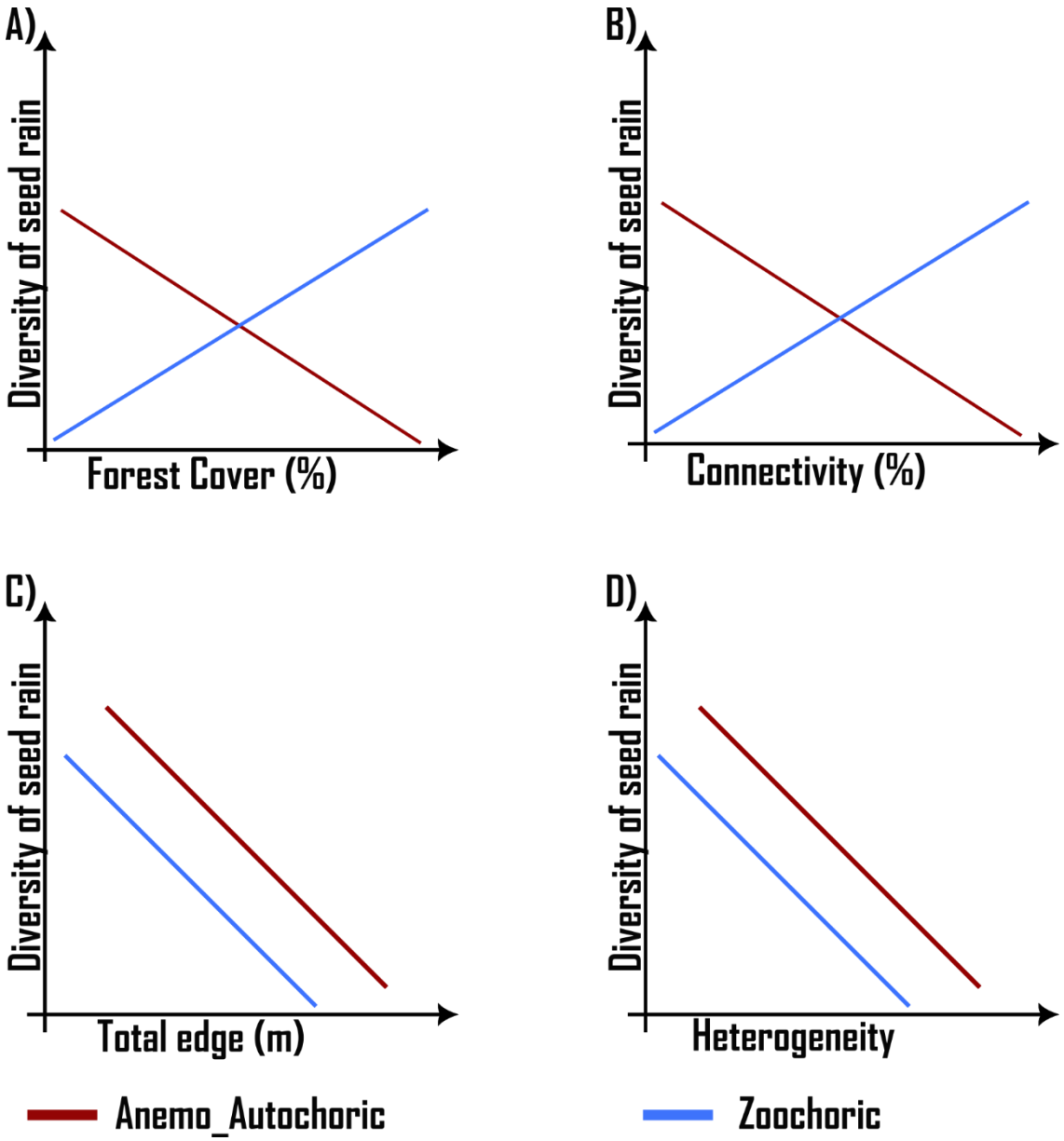
Figura 1 - Resultados esperados entre a riqueza e a abundância das espécies em detrimento da cobertura florestal (%).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Notas: (Figura 1A); da conectividade (Figura 1B); do total de borda (Figura 1C); e da heterogeneidade (Figura 1D). O termo diversidade se refere à riqueza e à abundância.

Figura 2 - Relações esperadas entre as chuvas de sementes por diferentes síndromes em função da cobertura florestal (%)



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Notas: (Figura 1A); da conectividade (Figura 1B); do total de borda (Figura 1C); e da heterogeneidade (Figura 1D).

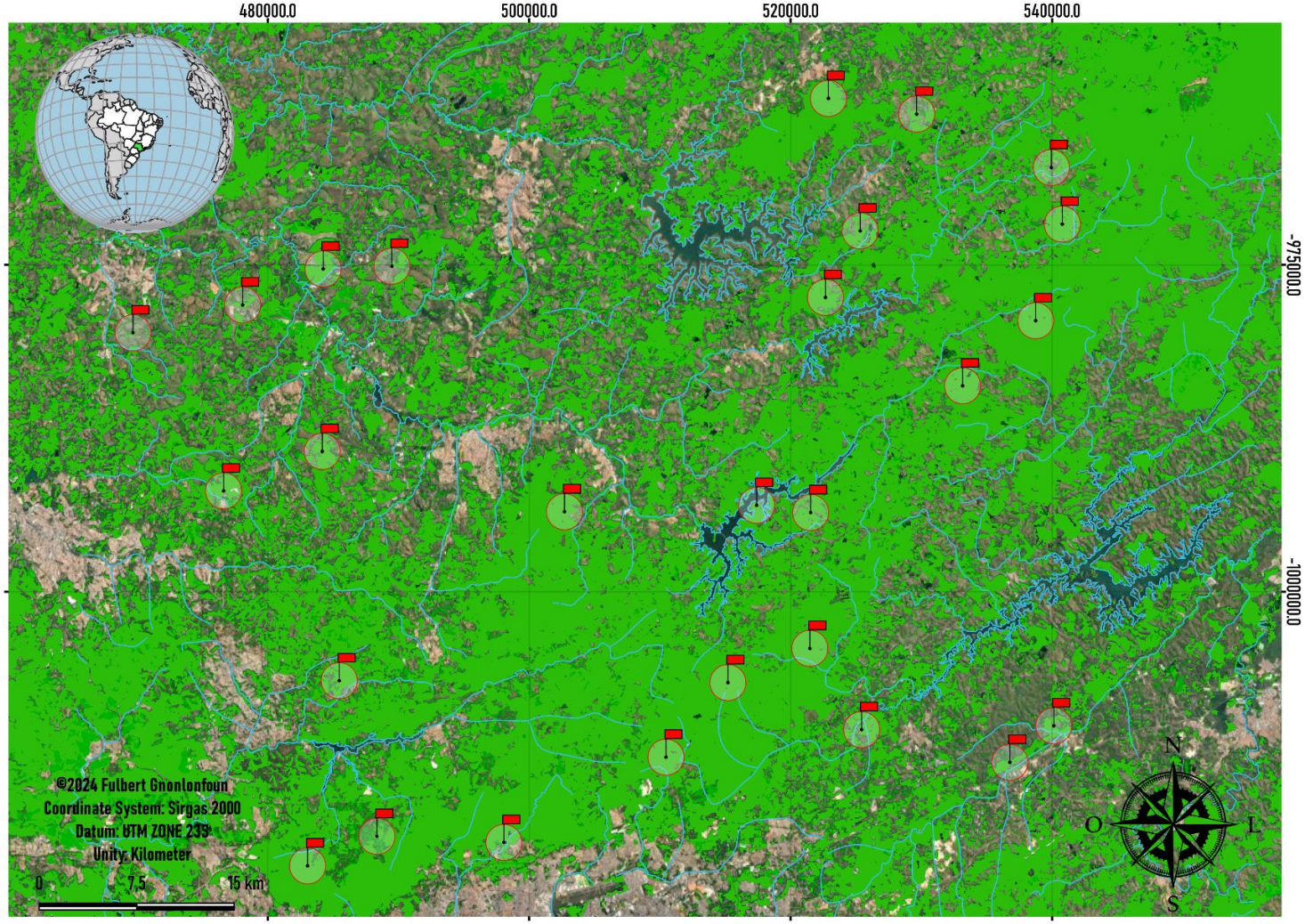
3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Áreas de estudo

A área de estudo está localizada na região noroeste do estado de São Paulo, no bioma Mata Atlântica, e está distribuída em 42 municípios do estado de São Paulo, Brasil (Figura 3). Essa região compreende duas grandes manchas de vegetação nativa contínua, conectadas por corredores ecológicos, presentes nas Serras de Cantareira e da Mantiqueira e compostos pelos Parque Estadual da Cantareira (núcleos: Pedra Grande, Águas Claras, Cabo Sul e Engordadouro), Parque Estadual do Itapetinga, Parque Estadual do Itaberaba e o Monumento Natural Estadual da Pedra Grande (Rodrigues *et al.,* 2008).

Essa área é considerada como uma floresta semidecídua, mas sua fitofisionomia pode mudar para uma floresta ombrófila densa ou uma floresta ripária (Velodo, 1991). Em nossa área de estudo, os fragmentos são compostos por remanescente de floresta secundária imersos principalmente em matrizes de agricultura, pastagem, mineração, corpos e cursos d'água e áreas urbanas (Figura 3). Algumas dessas áreas estão abandonadas, em processo natural de regeneração (Barros *et al.,* 2019). Além disso, apresenta um relevo montanhoso com altitude de 600 a 2000m e temperaturas médias variando entre 8,6°C a 29,5°C, sendo o inverno frio e seco e o verão quente e úmido. A pluviosidade média anual na região é de 1500 mm (Oliveira-Filho; Fontes, 2000). A região de estudo faz parte da pesquisa Ecológica de Longa Duração do Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM) onde diversos estudos sobre efeitos da paisagem e das variáveis ambientas vem sendo desenvolvido desde 2014.

Figura 3 - Localização: Área de estudo com 27 *buffers* que foram distribuídas ao longo do gradiente das coberturas florestais no Corredor Ecológico Cantareira – Mantiqueira na Mata Atlântica.



Fonte: Google 2023; IBGE (2023).

3.2 Seleção das Paisagens

Selecionamos 27 paisagens amostrais utilizando um raio 2km para selecionar e calcular a quantidade (%) de floresta, de modo que fosse garantido um gradiente de 5% a 100%. As paisagens apresentaram, entre elas, uma distância mínima de 2km (Figura 3). Essa seleção permitiu também garantir variação das outras métricas de paisagem utilizadas (ver abaixo).

3.3 Coleta dos dados biológicos: chuva de sementes

Para amostrar as sementes, instalamos cinco coletores de tela mosquiteiro branca em polietileno de alta densidade de 1,25m² e malha trançada de 0,14 x 0,16mm no centro de cada paisagem. Os coletores foram dispostos aleatoriamente a uma distância de 50m um do outro e a uma altura de 1,5m do chão para evitar a predação das sementes (Figura 4) (Gratzer *et al*., 2022). As coletas foram realizadas mensalmente por três meses consecutivos entre junho e setembro de 2022. Após cada coleta, secamos as amostras em estufa de esterilização e secagem com Renovação e/ou Circulação de Ar, modelo MA033/1 de 27 litros, por 48 horas a 65°C (Bacarin, 2002). Essas amostras foram triadas, quantificadas e identificadas no seu menor nível taxonômico possível. Para tal usamos materiais de referências de identificação de semente (Barroso *et al.,* 2004; Brancalion, 2016; Kuhlmann; Fagg, 2018). Também contamos com o apoio de uma coleção de referência disponível no Laboratório de Ecologia de Aves (LECAVE), coordenado pelo Prof. Dr. Marco Aurelio Pizo Ferreira (UNESP) (Chase *et al.,* 2016).

Figura 4 - Representação da disposição dos coletores de sementes em campo.

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

3.4 Métricas de Paisagem

Selecionamos quatro métricas de paisagem, sendo duas de composição (cobertura florestal e heterogeneidade) e duas de configuração (conectividade e quantidade de borda). As métricas de composição nos indicam quais e como se apresentam as unidades da paisagem, enquanto as de configuração quantificam o arranjo espacial dessas unidades e como eles estão distribuídos entre si (Casimiro, 2009; Metzeger, 2004). Essas métricas nos ajudam a quantificar nossas variáveis, possibilitando a interpretação dos fatores que afetam a dispersão de sementes na Mata Atlântica. Para o cálculo dessas métricas, usamos o pacote "*Landscape Metrics for Categorical Map Patterns*" (descrição detalhada das fórmulas e métodos de cálculo das métricas apresentadas, consultar: https://rspatialecology.github.io/landscapemetrics/) (Maximilian; Hesselbarth, 2023)

3.4.1 Porcentagem da cobertura florestal (lsm_c_pland)

A cobertura florestal representa a medida de qualidade das florestas e se mostra essencial na conservação da biodiversidade *(Borda-Niño et al., 2020; Townshend et al.*, 2012). Empregamos essa métrica para inferir as consequências da quantidade de cobertura vegetal sobre a deposição de sementes. Ela é medida calculando a porcentagem da paisagem pertencente a uma determinada área. Sendo uma métrica de composição, ela representa a soma de área (m²) de todas as manchas da nossa

classe de interesse que é dividida pela área total da nossa paisagem (m²) multiplicado por 100, usando a seguinte fórmula:

$$\boldsymbol{Cpland} = \left(\frac{\sum_{j=1}^{n} \boldsymbol{a}_{ij}^{core}}{\boldsymbol{A}}\right) * \mathbf{100}$$

Aqui, $\boldsymbol{a}_{ij}^{core}$ é o tamanho área classe de interesse em m² e $\boldsymbol{A}$ representa a área total da paisagem (Maximilian; Hesselbarth, 2023)

3.4.2 Conectividade estrutural (lsm_c_cohesion)

Representa as medidas de capacidade da paisagem a facilitar os fluxos biológicos entre as manchas de habitat e está relacionada com a (re)colonização e efeitos de resgate (Fahrig; Merriam, 1985). Sendo uma métrica de configuração, ela depende principalmente da densidade, da proximidade ou percolação e das permeabilidades das estruturas da paisagem (Metzeger, 2004). A fórmula para calcular essa métrica é:

$$\boldsymbol{cohesion} = \mathbf{1} - \left(\frac{\sum_{j=1}^{n} \boldsymbol{p}_{ij}}{\sum_{j=1}^{n} \boldsymbol{p}_{ij}\sqrt{\boldsymbol{a}_{ij}}}\right) * \left(\mathbf{1} - \frac{\mathbf{1}}{\sqrt{\boldsymbol{Z}}}\right)^{-1} * \mathbf{100}$$

Aqui, $\boldsymbol{p}_{ij}$ representa o perímetro em metro; $\boldsymbol{a}_{ij}$ representa a área em m²; e o $\boldsymbol{Z}$ é o número de célula, todos multiplicados por 100 (valor em porcentagem) (Maximilian; Hesselbarth, 2023). Empregamos essa métrica para medir a influência da conectividade e, consequentemente, do isolamento de fragmentos florestais sobre a diversidade de sementes que chegam ali.

