

UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS - UFGD
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E AMBIENTAIS - FCBA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE - PPGBMA

**EFEITO DE DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS NA DIVERSIDADE TAXONÔMICA
E FUNCIONAL EM FRAGMENTOS SECUNDÁRIOS DE MATA ATLÂNTICA**

Geane Luiza Viana de Melo

DOURADOS-MS
2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS - UFGD
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E AMBIENTAIS - FCBA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE - PPGBMA

**EFEITO DE DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS NA DIVERSIDADE TAXONÔMICA
E FUNCIONAL EM FRAGMENTOS SECUNDÁRIOS DE MATA ATLÂNTICA**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente da Universidade Federal da Grande Dourados – Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, para obtenção do Título de Mestre em Biodiversidade e Meio Ambiente, área de concentração: Conservação dos Recursos Naturais .

Discente: Geane Luiza Viana de Melo

**Orientador (a): Prof. (a) Dr(a). Zefa Valdivina
Pereira**

DOURADOS-MS
2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

M528e	<p>Melo, Geane Luiza Viana de. Efeitos de distúrbios antrópicos na diversidade taxonômica e funcional em fragmentos secundários de Mata Atlântica. / Geane Luiza Viana de Melo. – Dourados, MS : UFGD, 2023.</p> <p>Orientadora: Prof. Zefa Valdivina Pereira. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Grande Dourados.</p> <p>1. Biodiversidade. 2. Fragmentação florestal. 3. Cobertura florestal. I. Título.</p>
-------	--

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central – UFGD.

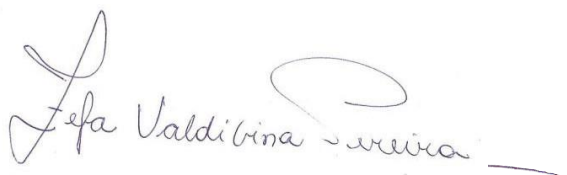
©Todos os direitos reservados. Permitido a publicação parcial desde que citada a fonte.

“EFEITO DE DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS NA BIODIVERSIDADE
TAXONÔMICA E FUNCIONAL EM FRAGMENTOS SECUNDÁRIOS DE
MATA ATLÂNTICA”

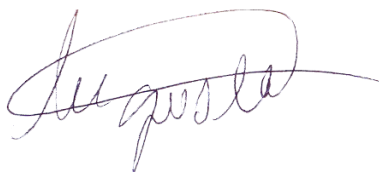
POR

GEANE LUIZA VIANA DE MELO

DISSERTAÇÃO APRESENTADA À UNIVERSIDADE FEDERAL DA
GRANDE DOURADOS (UFGD), COMO PARTE DOS REQUISITOS
EXIGIDOS PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM
BIODIVERSIDADE E MEIO AMBIENTE -ÁREA DE CONCENTRAÇÃO:
“CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS”.



PROF.^a DR.^a ZÉFA VALDIVINA
PEREIRA ORIENTADORA – UFGD



PROF. DR. AUGUSTO GIARETTA DE
OLIVEIRA MEMBRO TITULAR – UFGD



PROF.^a DR.^a SHALINE SÉFARA LOPES
FERNANDES MEMBRO
TITULAR – UFGD

Aprovada em 10 de outubro de
2023.

*Ao povo que luta pela natureza, por terra e por pão,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

Antes de agradecer, gostaria de enfatizar que, ao iniciar o mestrado, estávamos ainda lidando com a pandemia. Foram tempos difíceis e cruéis. Passamos por momentos inimagináveis, sentimos tristeza, raiva e desespero. Em meio a tanto, as aulas, mesmo que remotas, foram um refúgio abençoado com o conhecimento que só verdadeiros mestres, como descrito no dicionário, são capazes de apresentar. Não posso esquecer de dizer que trabalhar e estudar também foi um desafio. Mas é assim que a classe trabalhadora se organiza. Dito isso, gostaria de agradecer imensamente aos meus professores do mestrado, à minha orientadora Prof. Dra. Zefa (que como disse outro professor, ela não é uma orientadora, ela é quase uma mãe!), aos meus colegas da turma de 2021 e a uma querida em especial, de outra turma, muito inteligente e solícita, Ritinha, que me ensinou com muita paciência a utilizar diversas ferramentas para realizar esse trabalho. Aos meus companheiros do trabalho e do Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra que me lembram todos os dias que eu também sou parte da natureza e por isso devo viver por ela. Aos meus pais, Luiz Gonzaga e Joana D'Arc. Também agradeço a oportunidade de estar mais uma vez em curso de uma universidade pública comprometida com a educação desse país.

RESUMO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ricos em biodiversidade e ecossistemas do mundo, mas tem sofrido impactos negativos em função da urbanização desordenada, agricultura, pecuária e mineração. Em decorrência desses impactos, atualmente resta apenas 28% de sua vegetação original. A bacia do rio Doce, inserida completamente no bioma Mata Atlântica, sofreu diversas pressões e distúrbios antrópicos que impulsionaram sua degradação e fragmentação e foi cenário de um dos maiores crimes ambientais do país, o rompimento da barragem de Fundão localizada em Mariana – MG. Visando a mitigação dos impactos causados pelo rompimento da barragem, foi criado o Projeto de Restauração Florestal e Desenvolvimento Sustentável da Bacia do Rio Doce, uma parceria entre o MST e a Fundação Renova, que visa restaurar 1960 hectares de áreas de preservação permanente e recarga hídrica em assentamentos de reforma agrária da região. Este estudo foi realizado em 11 fragmentos de vegetação secundária, dentre os que serão restaurados pelo projeto, com objetivo de caracterizar e avaliar como os distúrbios antrópicos influenciam a diversidade taxonômica e funcional de fragmentos florestais secundários. A amostragem foi realizada a partir da implementação de 5 parcelas de 25mx4m, totalizando 100m², em cada fragmento. Dentro das parcelas, foram obtidos dados de altura e diâmetro de indivíduos arbóreos com CAP>15,70 e realizado o levantamento da presença de fatores de degradação, como fogo, gramíneas invasoras, erosão, presença de animais domésticos e espécies arbóreas exóticas. Os dados de atributos funcionais foram levantados mediante consulta à literatura e as métricas da paisagem foram calculadas utilizando o *software* QGIS. A influência das variáveis ambientais na diversidade taxonômica e funcional foram calculadas a partir da testagem de modelos utilizando o *software* R. Foram amostradas 19 famílias, 32 gêneros e 40 espécies. Os fragmentos apresentaram índices de diversidade de Shannon (H') de 0,41 a 2,34 e equitabilidade de Pielou(J') entre 0,37 a 0,82. Os valores médios de DAP variaram entre 7,82cm e 11,56cm. A altura média variou de 5,44m a 6,91m. Os valores de área basal encontrados variaram entre 6,55m²/ha e 16,62m²/ha. Dezoito espécies foram classificadas como pioneiras, 14 secundárias iniciais e 8 secundárias tardias. 16 são anemocóricas, 13 são zoocóricas e 11 são autocóricas. 13 espécies possuem fruto carnoso e 27 possuem fruto seco. 32 espécies foram classificadas como heliófitas, 3 como esciófitas. O comprimento da semente variou entre 1mm a 40mm e o comprimento do fruto variou entre 4mm e 300mm. A densidade da madeira variou entre 0,50 g/cm³ a 1,19 g/cm³. Os resultados demonstram que os fragmentos estão em estágio inicial de sucessão, além de indicarem homogeneização funcional. Dentre os distúrbios antrópicos avaliados, a porcentagem de cobertura florestal apresentou maior influência sobre a riqueza taxonômica e funcional, indicando que quanto maior a cobertura florestal, maior a diversidade. Apesar de não ter apresentado influência significativa, o fogo foi fator importante para a redução da diversidade em áreas com alta porcentagem de cobertura florestal. Pequenos fragmentos florestais não devem ser perdidos de vista no que tange a conservação da biodiversidade, pois essas áreas podem compor mosaicos funcionalmente conectados e responderem de forma positiva à uma boa estratégia de restauração. Os assentamentos de reforma agrária apresentam ótimas condições para a restauração desses pequenos fragmentos, pois além da possibilidade de estabelecer áreas conectadas, o apoio de uma comunidade organizada e comprometida com a sustentabilidade é relevante.