3.4.3 Quantidade de Borda (lsm_l_te)

Representa uma das características estruturais chave, pois mede o comprimento total de todas as arestas na paisagem. Sendo uma métrica de configuração, ela é importante porque permite estimar a proporção do fragmento submetido aos “efeitos de bordas”. Ela quantifica o habitat florestal transicional entre o ecossistema florestal e o adjacente, onde normalmente há uma transição abrupta de condições microclimáticas e bióticas (Arroyo-Rodriguez *et al*., 2017b; Metzeger, 2004). Essa métrica está relacionada à somatória dos perímetros de borda. Assim, uma paisagem

altamente fragmentada terá um alto valor de quantidade de borda. Ela se torna necessária para investigar quanto a quantidade de bordas influencia a chuva de sementes na Mata Atlântica. A fórmula para calcula essa métrica é:

$$\boldsymbol{TE} = \sum_{\boldsymbol{k=i}}^{\boldsymbol{m}} \boldsymbol{e_{ik}}$$

Aqui, $\boldsymbol{e_{ik}}$ representa o comprimento da borda em metros (Maximilian; Hesselbarth, 2023).

3.4.4 Heterogeneidade da paisagem (lsm_l_shdi)

Representando outras características estruturais chave, ela representa o índice de diversidade Shannon. Sendo uma métrica de composição, ela mede a variação qualitativa ou quantitativa dos elementos da paisagem, quantificando o número de classe de elementos estruturais presente em função de sua área na paisagem (Fahrig *et al.,* 2011; Tonetti *et al.*, 2023). Aqui, ela foi empregada para medir a influência da heterogeneidade da paisagem sobre a chuva de sementes na Mata Atlântica. A fórmula para calcular essa métrica é:

$$\boldsymbol{SHDI} = -\sum_{\boldsymbol{i=1}}^{\boldsymbol{m}} (\boldsymbol{Pi} * \ln \boldsymbol{Pi})$$

Aqui, $\boldsymbol{Pi}$ representa a proporção de classe $\boldsymbol{i}$ (Maximilian; Hesselbarth, 2023).

3.4.5 Multi-escala de métricas de paisagem

As métricas escolhidas foram calculadas em uma abordagem multi-escala e, portanto, foram considerados os seguintes raios: 500 m, 1k m, 1,5 km, 2 km e 5 km. Essas distâncias correspondem ao raio em torno dos centroides das 27 paisagens. Nós escolhemos essas escalas em função das diferentes síndromes de dispersão de semente para cobrir as possíveis distancia que as sementes podem ser dispersadas pelo vento ou pelos animais (Vander; Wall, 1992). Também para avaliar como as diferentes escalas podem contribuir para explicar as variáveis respostas.

Todas as métricas da paisagem foram calculadas usando a mapa base da Coleção 8 do MapBiomas, em uma resolução espacial de 30 m por *pixels* com uma escala de até 1:5.000 do território brasileiro referente ao ano de 2022 (Souza *et al*., 2020). Analisamos os dados no *software* R, versão 3.3.0 (R *Development Core Team* 2020). A descrição dos índices da paisagem calculados foi resumida no quadro 1.

Quadro 1 - Descrição dos índices da paisagem

índices da Paisagem	**Abreviação**	**Descrição**	**Direção**	**Unidade**
Cobertura florestal	*lsm_c_pland*	Porcentagem de cada classe na paisagem (Classe 3)	8	Porcentagem (0 a 100)
Conectividade	*lsm_c_cohesion*	Avaliar se fragmentos estão agregados ou isolados	8	Porcentagem (0 a 100)
Quantidade de Borda	*lsm_l_te*	Borda total	_	metro
Heterogeneidade	*lsm_l_shdi*	Índice de diversidade de Shannon da paisagem (métrica de diversidade)	_	_

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

3.5 Análises dos dados

Utilizamos uma abordagem por modelos concorrentes para avaliar a contribuição relativa a cada variável de paisagem (cobertura florestal, conectividade, quantidade de borda e a heterogeneidade) ao explicar a riqueza e abundância de sementes. Para cada variável resposta (dados biológicos) e para cada variável explanatória (métricas de paisagem) foram construídos Modelos Lineares Generalizados (GLM) (Nelder; Wedderburn, 1972; Turkman, 2020). Entretanto, para garantir que os modelos fossem os mais adequados, implementamos também alguns modelos não lineares, como o do tipo Modelo Aditivo Generalizado (GAM) que usa funções para suavizar a reta das interações entres as variáveis (Hastie; Tibshirani, 1986; Marmolejo-Ramos *et al.*, 2023). Também, usamos os Modelos Lineares Piece-wise para identificar possíveis limiares que pudessem evidenciar os pontos de interrupção bruscos, onde há duas relações lineares diferentes em uma reta (Leenaerts; Van Bokhoven, 1998).

Utilizamos os coeficientes de correlação de Pearson para entender como as diferentes métricas da paisagem se correlacionam, sendo eliminadas variáveis explanatórias altamente correlacionadas (*i.e.* R de Pearson >0,7). Avaliamos também

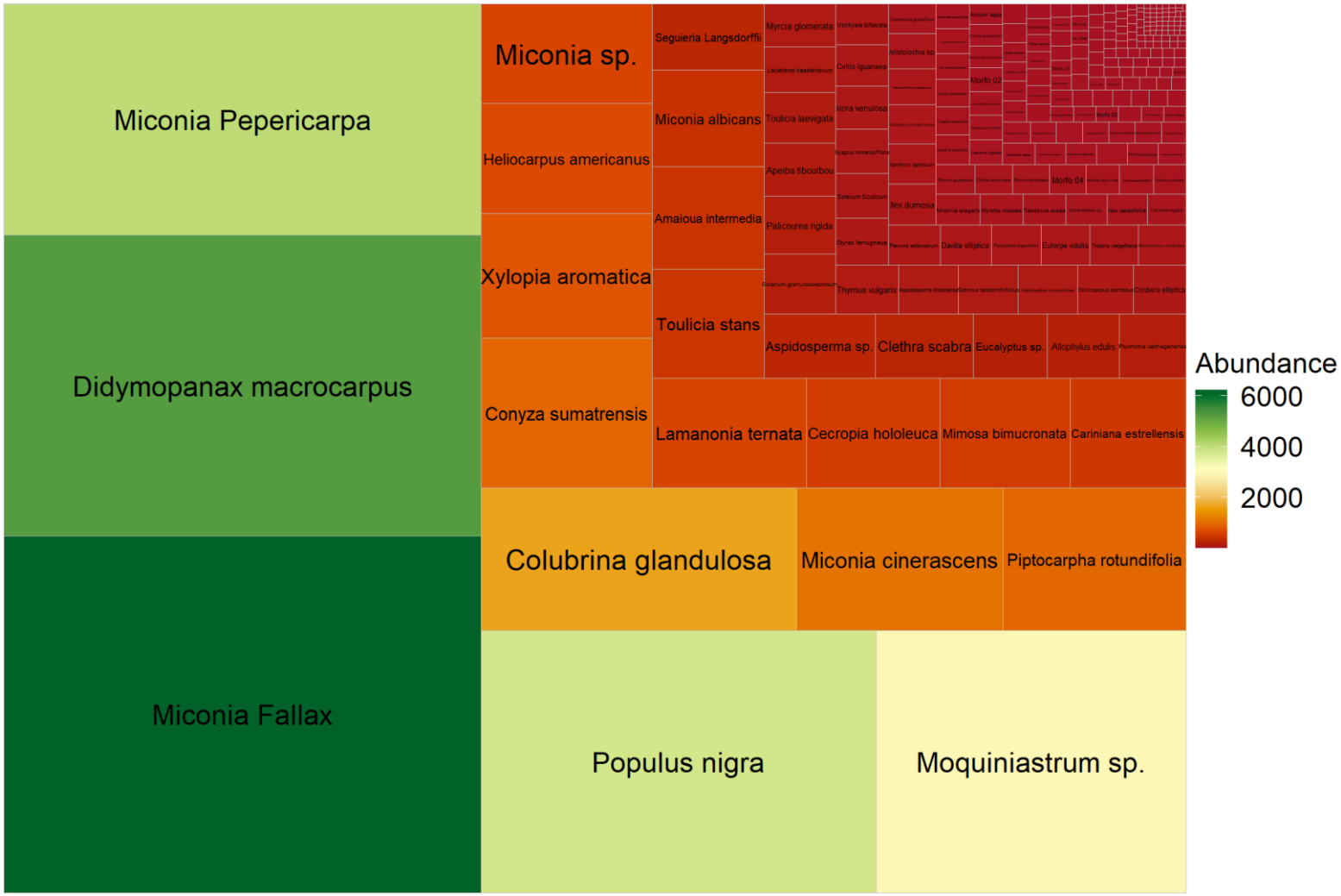
a significância de cada variável comparando por teste de razão de verossimilhança e escolhemos o modelo mais parcimonioso (Queen; Gerry; Keough, 2002). Para cada variável resposta, usamos a abordagem de múltiplas hipóteses concorrentes. Assim, para cada modelo, nós calculamos os critérios de informação de *Akaike (AICc)* em diferentes escalas, o que nos permitiu escolher o modelo com o maior peso *AICw* que pode ser considerado como o modelo de escala mais plausível (Kenneth; David, 1998). Além disso, empregamos as análises de razão da taxa de incidência (do inglês, *Incidence Rate Ratios* - *IRR*) que indicam a mudança percentual na taxa de incidência da variável de resposta, associada a um aumento unitário na variável preditora e auxiliar na comparação dos efeitos de ajustes de diferentes modelos (Hoffmann et al., 2008; Wilson, 2022). Realizamos as análises no *software* R, versão 3.3.0 (R *Development Core Team* 2020).

4. RESULTADO

4.2 Composição da comunidade

Registramos um total de **38.499** diásporos nos coletores. Foram identificadas **245** morfoespécies individualizadas, destas, 230 (94%) a nível de espécie e **71** famílias botânicas. *Miconia fallax*, *Didymopanax macrocarpus*, *Miconia pepericarpas*, *Populus nigra* e *Moquinatrum sp.* foram as cincos espécies mais comuns encontradas em nossa paisagem, representando mais de 50% de toda a abundância das espécies (Figura 5). As síndromes de dispersão mais frequentes foram as zoocóricas (59%), seguidas das anemo-autocóricas (41%).

Figura 5 - Representação das espécies mais abundantes nas redes de chuva de sementes ao longo do corredor Cantareira-Mantiqueira, no estado de São Paulo e de Minas Gerais, Brasil. O tamanho do retângulo corresponde a abundancia das espécies



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

4.3 Efeito das métricas de paisagem sobre chuva de sementes

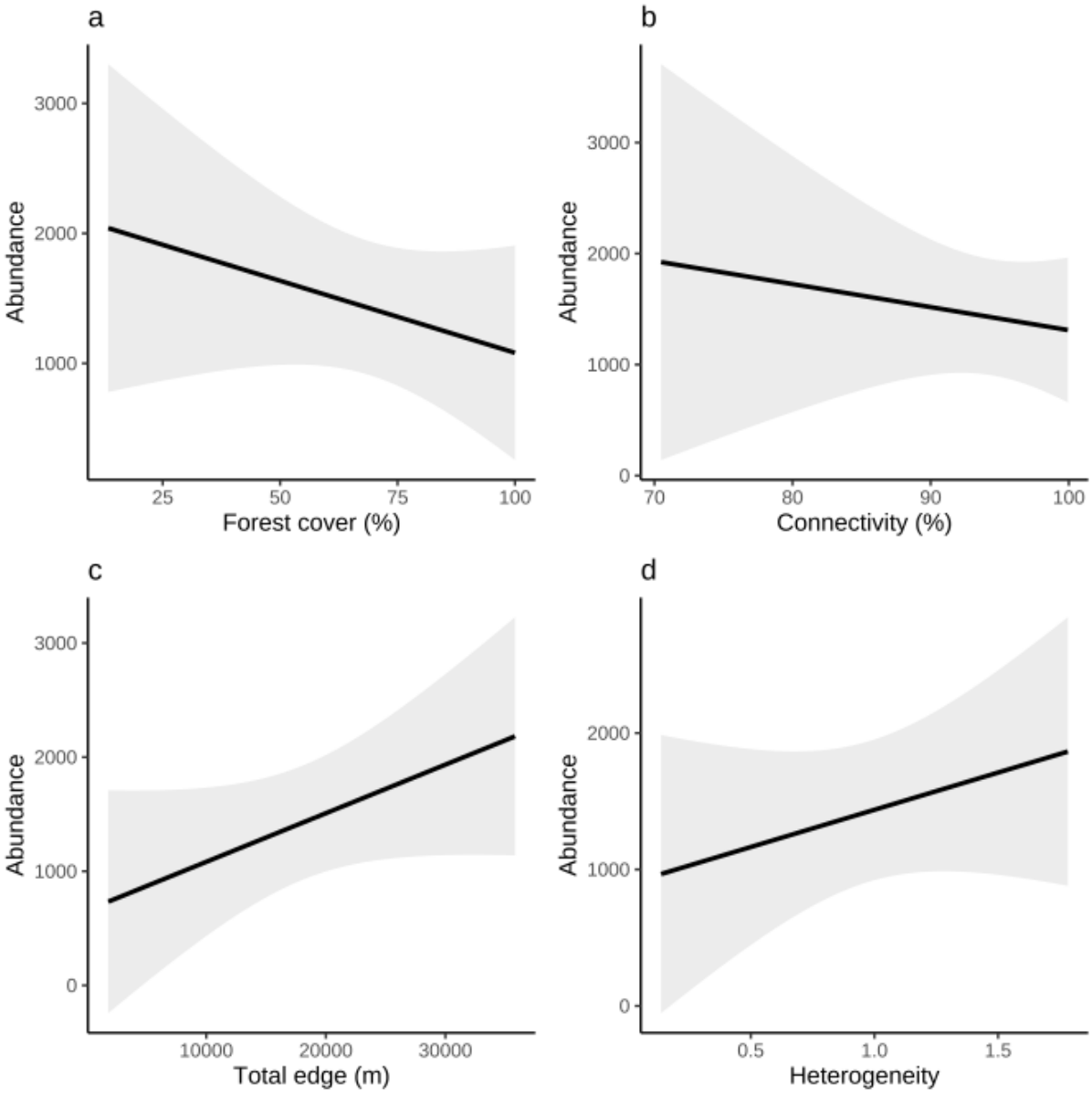
A riqueza e a abundância das espécies foram negativamente influenciadas pela cobertura florestal (zvalue = -37.65, pvalue < 0.001; zvalue = -3.239, pvalue < 0.001 respectivamente) e conectividade estrutural (zvalue = -79.85, pvalue < 0.001; zvalue = -4.888, pvalue<0.001, respectivamente). Enquanto a abundância, a riqueza da quantidade de borda (zvalue = 56.33, pvalue <0.001; zvalue = 2.844, pvalue <0.001 respectivamente) e a heterogeneidade foram afetadas positivamente (zvalue = 36.85, pvalue < 0.001; zvalue = 2.939, pvalue <0.001, respectivamente) (Figura 7 e 8).