Palavras-chave: biodiversidade, fragmentação florestal, cobertura florestal

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the most biodiverse and ecosystem-rich biomes in the world, but it has suffered negative impacts due to uncontrolled urbanization, agriculture, livestock farming, and mining. As a result of these impacts, only 28% of its original vegetation remains today. The Doce River basin, completely encompassed within the Atlantic Forest biome, has faced various pressures and human disturbances that have driven its degradation and fragmentation. It was also the scene of one of the country's largest environmental crimes, the rupture of the Fundão dam located in Mariana – MG. In order to mitigate the impacts caused by the dam breach, the Forest Restoration and Sustainable Development Project of the Doce River Basin was created, a partnership between the MST and the Renova Foundation, aiming to restore 1960 hectares of permanent preservation areas and water recharge in agrarian reform settlements in the region. This study was conducted in 11 secondary vegetation fragments, among those to be restored by the project, with the objective of characterizing and evaluating how human disturbances influence the taxonomic and functional diversity of secondary forest fragments. Sampling was carried out by implementing 5 plots of 25m x 4m, totaling 100m², in each fragment. Within the plots, data on height and diameter of trees with DBH > 15.70 were obtained, and the presence of degradation factors such as fire, invasive grasses, erosion, presence of domestic animals, and exotic tree species was surveyed. Functional attribute data were collected through literature review, and landscape metrics were calculated using QGIS software. The influence of environmental variables on taxonomic and functional diversity was calculated through model testing using R software. Nineteen families, 32 genera, and 40 species were sampled. The fragments showed Shannon diversity indices (H') ranging from 0.41 to 2.34 and Pielou's evenness (J') between 0.37 and 0.82. Mean DBH values ranged from 7.82cm to 11.56cm. The average height varied from 5.44m to 6.91m. Basal area values ranged from 6.55m²/ha to 16.62m²/ha. Eighteen species were classified as pioneers, 14 as early secondary, and 8 as late secondary. Sixteen are anemochoric, 13 are zoochoric, and 11 are autochoric. Thirteen species have fleshy fruit, and 27 have dry fruit. Thirty-two species were classified as heliophytes, and 3 as sciophytes. Seed length ranged from 1mm to 40mm, and fruit length ranged from 4mm to 300mm. Wood density ranged from 0.50 g/cm³ to 1.19 g/cm³. The results demonstrate that the fragments are in the early stage of succession, and indicate functional homogenization. Among the evaluated human disturbances, forest cover percentage had the greatest influence on taxonomic and functional richness, indicating that higher forest cover leads to greater diversity. Although not significantly influential, fire was an important factor in reducing diversity in areas with high forest cover. Small forest fragments should not be overlooked in biodiversity conservation, as these areas can form functionally connected mosaics and respond positively to a good restoration strategy. Agrarian reform settlements provide excellent conditions for restoring these small fragments because, in addition to the possibility of establishing connected areas, the support of an organized community committed to sustainability is relevant.

Key-words: biodiversity, forest fragmentation, forest cover

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
Artigo escrito nas normas da revista South African Journal of Botany	13
1 INTRODUÇÃO	14
2 MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1 ÁREA DE ESTUDO	16
2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO	18
2.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	19
2.4 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL.....	21
2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	21
3 RESULTADOS	22
3.1 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E ESTRUTURA	22
3.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL	30
3.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	31
4 DISCUSSÃO	34
4.1 ESTRUTURA, DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL	34
4.2 EFEITO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	36
5. CONCLUSÃO.....	39
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	39
APENDICE A	48
Anexo I.....	50

INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é reconhecida internacionalmente pela sua biodiversidade, sendo um dos biomas mais ricos em termos de variedade de espécies e ecossistemas no mundo (Myers et al., 2000). No entanto, é também um dos biomas mais impactados e degradados devido ao processo de urbanização (Ribeiro et al., 2009). Estima-se que a Mata Atlântica brasileira, um dos 36 hotspots globais de biodiversidade, possui 28% de sua vegetação nativa remanescente (Rezende et al., 2018). Este dado é alarmante e ressalta a intensidade das pressões humanas sobre esse bioma.

Devido ao rápido crescimento populacional, urbanização desordenada, agropecuária e exploração madeireira, a Mata Atlântica tem sido altamente fragmentada nas últimas décadas (Scussel et al., 2020). Mesmo considerando a importância econômica dessas atividades, seus impactos reverberam na alteração do habitat afetando a biodiversidade. A bacia do rio Doce, que abrange uma vasta área nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, se encontra completamente dentro do bioma Mata Atlântica e é de grande importância ecológica e econômica. A região do Médio Rio Doce sofreu diversas pressões e distúrbios que contribuíram para sua degradação e fragmentação (Oliveira-Junior et al., 2020). Um dos mais severos foi o rompimento da barragem de Fundão, situada em Mariana – MG, ocorrido em novembro de 2015. Segundo o IBAMA, houve derramamento de 45 MMm³ de rejeito, composto principalmente por óxido de ferro e sílica, no ambiente que ultrapassou a barragem de Santarém, percorrendo 55 km no rio Gualaxo do Norte até o rio do Carmo, e outros 22 km até o rio Doce em Minas Gerais, alcançando o litoral do Espírito Santo (BRASIL, 2019).