A riqueza e a abundância de sementes também variaram em resposta às variáveis da paisagem dependendo da síndrome de dispersão da espécie. Essas variáveis dependentes foram afetadas negativamente pela cobertura florestal e conectividade e foram positivamente correlacionadas com a quantidade de borda e a heterogeneidade (Figura 9 e 10).

Com as análises de razão da taxa de incidência dos nossos modelos, confirmamos de fato que as variáveis preditoras, como a cobertura florestal na sua escala de 5km, a quantidade de bordas na escala de 1km, conectividade na escala de 500m e a heterogeneidade na escala de 5 km, são as variáveis que afetam significativamente a riqueza (todas com zvalue > 1.96 e com os p<0,001) (Figura 11, Tabela 1). Além disso, mesmo com as síndromes não se diferenciando significativamente uma da outra com relação à riqueza, observamos que há uma forte interação entre elas quando são correlacionadas à quantidade de borda (Figuras10 e 11, a Tabela 1). Vale ressaltar aqui que as síndromes anemo-autocóricas foram as mais ricas e que a heterogeneidade teve maior força de efeito em sua riqueza.

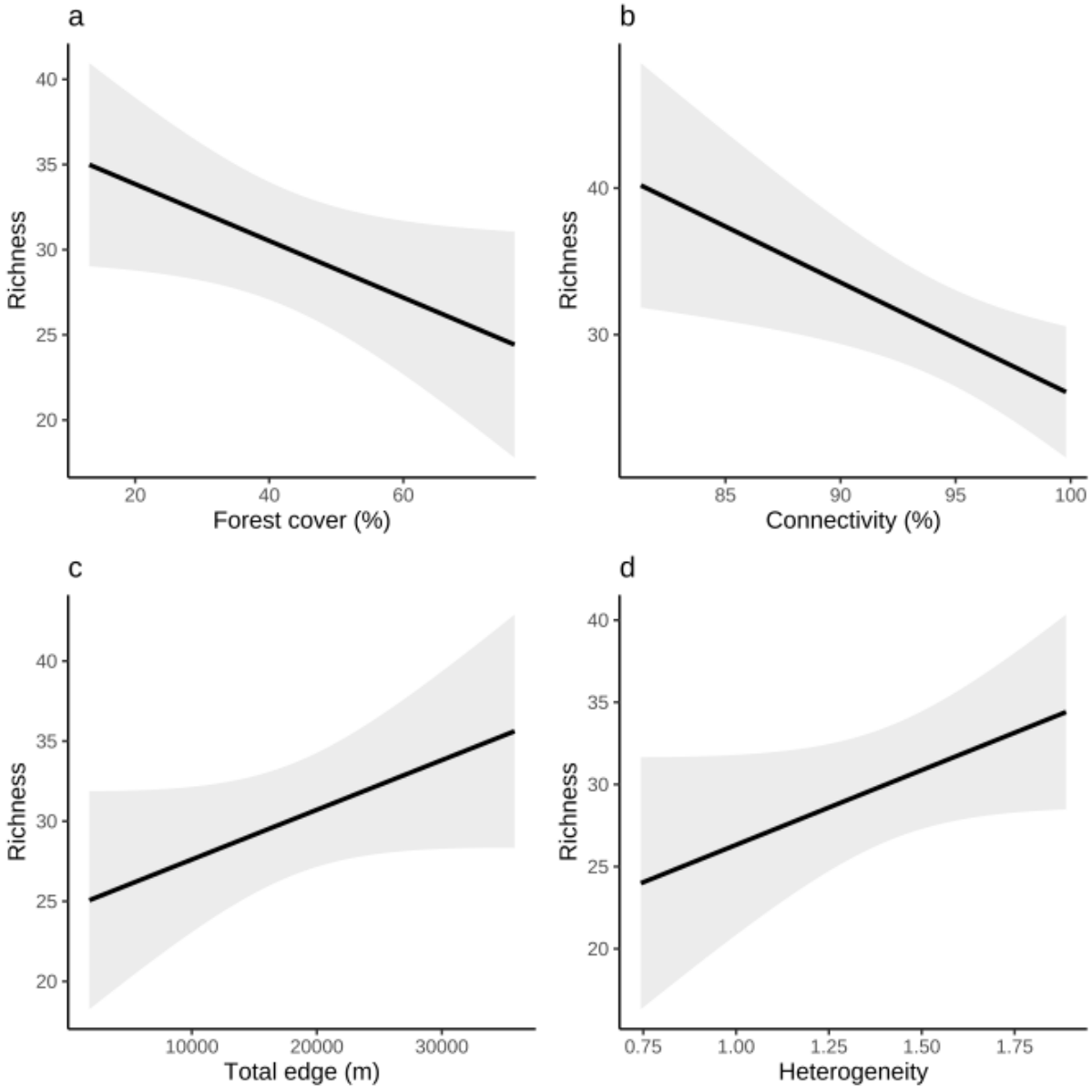
Para a abundância, a razão da taxa de incidência se correlacionou, significativamente, às síndromes, juntas ou separadas, na cobertura florestal e na conectividade nas escalas de 500 m; e na quantidade de borda e na heterogeneidade na escala de 1 km (Figura 9 e Tabela 2). Além disso, observamos que as síndromes zoocóricas são influenciadas de forma mais intensa pela cobertura florestal e pela conectividade, ocasionando um decaimento rápido da reta; porém, quando se trata das síndromes anemo-autocóricas, presenciamos um decaimento de forma mais suave (Figura 9 e Tabela 2). Vale ressaltar aqui também que as síndromes zoocóricas foram as mais abundantes e que a heterogeneidade teve a maior força de efeito com a abundância.

Figura 6 - Relação entre a abundância de espécies da chuva de sementes e as métricas de paisagem do projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM), localizado em São Paulo, Brasil.



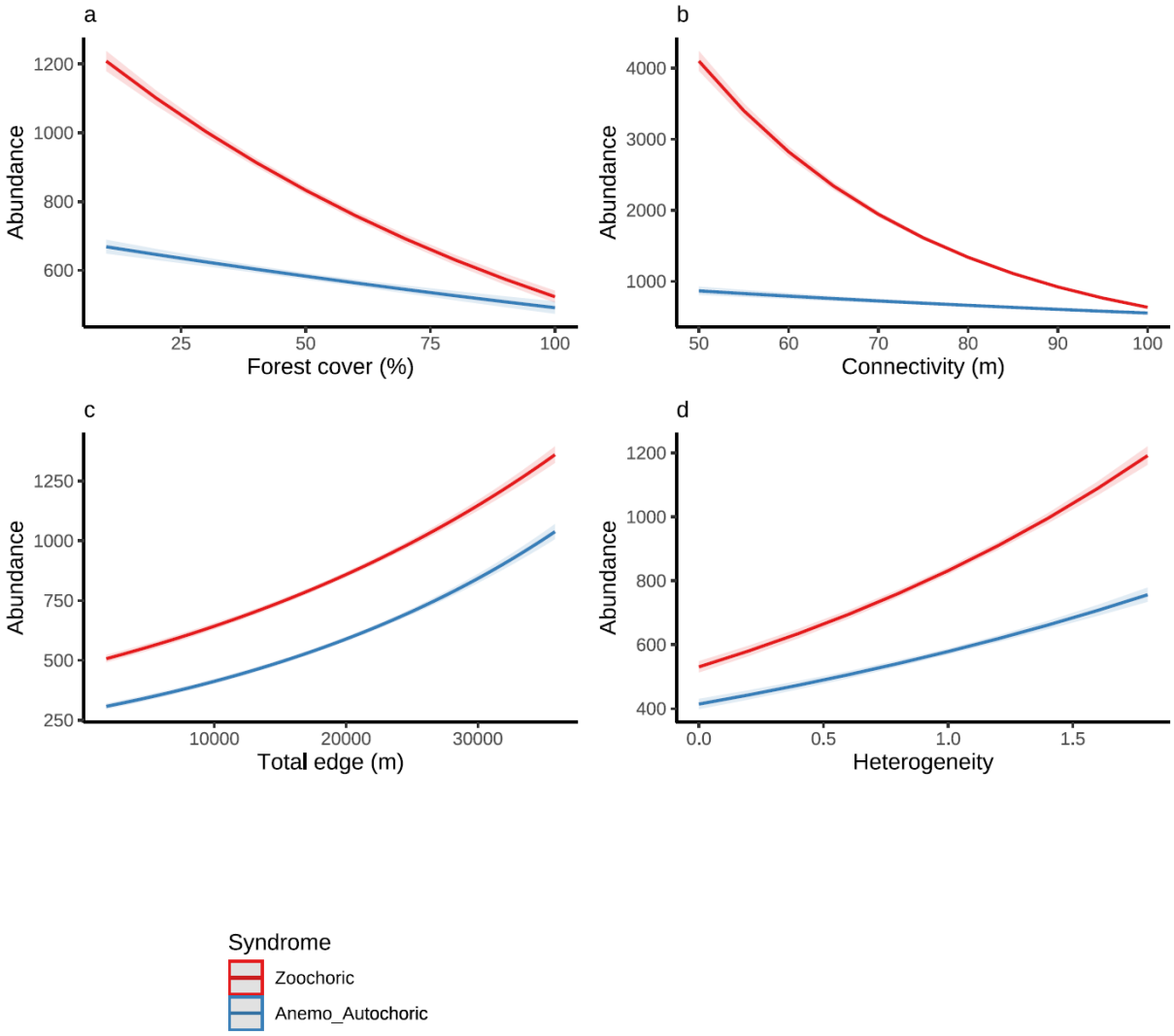
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 7 - Relação entre a riqueza de espécies da chuva de sementes e as métricas de paisagem no projeto Pesquisa Ecológico de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiquera (PELD CCM), São Paulo, Brasil.



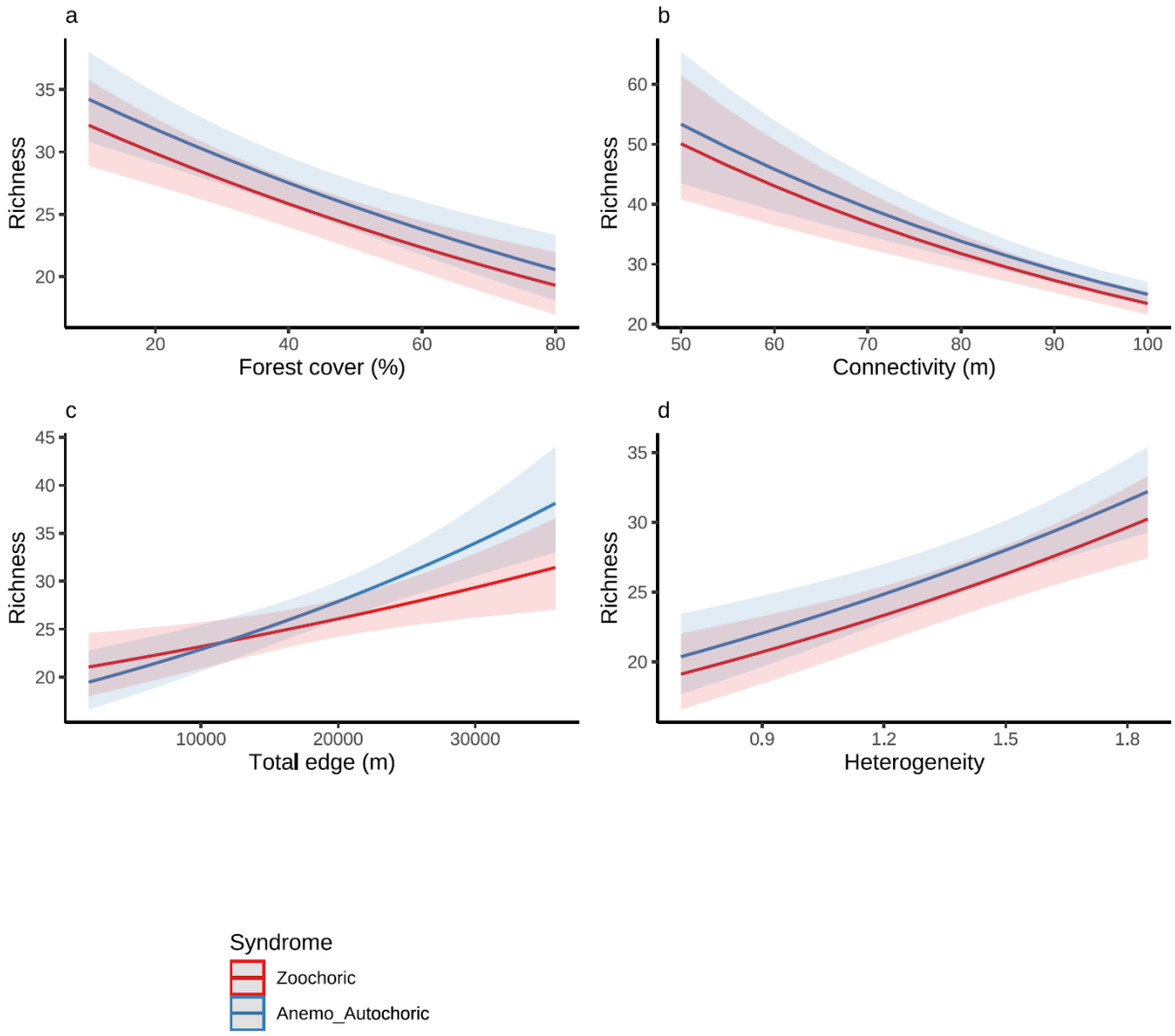
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 8 - Relação entre a abundância por síndrome de dispersão de chuva de semente e as métricas de paisagem no projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM), São Paulo, Brasil.