Esforços vem sendo feitos para mitigar os danos causados e, a partir de uma parceria entre o Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST) e a Fundação Renova¹, surgiu o Projeto de Restauração Florestal e Desenvolvimento Sustentável da Bacia do Rio Doce², que prevê, dentre outras ações, a restauração de aproximadamente

¹ A Fundação Renova é uma organização não governamental privada, responsável por cumprir o Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC), assinado pelas partes envolvidas no rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG, que define o escopo para reparação dos danos causados.

² O Projeto de Restauração Florestal e Desenvolvimento Sustentável na Bacia do rio Doce teve início em setembro de 2019, é fruto de uma parceria entre o MST e a Fundação Renova e faz parte das ações de reparação estabelecidas pelo TTAC (Termo Transitório de Ajustamento de Conduta).

1960 hectares de áreas de preservação permanente e recarga hídrica em assentamentos da reforma agrária na região. Os assentamentos escolhidos não se localizam na calha do rio Doce, portanto não sofreram impacto direto. Eles estão localizados em sub-bacias que abastecem o rio Doce, se tornando essenciais para a manutenção do rio, que é um dos principais abastecedores da população do Vale do Rio Doce.

Este estudo foi conduzido em 11 fragmentos (Figura 1) que fazem parte da área destinada à restauração pelo projeto. Esses fragmentos estão localizados em três assentamentos de reforma agrária em dois municípios da mesorregião do Vale do Rio Doce: os assentamentos Egídio Brunetto e Ulisses de Oliveira, situados no município de Jampruca, e o assentamento Roseli Nunes, localizado em Resplendor. Antes da ocupação, os assentamentos eram fazendas de pecuária extensiva e a vegetação nativa foi suprimida para implantação de pastagem. Os fragmentos florestais hoje encontrados nesses territórios são de vegetação secundária e cresceram sob a “proteção” dos camponeses que ali vivem, em volta de uma paisagem composta por pastagem e agricultura familiar. A atuação do projeto visa realizar não somente a restauração florestal desses fragmentos, mas a conscientização ambiental para garantir a perpetuação das áreas restauradas. Como a região é palco de grandes ações de mitigação dos impactos do rompimento, além do recrutamento de pessoal para trabalhar na restauração, outros projetos também atuam nesses assentamentos, organizando e capacitando a comunidade para a coleta de sementes e produção de mudas nativas.

Em escala global, a ênfase na conservação de habitats tende a favorecer áreas extensas e intocadas, muitas vezes negligenciando pequenas manchas que, quando somadas, podem representar uma extensão significativa para determinadas espécies (Fahrig et al., 2019). O estudo de pequenos fragmentos florestais é essencial para estabelecer prioridades e auxiliar na tomada de decisão para conservação e restauração da Mata Atlântica.

Figura 1 - Fotos dos fragmentos amostrados.



Fonte: Acervo pessoal.

REFERÊNCIAS

FAHRIG, Lenore; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; BENNETT, Joseph R.; BOUCHER-LALONDE, Véronique; CAZETTA, Eliana; CURRIE, David J.; EIGENBROD, Felix; FORD, Adam T.; HARRISON, Susan P.; JAEGER, Jochen A.G.. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, [S.L.], v. 230, p. 179-186, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>.

MYERS, Norman; MITTERMEIER, Russell A.; MITTERMEIER, Cristina G.; FONSECA, Gustavo A. B. da; KENT, Jennifer. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [S.L.], v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>.

OLIVEIRA-JUNIOR, Neil Damas de; HERINGER, Gustavo; BUENO, Marcelo Leandro; PONTARA, Vanessa; MEIRA-NETO, João Augusto Alves. Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 472, p. 118247, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>

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.. From hotspot to hopespot: an opportunity for the brazilian atlantic forest. **Perspectives In Ecology And Conservation**, [S.L.], v. 16, n. 4, p. 208-214, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.

RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre Camargo; PONZONI, Flávio Jorge; HIROTA, Márcia Makiko. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

SCUSSEL, Cristiane; ZOCHE, Jairo José; LADWIG, Nilzo Ivo; CONTO, Danrlei de. Fragmentação florestal em áreas de Mata Atlântica no Sul do Brasil: uma análise baseada em métricas da paisagem. **Geografia Ensino & Pesquisa**, Santa Maria, v. 24, p. 1-23, 31 dez. 2020. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/2236499443836>.

Artigo escrito nas normas da revista South African Journal of Botany

Efeito de distúrbios antrópicos na diversidade taxonômica e funcional em fragmentos secundários de Mata Atlântica

Geane Luiza Viana de Melo^a, Zefa Valdivina Pereira^b

^aEngenheira florestal, mestranda do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente da Universidade Federal da Grande Dourados – Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais. geaneluizaviana@gmail.com ^bBióloga, Dra. Professora da Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais da Universidade Federal da Grande Dourados. zefapereira@ufgd.edu.br

Autor Correspondente: geaneluizaviana@gmail.com

Highlights

- A fragmentação da Mata Atlântica está causando homogeneização funcional em fragmentos florestais secundários.
- Os fragmentos apresentaram baixos índices de diversidade.
- Distúrbios antrópicos podem induzir ao estágio de sucessão inicial.
- O aumento da porcentagem de cobertura florestal na paisagem está relacionado ao aumento da diversidade taxonômica e funcional.

Resumo

A Mata Atlântica, *hotspot* de biodiversidade, tem sido altamente fragmentada devido ao avanço dos processos de urbanização, desmatamento, agropecuária, principalmente pastagem, e extração de minério de ferro. O processo de fragmentação desse bioma impacta a biodiversidade, afetando diretamente a diversidade taxonômica e funcional. Com objetivo de caracterizar e avaliar como os distúrbios antrópicos influenciam a diversidade taxonômica e funcional de fragmentos florestais secundários, esse estudo foi