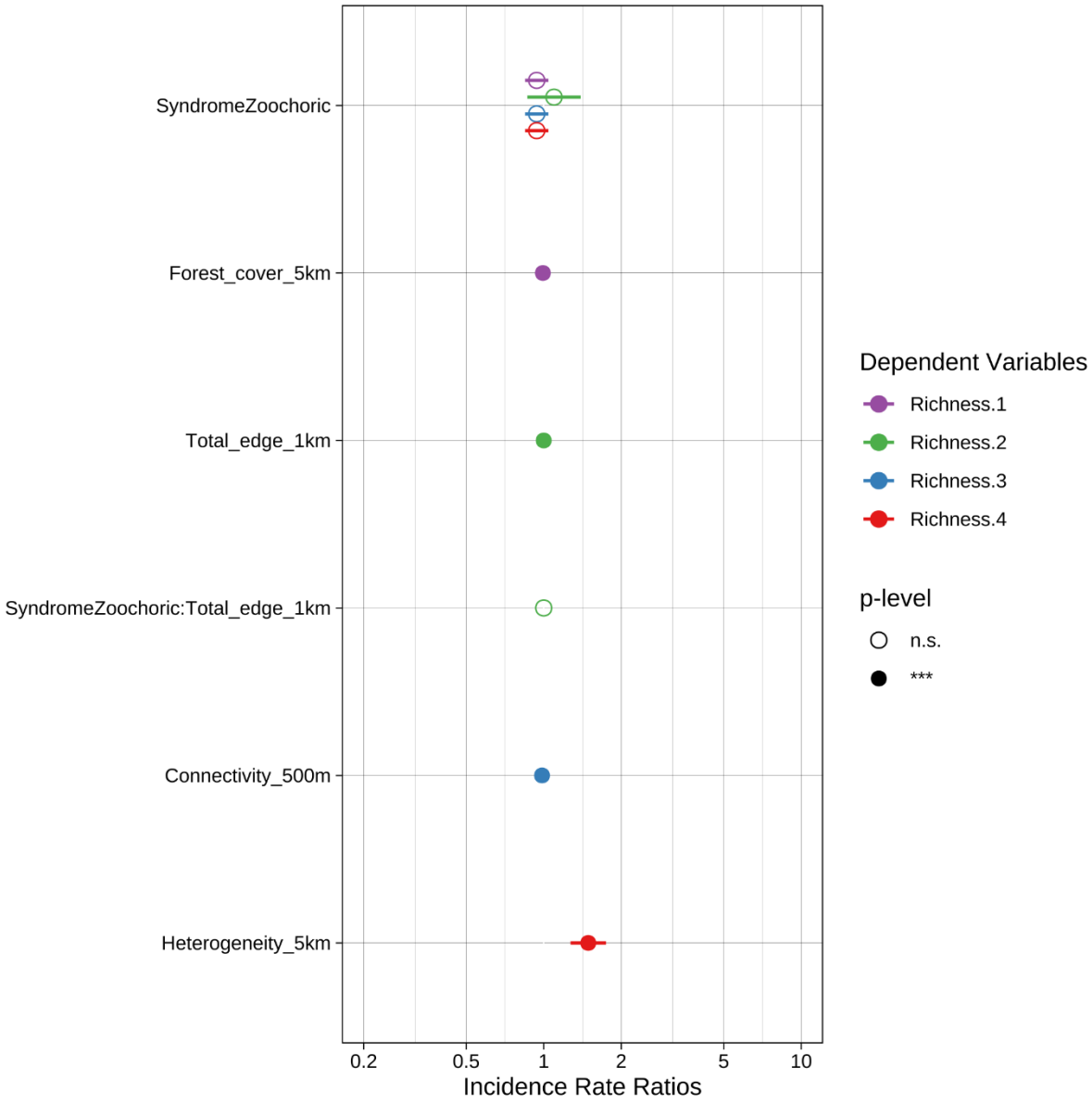
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 9 - Relação entre a riqueza por síndrome de dispersão de chuva de semente e as métricas de paisagem no Projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM), São Paulo, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 10 - Razão da taxa de incidência com os valores de p decorrentes dos modelos das variáveis respostas em função da riqueza em paisagens das espécies de sementes encontrados nas redes de chuva de sementes no Projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM), São Paulo, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

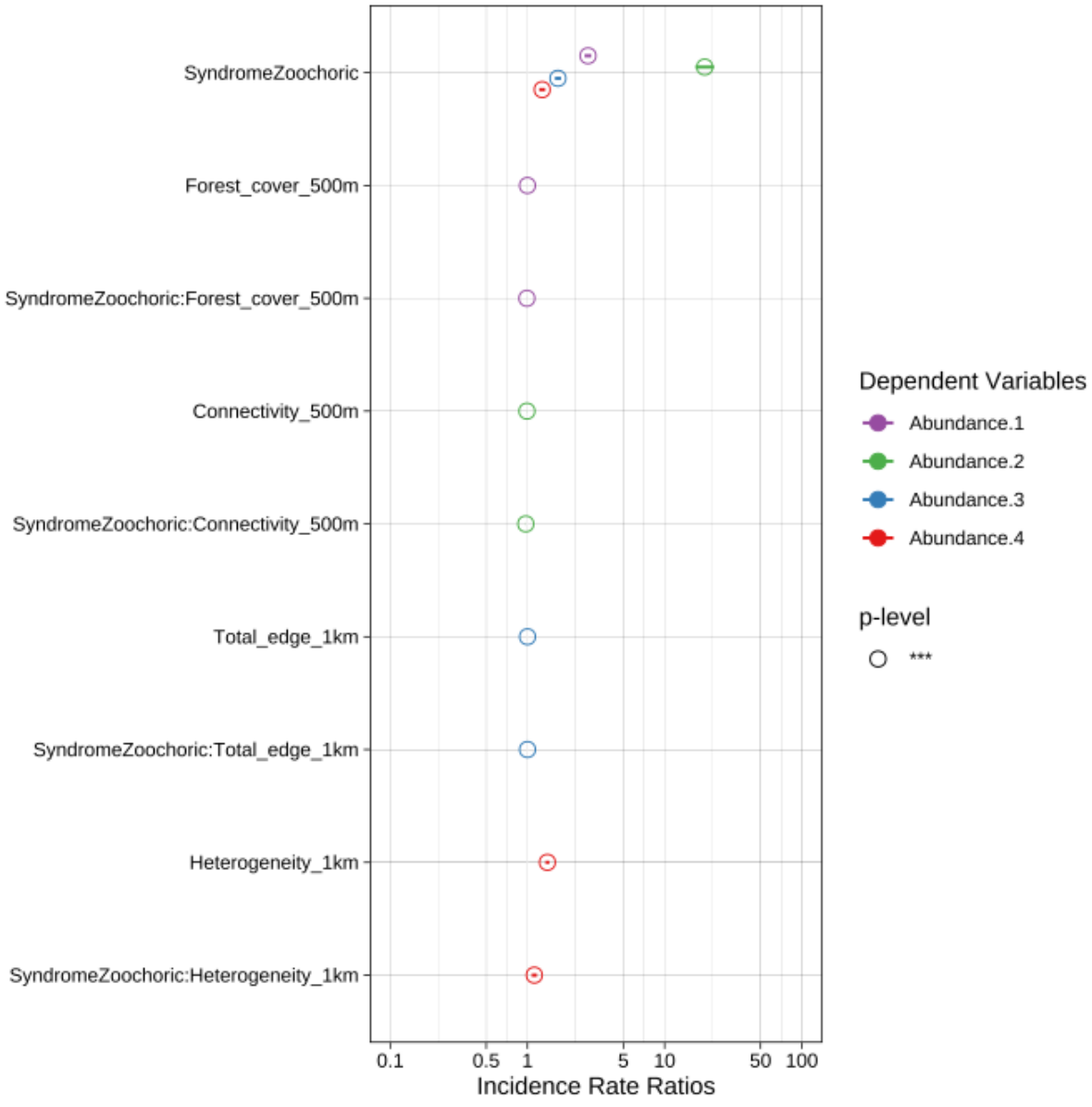
Tabela 1 - Resultado de razão da taxa de incidência com os valores de p, os valores de R^2 de Nagelkerke, e o número de observações decorrentes dos modelos das variáveis respostas em função da riqueza em paisagens das espécies de sementes encontrados no Projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM), São Paulo, Brasil.

	Richness		**Richness**		**Richness**		**Richness**	
Predictors	*Incidence Rate Ratios*	*p*	*Incidence Rate Ratios*	*p*	*Incidence Rate Ratios*	*p*	*Incidence Rate Ratios*	*p*
(Intercept)	36.82 *** (32.47 – 41.68)	**<0.001**	18.81 *** (15.83 – 22.22)	**<0.001**	113.96 *** (74.32 – 171.11)	**<0.001**	15.41 *** (12.07 – 19.58)	**<0.001**
Syndrome [Zoochoric]	0.94 (0.85 – 1.04)	0.234	1.10 (0.86 – 1.39)	0.449	0.94 (0.85 – 1.04)	0.234	0.94 (0.85 – 1.04)	0.234
Forest cover 5km	0.99 *** (0.99 – 1.00)	**<0.001**						
Total edge 1km			1.00 *** (1.00 – 1.00)	**<0.001**				
Syndrome [Zoochoric] × Total edge 1km			1.00 (1.00 – 1.00)	0.157				
Connectivity 500m					0.98 *** (0.98 – 0.99)	**<0.001**		
Heterogeneity 5km							1.49 *** (1.27 – 1.75)	**<0.001**
Observations	54		54		54		54	
R^2 Nagelkerke	0.456		0.489		0.532		0.391	

** p<0.05 ** p<0.01 *** p<0.001*

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 11 - Razão da taxa de incidência com os valores de p decorrente dos modelos das variáveis respostas em função da abundância em paisagens das espécies de sementes encontradas nas redes de chuva de sementes no Projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM), São Paulo, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Tabela 2 - Resultado de razão da taxa de incidência (Incidence Rate Ratios (IRR)) com os valores de p, o valores de R^2 de Nagelkerke, e o número de observação decorrente dos modelos das variáveis respostas em função da abundância em paisagens das espécies de semente no Projeto Pesquisa Ecológica de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira (PELD CCM), São Paulo, Brasil.

	Abundance		**Abundance**		**Abundance**		**Abundance**	
Predictors	*Incidence Rate Ratios*	*p*	*Incidence Rate Ratios*	*p*	*Incidence Rate Ratios*	*p*	*Incidence Rate Ratios*	*p*
(Intercept)	639.12 *** (610.72 – 668.61)	**<0.001**	1351.97 *** (1175.39 – 1551.39)	**<0.001**	288.45 *** (277.05 – 300.22)	**<0.001**	414.20 *** (398.56 – 430.32)	**<0.001**
Syndrome [Zoochoric]	2.76 *** (2.61 – 2.92)	**<0.001**	19.59 *** (16.77 – 22.93)	**<0.001**	1.67 *** (1.58 – 1.76)	**<0.001**	1.28 *** (1.22 – 1.35)	**<0.001**
Forest cover 500m	1.00 *** (1.00 – 1.00)	**<0.001**						
Syndrome [Zoochoric] × Forest cover 500m	0.99 *** (0.99 – 0.99)	**<0.001**						
Connectivity 500m			0.99 *** (0.99 – 0.99)	**<0.001**				
Syndrome [Zoochoric] × Connectivity 500m			0.97 *** (0.97 – 0.97)	**<0.001**				
Total edge 1km					1.00 *** (1.00 – 1.00)	**<0.001**		
Syndrome [Zoochoric] × Total edge 1km					1.00 *** (1.00 – 1.00)	**<0.001**		
Heterogeneity 1km							1.40 *** (1.35 – 1.44)	**<0.001**
Syndrome [Zoochoric] × Heterogeneity 1km							1.12 *** (1.07 – 1.17)	**<0.001**
Observations	54		54		54		54	
R^2 Nagelkerke	1.000		1.000		1.000		1.000	

*$p<0.05$ **$p<0.01$ ***$p<0.001$

5. DISCUSSÃO

Os modelos resultantes do nosso estudo apontaram que a heterogeneidade e a quantidade de borda afetam positivamente a abundância e a riqueza de chuva de sementes coletadas. Por outro lado, o aumento da cobertura florestal e da conectividade estrutural levaram à perda da abundância e da riqueza de sementes nessas comunidades. As respostas das síndromes de dispersão foram semelhantes em relação à abundância e à riqueza, sendo afetadas positivamente pela heterogeneidade e pela quantidade de borda e negativamente pela cobertura florestal e pela conectividade. Esses resultados podem estar apontando os lados positivos da heterogeneidade e da quantidade de borda, visto que, a diversidade de classe na paisagem pode oferecer uma gama variada de recursos ecológicos e de ambiente que podem ser colonizados. Assim, áreas com maior quantidade de borda têm mais chances de receber propágulos porque estão expostas às sementes que viajam tanto do interior do seu próprio fragmento, quanto dos fragmentos vizinhos, desempenhando um papel fundamental na biodiversidade por disponibilizar grande variedade de classes, permitindo o recrutamento, o estabelecimento e desenvolvimento de novas espécies de sementes (Forman, 2014; Paul Metzger, 2001; Tscharntke *et al.*, 2012).

O papel da heterogeneidade sobre a biodiversidade tem sido amplamente discutido ao longo dos anos. Pickett e Cadenasso (1995) descreveram como a heterogeneidade espacial influencia o movimento dos organismos, o fluxo de energia e os processos ecológicos. Wiens (1999) focou em diferentes escalas da paisagem. Davies e colaboradores (2005) estudaram as relações entre a diversidade de espécies de plantas e a heterogeneidade da paisagem e constataram, por sua vez, que as paisagens com maior heterogeneidade espacial podem sustentar mais espécies. Esses estudos mostraram que a heterogeneidade é um aspecto extremamente importante da paisagem, para a estruturação e dinâmica das populações, levando ao aumento da abundância e da riqueza de espécies, dependendo da escala do estudo (Lima et al., 2020; Lundholm, 2009; Tews *et al*., 2004). Assim sendo, a heterogeneidade, em nosso estudo, se mostrou um fator primordial nas paisagens fragmentadas e modificadas pela atividade humana. Paisagens heterogêneas, com diferentes tipos de classes de uso de solo, podem funcionar como pontes, conectando diferentes fragmentos naturais, permitindo tanto o deslocamento dos diásporos,

quanto seu estabelecimento em novas áreas (Boscolo *et al.,* 2017). Nesse processo, pode ser essencial que a maior parte das classes presentes na heterogeneidade sejam naturais, o que fará com que as áreas colonizadas ganhem recursos, espaços e rotas alternativas que podem ser colonizados por novos diásporos, ocorrendo uma substituição da vegetação pioneira para uma vegetação permanente(Arroyo-Rodríguez *et al.,* 2017; Boscolo *et al.,* 2017; Riva; Fahrig, 2023). O que foi corroborado com o estudo do Vancine et colaboradores (2024) onde eles observarão um aumento da cobertura vegetal devido a regeneração natural, da maioria dos fragmentos. Vale ressalta que a maioria desses fragmentos (> 97%) tem um tamanho menor do 50 ha.

A borda e seu efeito sobre a biodiversidade ainda não foram bem esclarecidos, já que os últimos trabalhos continuam explorando as diferentes facetas dessa métrica. Mesmo assim, a interseção entre as unidades das paisagens pode causar mudanças nas condições bióticas e abióticas desses ambientes, afetando as variáveis repostas de diferentes maneiras (Fahrig, 2023; Harper *et al*., 2005; Paul Metzger, 2001). Em um estudo sobre os efeitos da borda na comunidade de sementes, realizado na Mata Atlântica argentina, alguns autores observaram uma influência positiva da borda com alto contraste (transição abrupta) e o efeito contrário com baixo contraste (transição gradativa) (Vespa *et al.,* 2014). Além disso, em trabalho desenvolvido em uma floresta do sudeste asiático, onde os autores analisaram a remoção de sementes por roedores, observaram que 82% das sementes foram removidas dentro das florestas contra 38% das bordas (Blackham; Corlett, 2015). E um estudo parecido, na Mata Atlântica, onde foi medida a predação sobre três espécies-chave, observaram que a predação é muito mais importante nos níveis intermediários e dentro das florestas do que nas bordas (Hermann *et al*., 2023 - in prepa). Portanto, em um gradiente, a borda pode afetar diferentemente os organismos. Em nosso estudo, observamos apenas o efeito positivo da quantidade de borda sobre a comunidade de sementes, o que pode ser explicado principalmente devido à escala de interesse no estudo, mas também devido à ausência de predador nas bordas, já que a maior diversidade de fauna predadora de sementes ocorre dentro das florestas(Dirzo *et al.,* 2014b; Fahrig, 2023; Galetti *et al.,* 2006). Ou mesmo em razão da possibilidade de fácil penetração das sementes anemocóricas que são impulsionadas pelo efeito do vento, ou por causa da baixa predação pela distância da planta mãe, ou também porque a baixa ocorrência de predador fora do fragmento permite que as sementes tenham maior chance de sobreviver. Tudo isso tem mostrado que a borda pode ser uma área potencial de

recrutamento que fornece mais espaço para a colonização de novos diásporos que serão provavelmente pouco predados.

Quanto à cobertura florestal e conectividade, apesar de serem negativamente correlacionadas com a riqueza e a abundância de chuva de sementes, podem refletir mais sobre as estruturas físicas das florestas e sobre seus fatores bióticos (Lima *et al.*, 2020). Com efeito, é muito simplista concluir com certeza que a cobertura florestal e a conectividade afetam negativamente a abundância e a riqueza das comunidades de sementes. Ciente de que nosso estudo foi desenvolvido em florestas ombrófilas com gradiente de cobertura florestal e com uma vasta literatura indicando que a estrutura dessa floresta influencia na sua composição (Dirzo *et al.*, 2014; Humberto Vancine *et al.*, 2023; Tscharntke *et al.*, 2012). Nós podemos dizer, com uma relativa segurança, que, ao longo de um importante gradiente, a probabilidade de ter aglomerados maiores de fragmentos florestais podem minimizar os efeitos adversos de bordas e de heterogeneidade (Fahrig, 2003b, 2013b; Riva; Fahrig, 2023). Por conseguinte, florestas com maior cobertura do dossel e maior conectividade, oferecem uma maior resistência à penetração da luz. Isso faz com que os processos fotossintéticos sejam drasticamente reduzidos no sub-bosque e nas florestas conectadas e, assim, o que acaba impactando as plantas com sementes (gimnosperma e as angiospermas) não só na produção floral, mas também na polinização, fertilização e dispersão (Kudo et al., 2008). Vale acrescentar aqui que nós observamos, ao longo das nossas expedições, uma estruturação quase constante das florestas: nas bordas, uma impressionante diversidade de vegetação, com grande variedade de espécies (principalmente pioneiras e herbáceas) e grandes comunidades de sementes pequenas (Reid *et al.,* 2015). No gradiente com a maior cobertura florestal, nós percebemos uma homogeneização das diversidades de plantas com poucas espécies, árvores grandes e sub-bosque limpos, onde transitamos sem grandes dificuldades e recolhemos uma baixa comunidade de sementes de tamanho relativamente grande independentemente das suas síndromes de dispersão(Tambosi *et al.*, 2014). Olhando mais perto para as síndromes de dispersão, podemos dizer que a cobertura florestal e a conectividade influenciam muito mais na abundancia das espécies zoocóricas. Certamente, as espécies anemocóricas não são de fato muito limitadas pela cobertura, pois elas são capazes de transitar nas matrizes com auxílio do vento. Mas para as espécies zoocóricas, quando aumenta a cobertura florestal e a conectividade, aumenta,

consequentemente, a quantidade de poleiros, favorecendo uma dispersão homogênea e diminuindo a probabilidade das espécies zoocóricas caírem nos coletores. Assim sendo, a cobertura e a conectividade, mesmo sendo negativamente correlacionadas às comunidades de sementes, podem indicar que as florestas com maior cobertura são florestas já estabelecidas e que desempenham mais funções ecológicas (Herrera *et al*., 2011; Monteiro et al., 2022; Tambosi *et al*., 2014).

6. CONCLUSÃO

Dada a grande variedade de características morfológicas das sementes, os efeitos da fragmentação foram percebidos em diferentes escalas. A heterogeneidade e a quantidade de borda mostraram-se fundamentais para assegurar o recrutamento e o estabelecimento das sementes a curto e longo prazo. Sendo assim, é relevante que as políticas de restauração atentem para essas métricas. Dessa forma, será interessante levar em consideração as áreas de transições florestais nas políticas de restauração no bioma Mata Atlântica.

Este trabalho contribui, de forma significativa, para quantificar e identificar as espécies de sementes que ocorrem no Corredor Ecológico Cantareira – Mantiqueira. Além disso, permitiu uma maior compreensão de como a paisagem e suas alterações influenciam na dispersão de sementes na Mata Atlântica.

Estudos futuros podem ser realizados para encontrar as espécies vegetais que ocorrem na borda e dentro das florestas, se essas espécies são de fato perenes dentro e pioneiras fora. Também podem tentar entender como a estrutura da floresta influencia no recrutamento de sementes nas paisagens. Assim, a ampliação de mais estudos na paisagem como um todo podem colaborar e direcionar os programas de conservação das espécies.

REFERÊNCIAS

Achard, F., Eva, H. D., Stibig, H. J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., & Malingreau, J. P. (2002). **Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests**. Science, 297(5583), 999–1002. https://doi.org/10.1126/science.1070656.

Almeida-neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., & Oliveira-filho, A. (2008). **Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: Broad-scale patterns and macroecological correlates**. Global Ecology and Biogeography, 17(4), 503–513. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00386.x.

Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P. L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., Norden, N., Santos, B. A., Leal, I. R., & Tabarelli, M. (2017). **Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research**. Biological Reviews, 92(1), 326–340. https://doi.org/10.1111/brv.12231.

Arroyo-Rodriguez, V., Saldan, R. A., & Fahrig, L. (2017a). **Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature?** 81–88. https://doi.org/10.1007/s11284-016-1411-6.

Arruda, A. J., Buisson, E., Poschlod, P., & Silveira, F. A. O. (2018). **How have we studied seed rain in grasslands and what do we need to improve for better restoration?** Restoration Ecology, 26(June), S84–S91. https://doi.org/10.1111/rec.12686.

Axelrod, D. I. (1952). **A Theory of Angiosperm Evolution** (Vol. 6, Número 1).
Bacarin, M. (2002). **Secagem de material vegetal em forno de microondas para determinação de matéria seca e análises químicas.** https://www.researchgate.net/publication/237511520.

Barros, F. M., Martello, F., Peres, C. A., And, M. A. P., & Ribeiro, M. C. (2019). **Matrix type and landscape attributes modulate avian taxonomic and functional spillover across habitat boundaries in the Brazilian.** Forest. June, 1600–1612. https://doi.org/10.1111/oik.05910.

Barroso, G. M., Morim, M. P., Peixoto, A. luna, & Ichaso, C. L. F. (2004**). Frutos e Sementes – Morfologia Aplicada à Sistemática de Dicotiledôneas**. UFV, 1–443.

Blackham, G. V., & Corlett, R. T. (2015). **Post-dispersal seed removal by ground-feeding rodents in tropical peatlands, Central Kalimantan, Indonesia**. Scientific Reports, 5. https://doi.org/10.1038/srep14152

Borda-Niño, M., Meli, P., & Brancalion, P. H. S. (2020). **Drivers of tropical forest cover increase: A systematic review**. Land Degradation and Development, 31(11), 1366–1379. https://doi.org/10.1002/ldr.3534

Boscolo, D., Tokumoto, P. M., Ferreira, P. A., Ribeiro, J. W., & Santos, J. S. dos. (2017). **Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels.** Perspectives in Ecology and Conservation, 15(1), 18–24. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.03.002

Boyle, S. A., Lenz, B. B., Gilbert, K. A., Sprionello, W. R., Gómez, M. S., Setz, E. Z. F., Marajó, A. dos R., Ferreira, O. da S., Keuroghlian, A., & Pinto, F. (2013). **Primates of the biological dynamics of forest fragments project: A history. Em Primates in Fragments: Complexity and Resilience** (p. 57–74). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8839-2_5

Brancalion, P. H. S. (2016). Sementes e mudas: **Guia para propagação de árvores brasileiras (Seeds and seedlings: A guide to propagate Brazilian trees)**. https://www.researchgate.net/publication/312024517

Cain, M. L., Milligan, B. G., & Strand, A. E. (2000). **Long-distance seed dispersal in plant populations**. American Journal of Botany, 87(9), 1217–1227. https://doi.org/10.2307/2656714

Casimiro, P. C. (2009). **Conceitos e princípios para a sua quantificação no ãmbito da ecologia da paisagem.** Revista portuguesa de estudos regionais, 20, 75–99.

Chase, J. M., Blowes, S. A., Knight, T. M., Gerstner, K., & May, F. (2020). **Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss.** Nature, 584(7820), 238–243. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2

Chase, M. W., Christenhusz, M. J. M., Fay, M. F., Byng, J. W., Judd, W. S., Soltis, D. E., Mabberley, D. J., Sennikov, A. N., Soltis, P. S., Stevens, P. F., Briggs, B., Brockington, S., Chautems, A., Clark, J. C., Conran, J., Haston, E., Möller, M., Moore, M., Olmstead, R., … Weber, A. (2016). **An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants**: APG IV. Botanical Journal of the Linnean Society, 181(1), 1–20. https://doi.org/10.1111/boj.12385

Collinge, S. K. (2010). **Spatial ecology and conservation**. Nature Education, 14, 1. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.01.002

CONNELL, JOSEPH. H. (1971). **On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and forest trees. Em D. of**

Populations. In: den Boer, P. J. and Gradwell, G. R. (eds) (Org.), Dynamics of Populations (p. 298–312). Centre for Agricultural Publications and Documentation. https://doi.org/10.1016/0047-2484(73)90111-5

Costa, L. E. N., Farias, R. P., Santiago, A. C. P., Silva, I. A. A., & Barros, I. C. L. (2018). **Abiotic factors drive floristic variations of fern's metacommunity in an Atlantic Forest remnant**. Brazilian Journal of Biology, 6984(4), 736–741. https://doi.org/10.1590/1519-6984.175633

da Silva, J. P. G., Marangon, L. C., Feliciano, A. L. P., & Ferreira, R. L. C. (2018). **Seed rain and the establishment of seedlings in the tropical forest in the Northeast region of Brazil.** Ciencia Florestal, 28(4), 1478–1490. https://doi.org/10.5902/1980509835095.

da_Silva, M. C. N. A., & Rodal, M. J. N. (2009). **Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil**. 1039–1047.