realizado em 11 fragmentos de floresta secundária em dois municípios de Minas Gerais. A amostragem foi realizada a partir da implementação de 5 parcelas de 25mx4m, totalizando 100m², em cada fragmento. Foram obtidos dados de altura e diâmetro de indivíduos arbóreos com CAP>15,70 e realizado o levantamento da presença de fatores de degradação. Dados de atributos funcionais foram levantados e as métricas de fragmentação e composição da paisagem foram calculadas. Dessa forma, foi avaliada a influência das variáveis ambientais na diversidade taxonômica e funcional. Foram amostradas 19 famílias, 32 gêneros e 40 espécies. Os fragmentos apresentaram índices de diversidade de Shannon (H') de 0,41 a 2,34 e equitabilidade de Pielou(J') entre 0,37 a 0,82. Os valores médios de DAP variaram entre 7,82cm e 11,56cm. A altura média variou de 5,44m a 6,91m. os valores de área basal encontrados variaram entre 6,55m²/ha e 16,62m²/ha. Dezoito espécies foram classificadas como pioneiras, 14 secundárias iniciais e 8 secundárias tardias. 16 são anemocóricas, 13 são zoocóricas e 11 são autocóricas. 13 espécies possuem fruto carnoso e 27 possuem fruto seco. 32 espécies foram classificadas como heliófitas, 3 como esciófitas. O comprimento da semente variou entre 1mm a 40mm e o comprimento do fruto variou ente 4mm e 300mm. A densidade da madeira variou entre 0,50 g/cm³ a 1,19 g/cm³. Os fragmentos apresentaram estágio inicial de sucessão com indícios de homogeneização funcional. Dentre os distúrbios avaliados, a variável que apresentou influência sobre a riqueza taxonômica e funcional foi a porcentagem de cobertura florestal. Os resultados indicam que a restauração dessas áreas deve ser realizada a partir do plantio de espécies de sucessão tardia e atrativas para os animais, impulsionando o processo de sucessão.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação do habitat, uma importante ameaça à biodiversidade global, é definida como um processo de subdivisão de áreas contínuas resultando em manchas (fragmentos) menores e isoladas, em decorrência de uma paisagem modificada ou degradada (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; Ferreira et al., 2019). O processo de fragmentação causa alterações no habitat, diferenciando os fragmentos do habitat original, pois um fragmento apresenta maior quantidade de borda e seu centro está mais próximo da borda (Primark and Rodrigues, 2001). Essa condição pode levar a alterações de características do ambiente importantes para que os organismos realizem suas atividades vitais, tais como aumento da luz e da temperatura, redução da umidade do ar, dessecação e distúrbios do vento (Pütz et al., 2011).

A expansão das atividades humanas resultou em uma Mata Atlântica extremamente fragmentada, onde quase a metade das manchas possuem menos de 10 hectares, enquanto por volta de 7% são maiores que 100 hectares (Ranta et al., 1998). Diversos pesquisadores têm se dedicado ao estudo da fragmentação, mas ainda não há consenso sobre seus efeitos na biodiversidade (Miller-Rushing et al., 2019). O ponto

principal é a diferença entre fragmentação do habitat e perda do habitat, uma vez que esses são conceitos diferentes. Enquanto a perda de habitat se refere à degradação, conversão ou destruição de um ambiente natural essencial para a sobrevivência e reprodução de determinadas espécies, a fragmentação envolve a criação de bordas, redução do tamanho dos fragmentos e no isolamento de manchas (Fahrig, 2017). Tais fatores levam ao aumento da exposição das espécies à borda, alterações nas condições microclimáticas e interrupção de processos ecológicos, como migração, reprodução e interação entre espécies (Tabarelli et al., 2008).

A perda de habitat é o principal fator causador da perda de biodiversidade (Pimm et al., 2020), porém alguns autores discutem que fragmentação do habitat não necessariamente implica em perda de habitat e a fragmentação em si pode, inclusive, apresentar efeitos positivos (Fahrig, 2017; Miller-Rushing et al., 2019). Apesar da falta de consenso, há uma tendência de empobrecimento da biodiversidade resultante de uma combinação de ameaças agravadas pela fragmentação do habitat (Fahrig, 2003; Tabarelli et al., 2004).

As florestas tropicais estão suscetíveis a um processo de homogeneização taxonômica e funcional, ou seja, estão se tornando mais semelhantes entre si devido a graves perturbações humanas (Lôbo et al., 2011). A diversidade taxonômica se refere à variedade de grupos taxonômicos nos quais as plantas são classificadas de acordo com suas características morfológicas, genéticas e evolutivas. O impacto na diversidade taxonômica, cujas categorias de interesse são a riqueza e abundância de espécies (Da Silva et al., 2022), pode levar à perda de espécies e alterações na composição de comunidades. A diversidade taxonômica tende a reduzir em habitats transformados e áreas fragmentadas (Lopez et al., 2018). Após a década de 1980, houve um aumento na semelhança das comunidades arbóreas na Mata Atlântica, gerado pela proliferação de grupos específicos de espécies nativas, que são principalmente caracterizados por serem ecologicamente plásticos e generalistas (Lôbo et al., 2011).

A diversidade funcional está relacionada com a variedade de características funcionais das espécies de plantas, como padrões de crescimento, estratégias de reprodução e dispersão, tolerância às condições ambientais, entre outras, que contribuem para uma utilização mais eficiente dos recursos e para a resistência a perturbações ambientais (Tilman, 2001). A simplificação da paisagem pela uniformização do uso da terra tem como consequência o declínio da composição funcional da comunidade,

selecionando espécies mais generalistas, levando à homogeneização funcional (Gámez-Virués et al., 2015). Em geral, estudos apontam respostas negativas para características funcionais de plantas em relação à perda e fragmentação de habitat, mas ainda não se conhece completamente o alcance desses efeitos sobre as características funcionais das espécies e a diversidade funcional das comunidades (Zambrano et al., 2019).

A configuração da paisagem também pode afetar a biodiversidade. Áreas extensas de floresta tendem a se recuperar mais rapidamente de perturbações humanas, enquanto pequenos fragmentos florestais podem seguir trajetórias de sucessão ecológica distintas daquelas observadas em grandes fragmentos (Liu et al., 2019). Fragmentos com menos de 25 hectares podem sofrer alterações estruturais consideráveis a longo prazo, havendo redução de espécies de sucessão tardia, tolerantes à sombra, e aumento de espécies pioneiras e secundárias iniciais. Esses fragmentos podem alcançar um novo equilíbrio com um conjunto consideravelmente menor de espécies em comparação ao inicial, retornando a um estágio sucessional anterior (Pütz et al., 2011). Além do tamanho dos fragmentos, a cobertura florestal e a conectividade também são importantes para a conservação das espécies. A conectividade das manchas está relacionada com a facilidade de movimentação de espécies entre diferentes áreas, possibilitando o fluxo gênico e a recolonização de áreas degradadas a partir da recepção de mais propágulos (Taylor et al., 2010).

A compreensão dos impactos causados pelas ações antrópicas na biodiversidade em remanescentes florestais é de extrema importância para a conservação da biodiversidade. Em conjunto com o conhecimento da configuração da paisagem, é possível identificar as abordagens mais eficazes para restauração dessas áreas. Portanto, o objetivo desse estudo foi caracterizar e avaliar como os distúrbios antrópicos influenciam a diversidade taxonômica e funcional de fragmentos florestais secundários. Nossa hipótese é de que áreas afetadas pelos fatores de degradação e pelas métricas de paisagem (com menor porcentagem de cobertura florestal e maior isolamento) apresentem menor diversidade taxonômica e funcional.