Davies, K. F., Chesson, P., Harrison, S., Inouye, B. D., Melbourne, B. A., & Rice, K. J. (2005). **Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship**. Ecology, 86(6), 1602–1610. https://doi.org/10.1890/04-1196.

de Lima, K. B., Ferreira, P. A., Groppo, M., Goldenberg, R., Pansarin, E. R., Barreto, R. C., Coelho, G. P., Barros-Souza, Y., & Boscolo, D. (2020). **Does landscape context affect pollination-related functional diversity and richness of understory flowers in forest fragments of Atlantic Rainforest in southeastern Brazil?** Ecological processes, 9(1). https://doi.org/10.1186/s13717-020-00261-6.

Díaz Vélez, M. C., Silva, W. R., Pizo, M. A., & Galetto, L. (2015). **Movement Patterns of Frugivorous Birds Promote Functional Connectivity among Chaco Serrano Woodland Fragments in Argentina.** 47(4), 475–483. https://doi.org/10.2307/48574968.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014a). **Defaunation in the Antrhopocene**. Science, 401(6195), 401–406. https://doi.org/10.1126/science.1251817.

Do, M., Ferreira Da Silva, S., & Melo E Souza, R. (2002). **Padrões espaciais de fragmentação florestal na flona do Ibura-Sergipe Spatial patterns of forest fragmentation in the Flona Ibura-Sergipe**. 3, 121–137. https://doi.org/10.4215/RM2014.1303.

Emer, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Guimarães, P. R., Moraes, S., Piratelli, A., & Jordano, P. (2018). **Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes – a metanetwork approach**. Ecology Letters, 21(4), 484–493. https://doi.org/10.1111/ele.12909.

Fagan, W. F., Cantrell, R. S., & Cosner, C. (1999). **How habitat edges change species interactions.** American Naturalist, 153(2), 165–182. https://doi.org/10.1086/303162.

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.

Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: **The habitat amount hypothesis.** Journal of Biogeography, 40(9), 1649–1663. https://doi.org/10.1111/jbi.12130

Fahrig, L. (2023). **Patch-scale edge effects do not indicate landscape-scale fragmentation effects**. Conservation Letters. https://doi.org/10.1111/conl.12992

Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J. L. (2011). **Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes**. Ecology Letters, 14(2), 101–112. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x

Fahrig, L., & Merriam, G. (1985). **Habitat Patch Connectivity and Population Survival**. Source: Ecology, 66(6), 1762–1768.

Galetti, M., Donatti, C. I., Pires, A. S., Guimarães Jr, P. R., & Jordano, P. (2006). **The Palms Guest edited Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm**: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. Em Botanical Journal of the Linnean Society (Vol. 151). https://academic.oup.com/botlinnean/article/151/1/141/2420579

Genes, L., & Dirzo, R. (2022). **Restoration of plant-animal interactions in terrestrial ecosystems.** Biological Conservation, 265(December 2021), 109393. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109393

Gratzer, G., Pesendorfer, M. B., Sachser, F., Wachtveitl, L., Nopp-Mayr, U., Szwagrzyk, J., & Canham, C. D. (2022). **Does fine scale spatiotemporal variation in seed rain translate into plant population structure?** Oikos, e08826(5), 1–12. https://doi.org/doi: 10.1111/oik.08826

Hardesty, B. D., & Parker, V. T. (2022). **Community Seed Rain Patterns and a Comparison to Adult Community Structure in a West African Tropical Forest**. 164(1), 49–64.

Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brosofske, K. D., Saunders, S. C., Euskirchen, E. S., Roberts, D., Jaiteh, M. S., & Esseen, P. A. (2005). **Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes.** Conservation Biology, 19(3), 768–782. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x

Hastie, T., & Tibshirani, R. (1986). **Generalized Additive Models**. Em Statistical Science (Vol. 1, Número 3).

Hermann, dos R. S., Monteiro, dos S. E. C., & Ribeiro, C. M. (Inprep). **Influência da cobertura vegetal e da distância de borda sobre a predação de sementes em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica.**

Herrera, J. M., Morales, J. M., & García, D. (2011). **Differential effects of fruit availability and habitat cover for frugivore-mediated seed dispersal in a heterogeneous landscape.** Journal of Ecology, 99(5), 1100–1107. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01861.x

Hoffmann, K., Pischon, T., Schulz, M., Schulze, M. B., Ray, J., & Boeing, H. (2008). **A statistical test for the equality of differently adjusted incidence rate ratios**. American Journal of Epidemiology, 167(5), 517–522. https://doi.org/10.1093/aje/kwm357.

Howe, H. F., & Smallwood, J. (1982a). **ECOLOGY OF SEED DISPERSAL**. Ann Rev. Ecol. Syst, 201–228. https://doi.org/doi/pdf/10.1146/annurev.es.13.110182.001221.

Howe, H. F., & Smallwood, J. (1982b). **ECOLOGY OF SEED DISPERSAL**. Ann Rev. Ecol. Syst, 201–228. https://doi.org/doi/pdf/10.1146/annurev.es.13.110182.001221.

Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Crouzeilles, R., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C. G., & Bongers, F. (2021). **The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests**. Biological Reviews, 96(4), 1114–1134. https://doi.org/10.1111/brv.12694.

Janzen, D. H. (1970). **Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests**. The American Naturalist, 104(940), 501–528. https://doi.org/10.1086/282687.

Janzen, D. H. (1971). **Seed Predation by Animals**. Annual Review of Ecology and Systematics, 2(1), 465–492. https://doi.org/10.1146/annurev.es.02.110171.002341

Jesus, F. M., Pivello, V. R., Meirelles, S. T., Franco, G. A. D. C., & Metzger, J. P. (2012a). **The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments**. Journal of Vegetation Science, 23(6), 1126–1136. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01418.x.

Jesus, F. M., Pivello, V. R., Meirelles, S. T., Franco, G. A. D. C., & Metzger, J. P. (2012b). **The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments**. Journal of Vegetation Science, 23(6), 1126–1136. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01418.x.

Jiao, C. (2023). Editorial: **The effects of climate change and anthropogenic activities on patterns, structures and functions of terrestrial ecosystems**. Em Frontiers in Ecology and Evolution (Vol. 11). Frontiers Media SA. https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1296292.

Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., & Wilmshurst, J. M. (2017). **Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene**. Science, 356(6335), 270–275. https://doi.org/10.1126/science.aam9317.

Karl Troll. (1939). **Naturbetrachtung (Abordagens holísticas da Paisagem)**. https://1library.org/article/abordagens-hol%C3%ADsticas-paisagem-de-carl-troll-status-atual.q0epwjly.

Kudo, G., Ida, T. Y., & Tani, T. (2008). **Linkages between phenology, pollination, photosynthesis, and reproduction in deciduous forest understory plants.** Ecology, 89(2), 321–331. https://doi.org/10.1890/06-2131.1.

Kuhlmann, M., & Fagg, C. W. (2018). **livro frutos e sements do cerrado**. 2(2° ediçãoPublisher: Marcelo Kuhlmann), 1–400. https://doi.org/Ipsis Gráfica e EditoraISBN: 978-85-540921-0-8.

Leal, I. R., Filgueiras, B. K. C., Gomes, J. P., Iannuzzi, L., & Andersen, A. N. (2012**). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest**. Biodiversity and Conservation, 21(7), 1687–1701. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0271-9.

Leenaerts, D. M. W., & Van Bokhoven, W. M. G. (1998). **Piecewise Linear Modeling and Analysis**. Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-6190-0.

Levine, J. M., & Murrell, D. J. (2003). **The Community-Level Consequences of Seed Dispersal Patterns. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 34, 549–574. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132400.

Lira, P. K., Portela, R. de C. Q., & Tambosi, L. R. (2021). **Land-Cover Changes and an Uncertain Future: Will the Brazilian Atlantic Forest Lose the Chance to Become a Hopespot?** The Atlantic Forest, 233–251. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_11.

Lundholm, J. T. (2009). **Plant species diversity and environmental heterogeneity: Spatial scale and competing hypotheses.** Journal of Vegetation Science, 20(3), 377–391. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05577.x.

Marmolejo-Ramos, F., Tejo, M., Brabec, M., Kuzilek, J., Joksimovic, S., Kovanovic, V., González, J., Kneib, T., Bühlmann, P., Kook, L., Briseño-Sánchez, G., & Ospina, R. (2023). **Distributional regression modeling via generalized additive models for location, scale, and shape: An overview through a data set from learning analytics**. Wiley Interdisciplinary Reviews: Data Mining and Knowledge Discovery, 13(1). https://doi.org/10.1002/widm.1479.

Maximilian, M., & Hesselbarth, H. K. (2023). **Package "landscapemetrics" Type Package Title Landscape Metrics for Categorical Map Patterns**. https://orcid.org/0000-0003-1125-9918.

Medeiros, H. R., Martello, F., Almeida, E. A. B., Mengual, X., Harper, K. A., Grandinete, Y. C., Metzger, J. P., Righi, C. A., & Ribeiro, M. C. (2019). **Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes**. Biological Conservation, 238. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.038.

Metzeger, J. paul. (2004). **Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas**. Montagnana, P. C., Garófalo, C. A., & Ribeiro, M. C. P. P.-R. P. (2018). **Efeitos-multi escala da quantidade de habitat e heterogeneidade da paisagem sobre comunidade de abelhas**.

Monteiro, E. C. S., Pizo, M. A., Vancine, M. H., & Ribeiro, M. C. (2022). **Forest cover and connectivity have pervasive effects on the maintenance of evolutionary distinct interactions in seed dispersal networks**. Oikos, 2022(2). https://doi.org/10.1111/oik.08240.

Moore, J. W. (2022). **Anthropocene, Capitalocene & the Flight from World History: Dialectical Universalism & the Geographies of Class Power in the Capitalist World-Ecology**, 1492-2022. Nordia Geographical Publications, 51(2), 123–146. https://doi.org/10.30671/nordia.116148.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000a). **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature, 403(6772), 853–858. https://doi.org/10.1038/35002501.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000b). **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature, 403(6772), 853–858. https://doi.org/10.1038/35002501.

Nelder, J. A., & Wedderburn, R. W. M. (1972). **Generalized Linear Models**. Em Source: Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General) (Vol. 135, Número 3).

Oliveira-Filho, A. T., & Fontes, M. A. L. (2000). **Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate**. Biotropica, 32(4 B), 793–810. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x.

ONU Brasil. (2017). **Relatório Nacional sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)**. Ministério das Relações Exteriores, 41.

Oosterhoorn, M., & Kappelle, M. (2000). **Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. Forest Ecology and Management,** 126(3), 291–307. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00101-2.

Pan, J. J., & Price, J. S. (2001). **Fitness and evolution in clonal plants: The impact of clonal growth**. Evolutionary Ecology, 15(4–6), 583–600. https://doi.org/10.1023/A:1016065705539.

Paul Metzger, J. (2001). **o que é ecologia de paisagens?** http://www.biotaneotropica.org.br.

Paulo Pinto, L., Bedê, L., Paese, A., Fonseca, M., Paglia, A., & Lamas, I. (2006). **Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial**.

Pickett, S. T. A., & Cadenasso, M. L. (1995**). Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems**. Em 17. S. Utida, Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol (Vol. 660). Cambridge Univ. Press. http://about.jstor.org/terms.

Pillay, R., Venter, M., Aragon-Osejo, J., González-del-Pliego, P., Hansen, A. J., Watson, J. E. M., & Venter, O. (2022). **Tropical forests are home to over half of the world's vertebrate species. Frontiers in Ecology and the Environment**, 20(1), 10–15. https://doi.org/10.1002/fee.2420.

Poschlod, P., Abedi, M., Bartelheimer, M., Drobnik, J., Rosbakh, S., & Saatkamp, A. (2013). **Seed Ecology and Assembly Rules in Plant Communities**. Em Vegetation Ecology: Second Edition (Número September 2019). https://doi.org/10.1002/9781118452592.ch6.

Reid, J. L., Holl, K. D., & Zahawi, R. A. (2015). **Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration**. Ecological Applications, 25(4), 1072–1082. https://doi.org/10.1890/14-1399.1.

Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., & Mittermeier, R. A. (2018). **From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest**. Perspectives in Ecology and Conservation, 16(4), 208–214. https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002.

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.

Riva, F., & Fahrig, L. (2023). **Landscape-scale habitat fragmentation is positively related to biodiversity, despite patch-scale ecosystem decay**. Em Ecology Letters (Vol. 26, Número 2, p. 268–277). John Wiley and Sons Inc. https://doi.org/10.1111/ele.14145.

Rodrigues, R. R., Joly, C. A., de Brito, M. C. W., Paese, A., Metzger, J. P., Casatti, L., Nalon, M. A., Naércio, Menezes., Ivanauskas, N. M., Bolzani, V., & Bononi, V. L. R. (2008). **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de são paulo**. Fapesp - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 250.

Rogers, H. S., Donoso, I., Traveset, A., & Fricke, E. C. (2021). **Cascading Impacts of Seed Disperser Loss on Plant Communities and Ecosystems**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 52, 641–666. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012221-111742.

Romanelli, J. P., Meli, P., Santos, J. P. B., Jacob, I. N., Souza, L. R., Rodrigues, A. V., Trevisan, D. P., Huang, C., Almeida, D. R. A., Silva, L. G. M., Lopes Assad, M. L. R. C., Cadotte, M. W., & Rodrigues, R. R. (2022). **Biodiversity responses to restoration across the Brazilian Atlantic Forest**. Science of the Total Environment, 821. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153403.

San-José, M., Arroyo-Rodríguez, V., Jordano, P., Meave, J. A., & Martínez-Ramos, M. (2019). **The scale of landscape effect on seed dispersal depends on both**

response variables and landscape predictor. Landscape Ecology, 34(5), 1069–1080. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00821-y.

Sen, S., & Ravikanth, G. (2022**). Genetic Consequences of Fragmentation in Tropical Forests: Novel Approaches to Assess and Monitor Critically Endangered Species**. Em A. Kumar, B. Choudhury, S. Dayanandan, & M. L. Khan (Orgs.), Molecular Genetics and Genomics Tools in Biodiversity Conservation (p. 79–95). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-16-6005-4_5.

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(May), 1–14. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.614362.

Skole, D., & Tucker, C. J. (1993**). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988**. Science 260, 1905—1910. Progress in Physical Geography, 32(5), 575–580. https://doi.org/10.1177/0309133308096755.

Soltani, E., Ghaderi-Far, F., Baskin, C. C., & Baskin, J. M. (2015). **Problems with using mean germination time to calculate rate of seed germination**. Australian Journal of Botany, 63(8), 631–635. https://doi.org/10.1071/BT15133.

Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., … Azevedo, T. (2020**). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine**. Remote Sensing, 12(17). https://doi.org/10.3390/RS12172735.

Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. (2010). **Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes**. Biological Conservation, 143(10), 2328–2340. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005.

Tambosi, L. R., Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., & Metzger, J. P. (2014**). A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity**. Restoration Ecology, 22(2), 169–177. https://doi.org/10.1111/rec.12049.

Terborgh, J. (1992). **Maintenance of Diversity in Tropical Forests**. Biotropica, 24(2), 283–292.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). **Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures**. Em Journal of Biogeography (Vol. 31, Número 1, p. 79–92). Blackwell Publishing Ltd. https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x.

Thierry, H., Rose, E., & Rogers, H. (2022). **Landscape configuration and frugivore identity affect seed rain during restoration**. Oikos, 2022(2). https://doi.org/10.1111/oik.08323.

Tonetti, V., Pena, J. C., Scarpelli, M. D. A., Sugai, L. S. M., Barros, F. M., Anunciação, P. R., Santos, P. M., Tavares, A. L. B., & Ribeiro, M. C. (2023). **Landscape heterogeneity: Concepts, quantification, challenges and future perspectives. Em Environmental Conservation** (Vol. 127). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/S0376892923000097.

Townshend, J. R., Masek, J. G., Huang, C., Vermote, E. F., Gao, F., Channan, S., Sexton, J. O., Feng, M., Narasimhan, R., Kim, D., Song, K., Song, D., Song, X. P., Noojipady, P., Tan, B., Hansen, M. C., Li, M., & Wolfe, R. E. (2012). **Global characterization and monitoring of forest cover using Landsat data: Opportunities and challenges**. International Journal of Digital Earth, 5(5), 373–397. https://doi.org/10.1080/17538947.2012.713190.

Turkman, A. (2020). **Modelos Lineares Generalizados-da teoria à prática**. https://www.researchgate.net/publication/267948318.

Vancine, M. H., Muylaert, R. L., Niebuhr, B. B., Oshima, J. E. de F., Tonetti, V., Bernardo, R., De Angelo, C., Rosa, M. R., Grohmann, C. H., & Ribeiro, M. C. (2024). **The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation**. Biological Conservation, 291. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110499.

Vander, S. B., & Wall, S. B. Vander. (1992). **THE ROLE OF ANIMALS IN DISPERSING A "WIND-DISPERSED" PINE**'. Em Wall Source: Ecology (Vol. 73, Número 2).

Velodo, H. pimenta. (1991). **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal** (Instituto,).

Vespa, N. I., Zurita, G., & Isabel Bellocq, M. (2014). **Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic forest, Argentina**. Forest Ecology and Management, 328, 310–318. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.054.

Villar, N., Siqueira, T., Zipparro, V., Farah, F., Schmaedecke, G., Hortenci, L., Brocardo, C. R., Jordano, P., & Galetti, M. (2019). **The cryptic regulation of diversity by functionally complementary large tropical forest herbivores**. Journal of Ecology, June, 1–12. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13257.

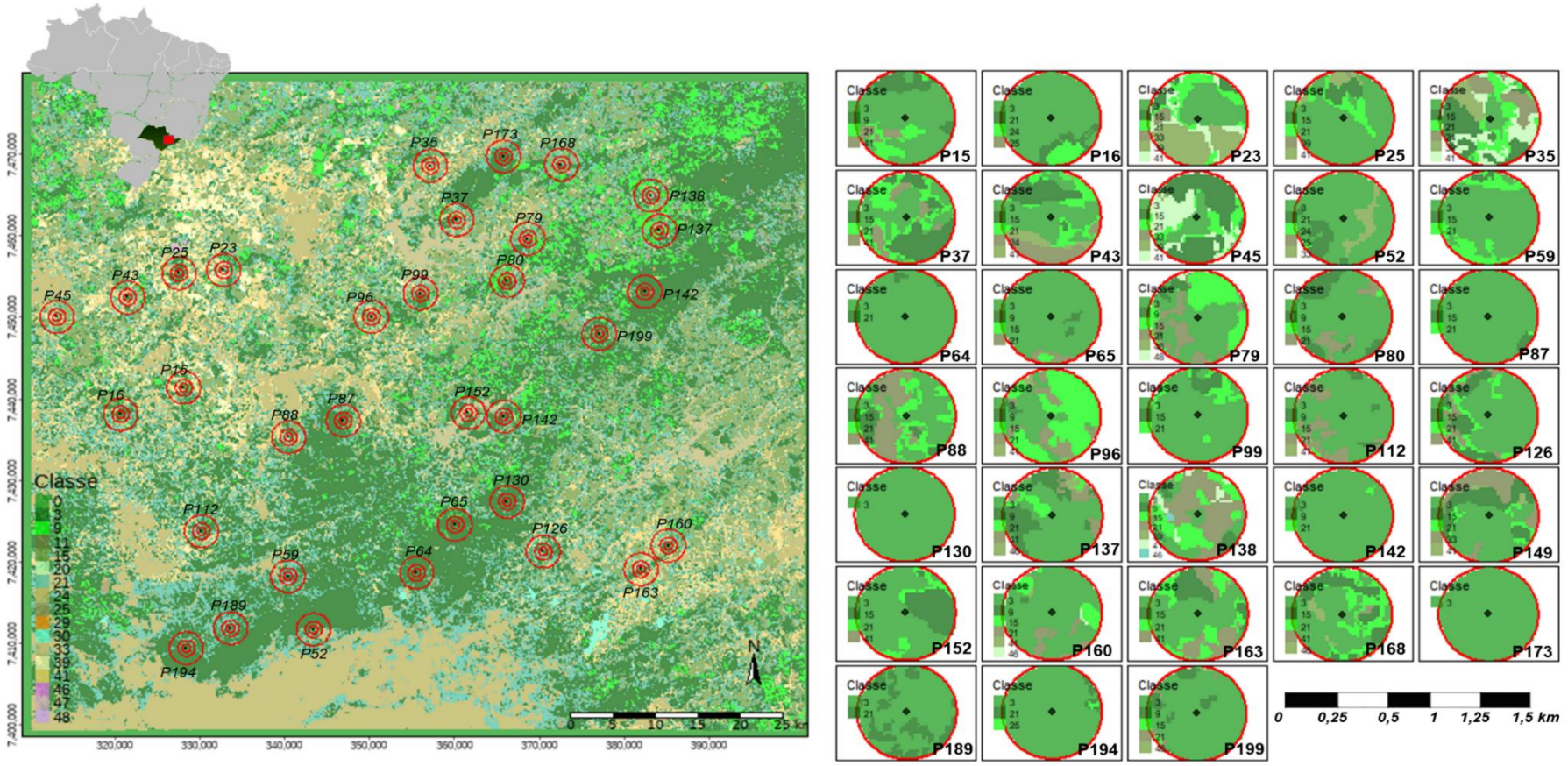
Webb, C. O., & Peart, D. R. (2001). **High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: Theoretical and conservation implications**. Ecology Letters, 4(5), 491–499. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00252.x.

Wiens A.John. (1999). **The Science and Practice of Landscape Ecology**.
Wilson, D. B. (2022). **The relative incident rate ratio effect size for count-based impact evaluations: when an odds ratio is not an odds ratio**. Journal of Quantitative Criminology, 38(2), 323–341. https://doi.org/10.1007/s10940-021-09494-w.

Ziegler, S. L., Grabowski, J. H., Baillie, C. J., & Fodrie, F. J. (2018). **Effects of landscape setting on oyster reef structure and function largely persist more than a decade post-restoration**. Restoration Ecology, 26(5), 933–942. https://doi.org/10.1111/rec.12651

APÊNDICES

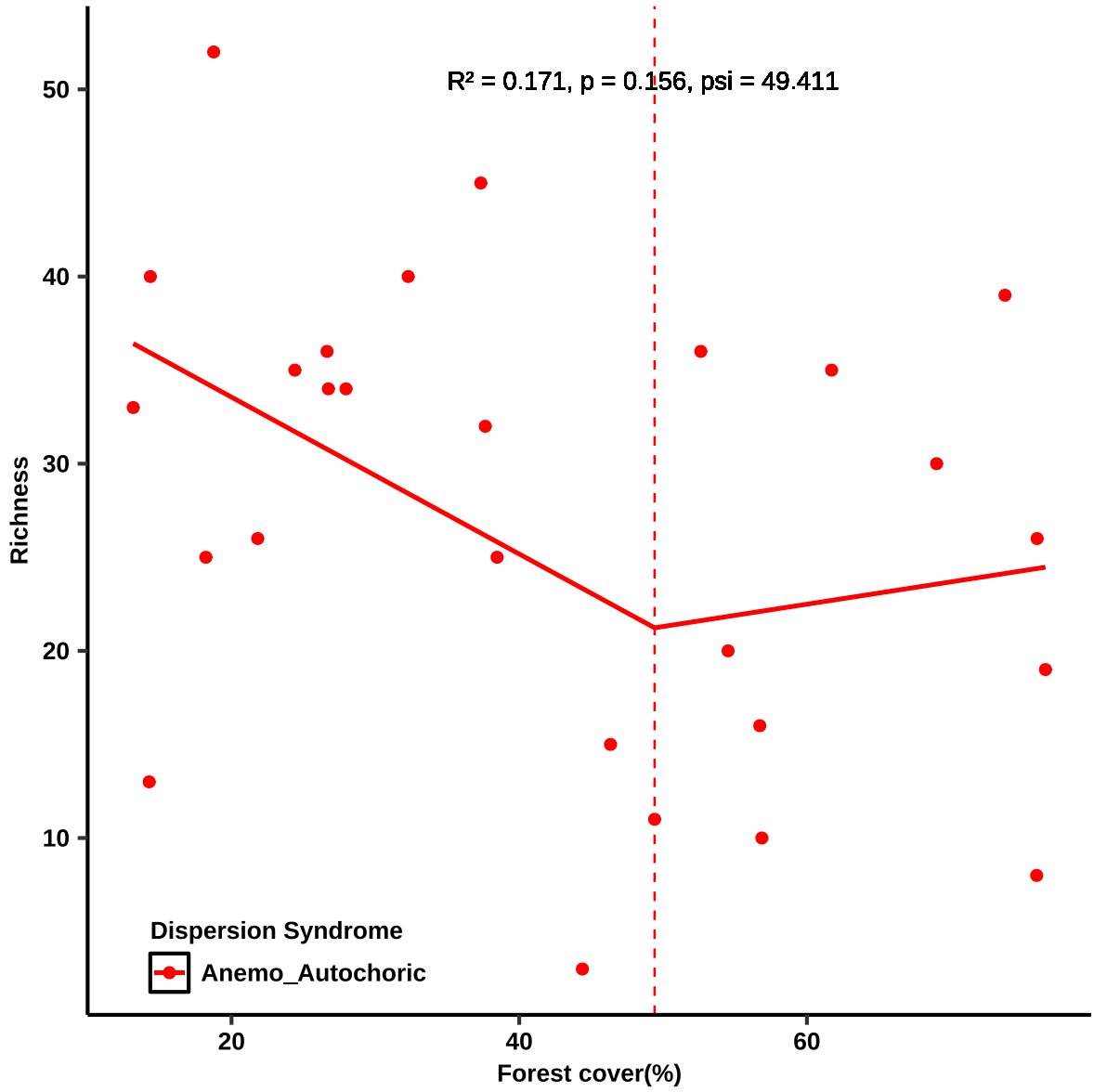
Apêndice A: Distribuição em diferentes escalas espaciais de 27 paisagens no sudeste do Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

Notas: Os buffers representam a composição das diferentes paisagens em classes de uso em uma escala de 500m. A legenda de cada classe pode ser acessada no site do MapBioma (link: https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/08/Legenda-Colecao-8-LEGEND-CODE.pdf).

Apêndice B: Relação resultado do modelo piece-wise mostrando o ponto de quebra entre a riqueza de síndrome de dispersão da chuva de sementes e a cobertura florestal no Projeto Ecológico de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira, localizado em São Paulo, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Escalas de efeitos da paisagem na chuva de sementes

As variáveis explicativas da paisagem tiveram uma grande variação ao longo das 27 paisagens. Assim, a abundância de sementes esteve mais associada à cobertura e conectividade nas escalas de 500m e à borda total e heterogeneidade na escala de 1km. Enquanto que a riqueza de espécies de sementes foi mais associada

a conectividade nas escalas de 500m, à borda na escala de 1km e cobertura florestal e heterogeneidade na escala de 5km (Tabela 2).