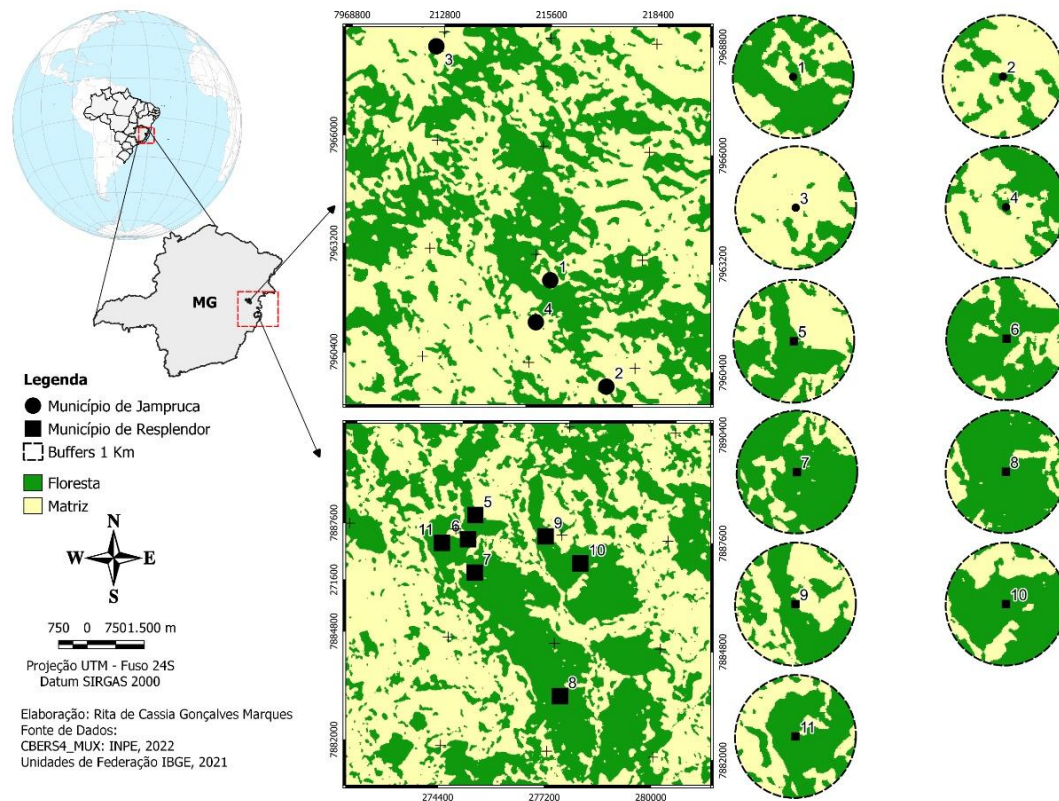
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em dois municípios do estado de Minas Gerais, Jampruca e Resplendor, ambos inseridos na bacia do rio Doce, a maior bacia hidrográfica completamente inserida no bioma Mata Atlântica (MEIRA-NETO et al., 2020)(MEIRA-NETO et al., 2020). De acordo com a classificação de Köppen, o clima é tropical quente semiúmido (Aw) com temperatura e índice de pluviosidade altos no verão. O inverno é seco e ameno. A temperatura média anual é de 24°C no município de Jampruca e 23,4°C no município de Resplendor (CLIMATE-DATA,2022).

Os fragmentos analisados estão situados em assentamentos de reforma agrária e fazem parte do Projeto de Restauração Florestal e Desenvolvimento Rural Sustentável na Bacia do rio Doce. Foram selecionados 11 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual em estágio inicial de sucessão (Figura 1). São áreas de sucessão secundária de diferentes tamanhos sob diferentes tipos de perturbação. Os fragmentos estão inseridos em matriz de agricultura familiar e principalmente de pastagem. Além dos impactos comuns dessas atividades, as áreas que ainda não apresentam cercamento como fator de proteção estão sujeitas à circulação do gado.

Figura 1 – Mapa de localização dos fragmentos e da paisagem de estudo. (a) Distribuição dos fragmentos amostrados nos municípios de Jampruca e Resplendor. (b) Buffers de 1km ao redor do centroide.



2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO

A metodologia de amostragem da vegetação está descrita em procedimento operacional para coleta de dados e validação de área para condução da regeneração natural (CAVALHEIRO et al., 2021) utilizado pela Fundação Renova. Os fragmentos foram amostrados por meio do estabelecimento de cinco parcelas com tamanho fixo de 100m², com 25m de comprimento e 4m de largura. Para montagem da parcela, foi definida a linha amostral com auxílio de uma trena e a largura foi fixada em dois metros para cada lado da linha amostral. As parcelas foram distribuídas de maneira aleatória por cada fragmento. As coordenadas geográficas foram coletadas em cada uma das unidades amostrais.

Os dados coletados nas parcelas foram altura estimada e circunferência à altura do peito (CAP) de indivíduos arbóreos com CAP igual ou superior a 15,70 cm; ausência ou presença de fatores de degradação (gramíneas invasoras, espécies arbóreas exóticas,

erosão, fogo e animais domésticos). Os valores de CAP foram convertidos em diâmetro ($d=C/\pi$) para obter o valor do diâmetro a altura do peto (DAP). As espécies foram coletadas e identificadas por especialistas e comparadas ao acervo do herbário da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. As espécies foram classificadas conforme Angiosperm Phylogeny Group (APG, 2009). A atualização taxonômica foi mediante a consulta ao banco de dados na Lista de Espécies da Flora do Brasil (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2023).

2.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais foram medidas em escala local e em escala da paisagem. Na escala local foi considerada a ausência e presença dos fatores de degradação sobre os fragmentos. Os fatores levantados foram: gramíneas invasoras, espécies arbóreas exóticas, erosão (ravina ou voçoroca), fogo e animais domésticos. Os detalhes da amostragem dos fatores de degradação são apresentados no quadro a seguir:

Quadro 1 - Detalhes da amostragem de fatores de degradação presentes nos fragmentos.

Fator de degradação	Classificação	Método de amostragem
Gramíneas invasoras	Ausência ou presença	Observação da cobertura do solo por gramíneas exóticas.
Espécies arbóreas exóticas	Ausência ou presença	Contagem do número de indivíduos. Foram consideradas espécies exóticas para o bioma de referência.
Erosão (ravina ou voçoroca)	Ausência ou presença	Observação da formação de sulcos profundos formados pelo escoamento superficial da água.
Fogo	Ausência ou presença	Ausência ou presença de indivíduos arbóreos atingidos pelo fogo.

Animais domésticos	Ausência ou presença	Ausência ou presença de animais ou vestígios da circulação de animais domésticos na parcela.
---------------------------	----------------------	--

As métricas da paisagem foram obtidas a partir de imagens de satélite da CBERS4_MUX com resolução de 30 metros, disponibilizadas gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Essas imagens foram escolhidas com base na resolução e menor cobertura de nuvens, para não prejudicar a classificação supervisionada. Utilizando o *software* QGIS versão 3.28.6, foi realizada uma composição colorida através de bandas RGB e em seguida, foi realizada a classificação supervisionada, utilizando o plugin Dzetsaka Classification Tool. As imagens foram classificadas em duas classes: fragmentos (formações florestais e afloramento rochoso) e matriz (demais usos da terra incluindo agricultura e pastagem). A classificação foi validada a partir do treinamento do algoritmo RANDOM FOREST, obtendo 96% de validação. Realizamos uma filtragem com a ferramenta SAGA para substituir pixels isolados com base na classificação da maioria de suas células vizinhas (Figura 1). Foram estabelecidos *buffers* de um quilômetro a partir do ponto central das parcelas para calcular as métricas da paisagem.

Para mensurar a fragmentação, utilizamos métricas de paisagem, que são algoritmos que quantificam características espaciais dos fragmentos isoladamente, em conjunto ou da paisagem como um todo (Couto, 2004) A quantidade e a configuração espacial dos fragmentos na paisagem podem influenciar na composição da comunidade florística de determinado local (Fahrig, 2002). Por isso, as métricas escolhidas foram porcentagem de cobertura florestal (AREA_F) e média da distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) (Coelho et al., 2020). As métricas, foram calculadas considerando todas as manchas de fragmento apresentadas dentro do buffer, visto que a fragmentação de habitat é um conceito aplicado à escala da paisagem e não a manchas individuais (Fahrig et al., 2019). As métricas foram calculadas no QGIS, utilizando o *plugin* LecoS – *Landscape Ecology Statistics*.

2.4 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL

Para riqueza e abundância, foram considerados o número de espécies e o número de indivíduos amostrados em cada fragmento. A diversidade foi estimada pelo índice de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J'). Para a diversidade funcional, foram considerados dados obtidos na literatura para os seguintes atributos: grupo de sucessão ecológica, síndrome de dispersão, tamanho da semente, tamanho do fruto, tipo de fruto, tolerância à sombra e densidade da madeira. A escolha dos atributos foi feita levando em consideração estratégias de colonização e resistência a distúrbios ambientais. As fontes consultadas foram os livros *Espécies Arbóreas Brasileiras* (Carvalho, 2003; Carvalho 2006; Carvalho, 2008; Carvalho, 2010; Carvalho, 2014), *Árvores Brasileiras* (Lorenzi, 1992; Lorenzi, 1998; Lorenzi, 2009) e o banco de dados na lista de espécies da Flora do Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2023).

2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foi empregada uma análise de ordenação, o método do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando “Bray-Curtis”, para expressar a dissimilaridade dos fragmentos amostrados. Foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA), utilizando a distância de Gower, para visualizar a dissimilaridade da riqueza de espécies em relação aos atributos funcionais. A PCoA é uma análise de ordenação irrestrita que aceita dados de diferentes tipos, sejam contínuos, categóricos, ordinais, entre outros (Da Silva et al., 2022).

Para compreender a influência das variáveis ambientais sobre a diversidade taxonômica e funcional, foi realizada a padronização das variáveis ambientais e feita a análise do efeito de cada conjunto destas sobre a riqueza taxonômica e funcional para obter o modelo que melhor explica o comportamento das variáveis resposta. Após, foi realizada a ANOVA para verificar qual a variável exerceu maior influência sobre a diversidade taxonômica e funcional.

Para melhor visualização da influência das variáveis ambientais na riqueza de espécies dos fragmentos, foi realizada uma análise de redundância baseada em distância (dbRDA), que é uma análise de ordenação restrita que organiza os objetos de acordo com as variáveis preditoras (Da Silva et al., 2022; Legendre e Anderson, 1999). A dbRDA

permite verificar como as variáveis ambientais determinam a composição de espécies utilizando uma medida de distância. A técnica consiste em gerar uma matriz de distâncias entre as réplicas usando uma medida de distância, nesse caso foi utilizada a de Bray-Curtis, e depois aplicar uma PCoA para corrigir autovetores com valores negativos (Da Silva et al., 2022). Todas as análises foram realizadas no *software* R utilizando o pacote “vegan”.

3 RESULTADOS

3.1 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E ESTRUTURA

Foram registrados 480 indivíduos distribuídos em 19 famílias, 32 gêneros e 40 espécies. A riqueza dos fragmentos variou de duas a 16 espécies e a abundância de 33 a 60 indivíduos. A família que apresentou maior riqueza foi a Fabaceae, com 13 espécies distintas. A espécie que apresentou maior abundância foi a *Astronium urundeuva* (M. Allemão) Engl., da família Anacardiaceae, com 178 indivíduos (Tabela 1).

Tabela 1 – Riqueza, abundância e atributos funcionais das espécies amostradas. Grupo sucessional (GE) – pioneira (Pi), secundária inicial (SI), secundária tardia (ST); síndrome de dispersão (SD) – anemocoria (ANE), autocoria (AUT), zoocoria (ZOO); tipo de fruto; tolerância à sombra (Tol. sombra); tamanho da semente em milímetros (TS); tamanho do fruto em milímetros (TF), densidade da madeira em g/m³ (DM).

			Atributos						
Família	Espécies	Nº de indivíduos	GE	SD	Tipo Fruto	Tol. sombra	TS	TF	DM
Achariaceae	<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	1	ST	ZOO	carnoso	heliófito	10	40	0,74
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1	SI	ANE	seco	esciófito	10	15	0,97
Anacardiaceae	<i>Astronium nelson-rosae</i> Santin.	1	ST	ANE	seco	heliófito	10	12	0,88
Anacardiaceae	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	178	SI	ANE	seco	heliófito	2	4	1,19
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	12	Pi	ZOO	carnoso	heliófito	10	30	-
Arecaceae	<i>Syagrus cf. duartei</i> Glassman	1	SI	ZOO	carnoso	heliófito	-	12	-
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1	SI	ANE	seco	heliófito	30	110	0,71
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	14	SI	ANE	seco	heliófito	20	180	1,01
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	28	Pi	ANE	seco	heliófito	40	130	0,75
Boraginaceae	<i>Cordia cf. tarodae</i> M.Stapf	5	SI	ANE	seco	heliófito	-	-	-
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	3	Pi	ZOO	carnoso	heliófito	8	10	0,78