Apêndice C – Resultado do AIC e rsq (R^2) e do p-value (p) das variáveis dependente ou resposta: abundância e riqueza em função das variáveis explicativas: cobertura florestal, Conectividade, da quantidade de borda e da Heterogeneidade. Para os parâmetros de avaliação, AICc – é o Critério de Informação de Akaike corrigido para cada modelo e o modelo mais parcimonioso; dAICc – diferença no Critério de Informação de Akaike do modelo de Critério de Informação mínimo; df- graus de liberdade/número de parâmetros; weight - exp(-dIC/2)/sum(exp(-dIC/2)), rsq (R^2), p-value (p).Os valores em negrito mostram os modelos mais plausíveis

		logLik	AIC	dLogLik	dAIC	df	weight	R^2	p
Abundância	**Cobertura florestal _500**	**-14158.93**	**28321.85**	**688.61**	**0.00**	**2**	**1.00**	**0.05**	**2e-16**
	Cobertura florestal _2km	-14327.42	28658.85	520.11	337.00	2	0.00	0.04	2e-16
	Cobertura florestal _1km	-14409.41	28822.81	438.13	500.96	2	0.00	0.03	2e-16
	Cobertura florestal _1.5km	-14429.32	28862.65	418.21	540.80	2	0.00	0.03	2e-16
	Cobertura florestal _5km	-14756.94	29517.88	90.59	1196.03	2	0.00	0.01	2e-16
	Cobertura florestal_nulo	-14847.53	29697.07	0.00	1375.22	1	0.00	0.00	-
	Borda Total_1km	**-13174.17**	**26352.35**	**1673.36**	**0.00**	**2**	**1.00**	**0.11**	**2e-16**
	Borda Total_1.5km	-13560.31	27124.62	1287.22	772.27	2	0.00	0.09	2e-16
	Borda Total_2km	-13898.34	27800.67	949.20	1448.33	2	0.00	0.06	2e-16
	Borda Total_500	-13925.41	27854.81	922.13	1502.47	2	0.00	0.06	2e-16
	Borda Total_5km	-14458.61	28921.21	388.93	2568.87	2	0.00	0.03	9.91e-05
	Borda Total_nulo	-14847.53	29697.07	0.00	3344.72	1	0.00	0.00	-
	Conectividade_500	**-12401.66**	**24807.33**	**2445.87**	**0.00**	**2**	**1.00**	**0.17**	**2e-16**
	Conectividade_1.5km	-14623.32	29250.64	224.21	4443.31	2	0.00	0.02	2e-16
	Conectividade_1km	-14640.45	29284.89	207.09	4477.56	2	0.00	0.01	2e-16
	Conectividade_2km	-14777.72	29559.44	69.82	4752.11	2	0.00	0.00	2e-16
	Conectividade_5km	-14839.91	29683.82	7.62	4876.49	2	0.00	0.00	2e-16
	Conectividade_nulo	-14847.53	29697.07	0.00	4889.74	1	0.00	0.00	-
	Heterogeneidade_1km	**-14141.71**	**28287.42**	**705.82**	**0.00**	**2**	**1.00**	**0.05**	**2e-16**
	Heterogeneidade_1.5km	-14297.42	28598.83	550.12	311.41	2	0.00	0.04	2e-16
	Heterogeneidade_2km	-14402.51	28809.01	445.03	521.59	2	0.00	0.03	2e-16
	Heterogeneidade_500	-14613.93	29231.85	233.61	944.43	2	0.00	0.02	2e-16
	Heterogeneidade_5km	-14706.33	29416.66	141.21	1129.24	2	0.00	0.01	2e-16
	Heterogeneidade_nulo	-14847.53	29697.07	0.00	1409.65	1	0.00	0.00	-

Riqueza	**Cobertura florestal _5km**	**-106.99**	**217.99**	**5.32**	**0.00**	**2**	**0.34**	**0.13**	**0.001**
	Cobertura florestal _500	-107.02	218.03	5.29	0.05	2	0.33	0.13	0.001
	Cobertura florestal _2km	-107.67	219.34	4.64	1.35	2	0.17	0.11	0.002
	Cobertura florestal _1.5km	-108.13	220.25	4.19	2.27	2	0.11	0.10	0.003
	Cobertura florestal _1km	-109.25	222.51	3.06	4.52	2	0.04	0.07	0.013
	Cobertura florestal _nulo	-112.31	226.62	0.00	8.64	1	0.00	0.00	-
	Borda Total_1km	**-108.22**	**220.43**	**4.09**	**0.00**	**2**	**0.34**	**0.10**	**0.004**
	Borda Total_1.5km	-108.59	221.17	3.72	0.74	2	0.24	0.09	0.007
	Borda Total_2km	-108.68	221.35	3.63	0.92	2	0.22	0.09	0.007
	Borda Total_5km	-108.89	221.78	3.42	1.35	2	0.17	0.08	0.009
	Borda Total_500	-111.37	226.74	0.94	6.31	2	0.01	0.02	0.171
	Borda Total_nulo	-112.31	226.62	0.00	6.19	1	0.02	0.00	-
	Conectividade_500	**-102.02**	**208.05**	**10.29**	**0.00**	**2**	**0.90**	**0.24**	**1.02e-06**
	Conectividade_5km	-104.35	212.70	7.96	4.65	2	0.09	0.19	4.92e-05
	Conectividade_1km	-107.26	218.51	5.05	10.47	2	0.00	0.12	0.001
	Conectividade_1.5km	-107.31	218.61	5.00	10.57	2	0.00	0.12	0.001
	Conectividade_2km	-107.94	219.88	4.37	11.83	2	0.00	0.10	0.002
	Conectividade_nulo	-112.31	226.62	0.00	18.58	1	0.00	0.00	-
	Heterogeneidade_5km	**-107.89**	**219.78**	**4.42**	**0.00**	**2**	**0.46**	**0.10**	**0.003**
	Heterogeneidade_2km	-108.62	221.25	3.69	1.46	2	0.22	0.09	0.007
	Heterogeneidade_1.5km	-108.90	221.79	3.41	2.01	2	0.17	0.08	0.009
	Heterogeneidade_1km	-109.29	222.57	3.02	2.79	2	0.11	0.07	0.014
	Heterogeneidade_500	-110.87	225.73	1.45	5.95	2	0.02	0.03	0.08
	Heterogeneidade_nulo	-112.31	226.62	0.00	6.84	1	0.02	0.00	

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Apêndice D– Comunidade de semente coletados e a abundância de espécie no Projeto Ecológico de Longa Duração no Corredor Cantareira-Mantiqueira, localizado em São Paulo, Brasil.

Nome_especie	Abundancia
Agonandra brasiliensis	20
Alibertia edulis	1
Alibertia Sessilis	1
Allamanda cathartica	7
Allophylus edulis	170
Aloysia virgata	5
Amaioua intermedia	420
Amasonia hirta	1

Anadenanthera colubrina	4
Andira humilis	1
Andradea floribunda	1
Apeiba tibourbou	139
Aporocactus martianus	13
Apuleia leiocarpa	1
Aralia warmingiana	11
Araucaria angustifolia	30
Arctium lappa	25
Aristolochia odoratissima	6
Aristolochia sp.	61
Aspidosperma australe	4
Aspidosperma brasiliense	106
Aspidosperma sp.	262
Aspidosperma subincanum	3
Astronium urundeuva	1
Balfourodendron riedelianum	1
Bauhinia forficata	2
Billbergia porteana	11
Butia microspadix	1
Butia paraguayensis	1
Byrsonima clausseniana	20
Byrsonima coccolobifolia	2
Byrsonima sericea	4
Calophyllum brasiliense	68
Campomanesia adamantium	1
Cariniana estrellensis	467
Cariniana legalis	43
Casearia sylvestris	17
Cassytha filiformis	11
Cecropia hololeuca	537
Cecropia pachystachya	9
Cedrela odorata	36
Celtis Iguanaea	80
Cenostigma pluviosum	29
Cestrum schlechtendalii	4
Chiococca alba	2
Chrysobalanus Icaco	1

Chrysophyllum gonocarpum	16
Clethra scabra	231
Clidemia capitellata	1
Clidemia octona	1
Coccocypselum lanceolatum	7
Coffea arabica	1
Colubrina glandulosa	1647
Commiphora leptophloeos	1
Conyza sumatrensis	940
Copaifera langsdorffii	34
Cordia americana	41
Cordia incognita	5
Cordia oncocalyx	8
Cordia sellowiana	6
Cordiera elliptica	93
Cordyline Spectabilis	7
Couepia belemii	1
Coussarea accedens	2
Croton floribundus	3
Croton macrobothrys	15
Croton urucurana	17
Cupania vernalis	11
Cybianthus detergens	3
Dahlia pinnata	17
Dalbergia frutescens	19
Daphnopsis brasiliensis	1
Davilla elliptica	76
Declieuxia fruticosa	4
Didymopanax macrocarpus	5259
Doliocarpus dentatus	99
Drimys brasiliensis	3
Echinolaena inflexa	1
Enterolobium contortisiliquum	2
Eriotheca candolleana	2
Eriotheca pubescens	1
Erisma arietinum	10
Erythrina falcata	1
Erythroxylum tortuosum	1
Esenbeckia grandiflora	52
Eucalyptus sp.	174
Eugenia punicifolia	19
Euterpe edulis	73

Faramea marginata	1
Faramea nigrescens	3
Ficus guaranitica	13
Garcinia gardneriana	20
Guapira opposita	36
Guarea kunthiana	20
Guazuma crinita	3
Handroanthus chrysotrichus	105
Handroanthus Heptaphyllus	7
Handroanthus impetiginosus	63
Handroanthus ochraceus	24
Handroanthus sp..	46
Handroanthus sp…	15
Handroanthus umbellatus	71
Heisteria ovata	1
Helietta apiculata	37
Heliocarpus americanus	688
Heliocarpus popayanensis	1
Hymenaea altissima	24
Ilex affinis	9
Ilex Brevicuspis	11
Ilex cerasifolia	45
Ilex dumosa	71
Ilex paraguariensis	31
Inga barbata	1
Ixora venulosa	83
Jacaranda caroba	2
Jacaranda cuspidifoli	5
Jacaratia spinosa	1
Kielmeyera marauensis	21
Lacistema hasslerianum	119
Lamanonia ternata	621
Lantana hypoleuca	1
Lasiacis ligulata	30
Luehea divaricata	13
Luehea grandiflora	5
Mabea fistulifera	4
Machaerium brasiliense	7
Machaerium nyctitans	17
Maclura Tinctoria	1
Matayba guianensis	20

Metrodorea nigra	4
Mezilaurus sp.	4
Miconia albicans	395
Miconia cinerascens	1081
Miconia elegans	49
Miconia Fallax	6245
Miconia Pepericarpa	4044
Miconia sp.	625
Mimosa bimucronata	525
Mimosa scabrella	1
Mimosa sp.	2
Monteverdia aquifolium	17
Monteverdia chapadensis	27
Monteverdia gonoclada	4
Monteverdia ilicifolia	2
Moquiniastrum polymorphum	24
Moquiniastrum sp.	2978
Morfo 01	2
Morfo 02	29
Morfo 03	13
Morfo 04	40
Morfo 06	2
Morfo 07	1
Morfo 08	1
Morfo 09	9
Morfo 10	3
Morfo 11	2
Morfo 12	11
Morfo 13	5
Morfo 14	3
Myrcia glomerata	113
Myrcia guianensis	43
Myrcia selloi	8
Myrcia tomentosa	41
Myrcia venulosa	1
Myrciaria floribunda	4
Myrocarpus frondosus	1
Myrsine coriacea	48
Myrsine gardneriana	34
Myrsine guianensis	10
Myrsine loefgrenii	2
Notocactus buiningii	2
Ocotea aciphylla	14
Ocotea pomaderroides	13

Ocotea velloziana	1
Olyra latifolia	8
Ossaea congestiflora	1
Pachystroma longifolium	1
Palicourea marcgravii	5
Palicourea rigida	151
Pereskia aculeata	13
Pimenta pseudocaryophyllus	4
Piper aduncum	5
Piptadenia gonoacantha	30
Piptocarpha angustifolia	74
Piptocarpha rotundifolia	956
Piptocarpha sp.	10
Plathymenia reticulata	3
Pleradenophora membranifolia	11
Pleroma sellowianum	77
Plinia rivularis	5
Populus nigra	3792
Pseudobombax tomentosum	1
Psidium cattleyanum	1
Psidium rufum	8
Psychotria carthagenensis	157
Psychotria recordiana	2
Psychotria warmingii	7
Pterogyne nitens	1
Qualea multiflora	12
Renealmia alpinia	25
Roupala montana	3
Rubus brasiliensis	1
Schinopsis balansae	2
Schinus terebinthifolius	106
Schwartzia adamantium	22
Sebastiana brasiliensis	1
Seguieria Langsdorffii	272
Senegalia polyphylla	1
Senna macranthera	1
Senna multijug	13
Senna pendula	8
simira sampaioana	5
Siparuna guianensis	16
Siphoneugena reitzii	37
Solanum atropurpureum	4

Solanum granulosoleprosum	156
Solanum oocarpum	11
Solanum pseudoquina	4
Solanum Scuticum	86
Solanum Torvum	7
Sparattosperma leucanthum	31
Stifftia chrysantha	1
Styrax ferrugineus	91
Syagrus romanzoffiana	85
Tabebuia aurea	47
Tabebuia Cassinoides	2
Tabebuia roseoalba	10
Tachigali rugosa	1
Taraxacum officinale	12
Thymus vulgaris	111
Tilesia baccata	15
Tococa guianensis	1
Toulicia laevigata	133
Toulicia stans	448
Trema micrantha	13
Trichilia catigua	24
Trichilia pallida	1
Triplaris weigeltiana	72
Varronia polycephala	4
Vassobia breviflora	1
Vismia guianensis	26
Vochysia bifalcata	79
Xanthium spinosum	70
Xylopia aromatica	780
Zeyheria tuberculosa	1

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).