			Atributos						
Família	Espécies	Nº de indivíduos	GE	SD	Tipo Fruto	Tol. sombra	TS	TF	DM
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	7	SI	ANE	seco	heliófito	6	8	0,78
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	6	Pi	ZOO	carnoso	heliófito	5	6	0,77
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus oligandrus</i> (Müll.Arg.) Pax	2	Pi	AUT	seco	heliófito	24	42	-
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus urens</i> (L.) Arthur	1	Pi	AUT	seco	heliófito	-	-	-
Fabaceae	<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	1	ST	AUT	seco	heliófito	6	15	0,97
Fabaceae	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	2	Pi	AUT	seco	heliófito	5	100	0,64
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	19	SI	AUT	seco	heliófito	12	80	0,93
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.		ST	ANE	seco	heliófito	10	30	0,8
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	6	Pi	AUT	seco	heliófito	7	9,5	0,69
Fabaceae	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel.	42	ST	ANE	seco	esciófito	30	70	0,89
Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	56	SI	ANE	seco	heliófito	7	60	0,82
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	3	Pi	AUT	seco	heliófito	10	35	0,77
Fabaceae	<i>Samanea inopinata</i> (Harms) Barneby & J.W.Grimes	3	Pi	AUT	seco	heliófito	-	231	-

			Atributos						
Família	Espécies	Nº de indivíduos	GE	SD	Tipo Fruto	Tol. sombra	TS	TF	DM
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	3	Pi	AUT	seco	heliófito	5	100	0,79
Fabaceae	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	1	Pi	AUT	seco	heliófito	5	300	0,5
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	1	Pi	AUT	seco	heliófito	5	94	0,51
Fabaceae	<i>Swartzia apetala</i> Raddi	1	ST	ZOO	carnoso	heliófito	12	18	-
Malpighiaceae	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	2	SI	ZOO	carnoso	heliófito	10	15	0,75
Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	1	Pi	ANE	seco	heliófito	6	35	0,64
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i> L.	3	SI	ZOO	carnoso	heliófito	3	4	-
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	9	SI	ZOO	carnoso	heliófito	3	20	0,88
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	1	Pi	ZOO	carnoso	heliófito	2	10	0,8
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	13	ST	ANE	seco	heliófito	3	10	0,56
Rubiaceae	<i>Alseis floribunda</i> Schott	19	Pi	ANE	seco	heliófito	1	4	0,85
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	11	SI	ANE	seco	heliófito	9	25	0,84
Salicaceae	<i>Banara serrata</i> (Vell.) Warb.	2	ST	ZOO	carnoso	heliófito	2	10	-

Família	Espécies	Nº de indivíduos	Atributos						
			GE	SD	Tipo Fruto	Tol. sombra	TS	TF	DM
Salicaceae	<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	2	SI	ZOO	carnoso	heliófito	7	5	0,66
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	Pi	ZOO	carnoso	esciófito	2	5	0,84
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	6	Pi	ANE	seco	heliófito	-	-	-
TOTAL		480							

Fonte: elaborado pela autora (2023).

O fragmento 8 apresentou os maiores valores para os índices de diversidade ($H'=2,34$; $J'=0,87$) seguido do fragmento 10 ($H'=2,28$; $J'=0,82$), indicando que, entre os fragmentos amostrados, estes apresentaram maior uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies (Tabela 2). Os fragmentos 4, 9, 1 e 2 obtiveram os menores índices de diversidade, respectivamente. Esses fragmentos possuem alta abundância de *Astronium urundeuva*, sendo que os fragmentos 4 e 9 apresentam monodominância da espécie.

Tabela 2 – Índices de diversidade por fragmento. Fragmento (Frag), número de famílias (Fam), número de gêneros (Gen), número de espécies (Esp), abundância de espécies (abund), índice de Shannon (H), índice de equitabilidade de Pielou (J) e diversidade funcional (DF).

Frag.	Fam.	Gen.	Esp.	Abund.	H	J	DF
1	3	4	5	42	0.8945236	0.5557988	0.8301197
2	3	4	5	42	0.9119582	0.5666315	0.8450863
3	6	7	7	52	1.0250283	0.5267603	1.0375388
4	3	3	3	33	0.4109151	0.3740310	0.5522306
5	5	8	8	38	1.4205719	0.6831507	1.1849144
6	8	14	14	60	1.6891539	0.6400596	1.6694918
7	6	7	7	40	1.5172939	0.7797348	1.0458329
8	9	14	14	43	2.3405592	0.8868921	1.7906168
9	2	2	2	50	0.4825776	0.6962123	0.3778641
10	8	15	16	41	2.2796644	0.8222151	1.8574458
11	11	11	11	39	1.9478217	0.8123048	1.3596051

Fonte: elaborado pela autora (2023).

Os valores médios de DAP variaram entre 7,82cm (fragmento 6) e 11,56cm (fragmento 2). A altura média variou entre 5,44m (fragmento 6) e 6,91m (fragmento 4). A área basal média variou entre 6,55m²/ha (fragmento 4) e 16,62m²/ha (fragmento 8) (Tabela 3).

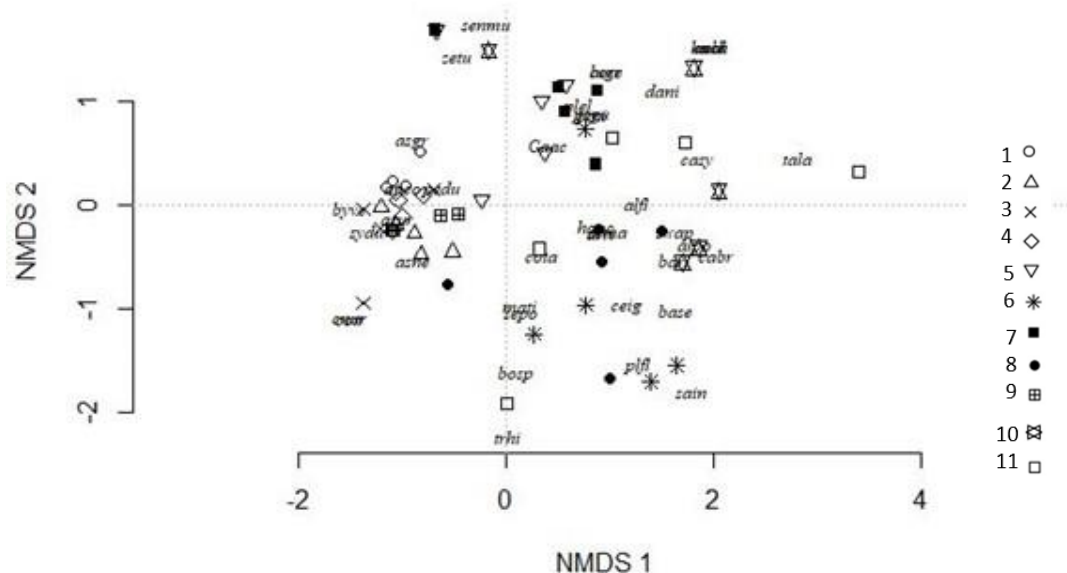
Tabela 3 - Valores de estrutura da comunidade amostrada. DAP_media - diâmetro médio; Ht_media - altura média; AB_media - área basal média; Cobert_media - cobertura de copa média, medida na treva.

Área	DAP_media (cm)	Ht_media (m)	AB_media (m ² /ha)
Fragmento 1	11,2218	6,0847	13,9458
Fragmento 2	11,5558	6,3714	15,2408
Fragmento 3	8,4452	5,7651	10,6772
Fragmento 4	8,9337	6,9205	6,5528
Fragmento 5	8,8693	5,4432	6,9013
Fragmento 6	7,8159	5,4604	11,0979
Fragmento 7	9,9694	6,1475	11,1232
Fragmento 8	9,2868	6,4351	8,7225
Fragmento 9	9,4419	5,9563	16,6296
Fragmento 10	8,4497	4,9671	9,9774
Fragmento 11	8,9013	5,4018	7,7540

Fonte: elaborada pela autora (2023).

Os fragmentos apresentaram diferenças quanto a riqueza da comunidade ($p > 0,001$), com 98% da variância de Bray-Curtis recuperada através da ordenação NMDS em duas dimensões (stress=0,1) (Figura 1 - Ordenação NMDS da composição de espécies nos locais de amostragem. Representação dos fragmentos de 1 a 11. Ver legenda do nome das espécies no APÊNDICE A.Figura 1). As espécies *Tabernaemontana laeta* Mart. e *Trichilia hirta* L. se destacaram na ordenação, aparecendo com mais frequência no fragmento 11. Os fragmentos 1, 2, 3, 4 e 9 se assemelham por apresentarem maior abundância de *Astronium urundeuva*.

Figura 1 - Ordenação NMDS da composição de espécies nos locais de amostragem. Representação dos fragmentos de 1 a 11. Ver legenda do nome das espécies no APÊNDICE A.

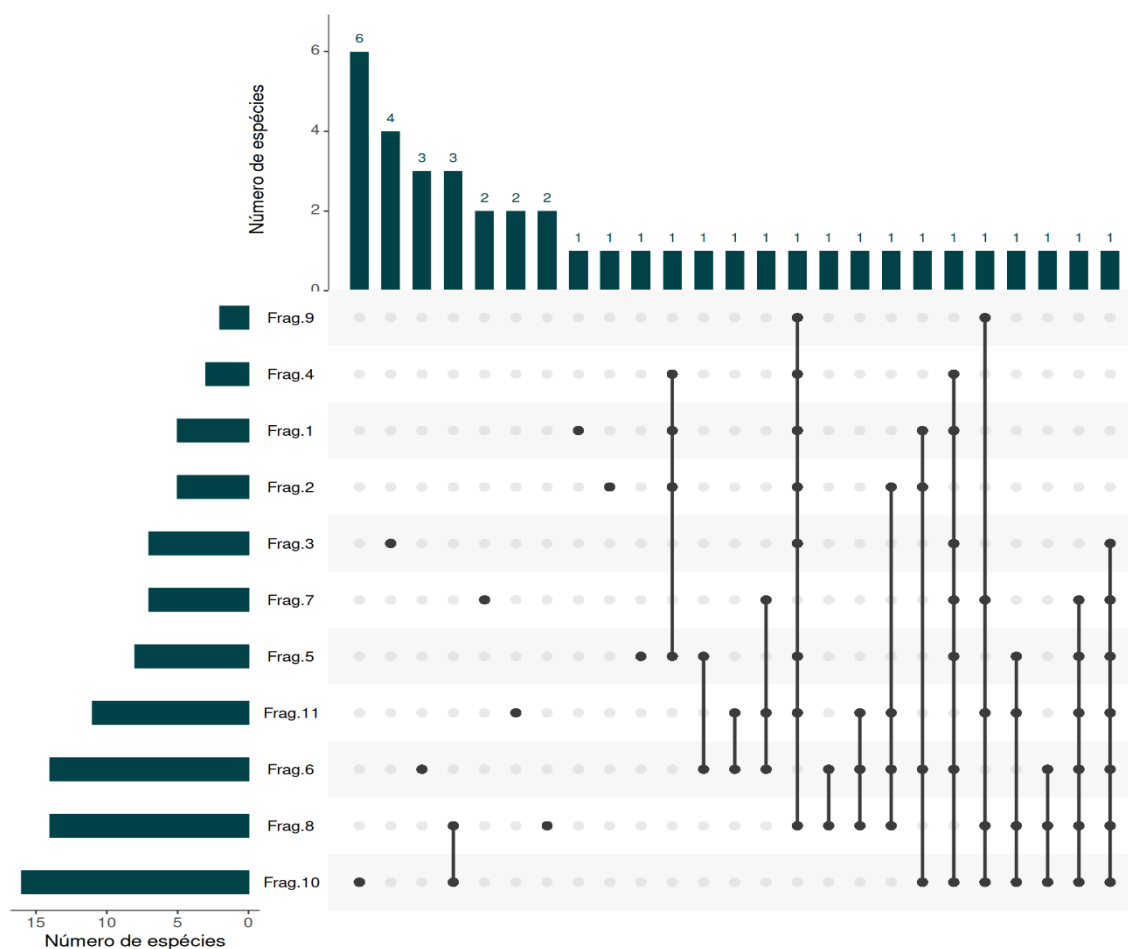


Fonte: elaborado pela autora (2023).

Os fragmentos 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 10, 11 apresentaram espécies exclusivas, com 1, 1, 4, 1, 3, 2, 2, 6, 2 espécies exclusivas, respectivamente. As espécies *Acosmium lentiscifolium*, *Astronium graveolens*, *Astronium nelson-rosae*, *Byrsonima verbascifolia*, *Carpotroche brasiliensis*, *Casearia aculeata*, *Casearia sylvestris*, *Cnidoscolus oligandrus*, *Cnidoscolus urens*, *Cordia cf. tarodae*, *Cordia sellowiana*, *Cordia trichotoma*, *Handroanthus chrysotrichus*, *Luehea grandiflora*, *Psidium guajava*, *Pterogyne nitens*, *Samanea inopinata*, *Senna macranthera*, *Senna multijuga*, *Swartzia apetala*, *Syagrus cf. duartei*, *Trichilia hirta* foram exclusivas de apenas um fragmento.

A figura a seguir apresenta o compartilhamento e exclusividade de espécies por fragmento. Ele aponta o número de espécies em cada fragmento, quantas espécies e com quais fragmentos elas foram compartilhadas (Figura 2) **Erro! Fonte de referência não encontrada.** Observa-se que do fragmento 5 ao 11 há um maior número de conexões. São fragmentos situados no mesmo assentamento e compartilham pelo menos uma espécie.

Figura 2 - Exclusividade e compartilhamento de espécies entre os fragmentos. Pontos conectados indicam entre quais fragmentos há compartilhamento de espécies e quantidade de espécies compartilhadas. Pontos sozinhos indicam que o fragmento possui espécies exclusivas.



Fonte: elaborado pela autora (2023).

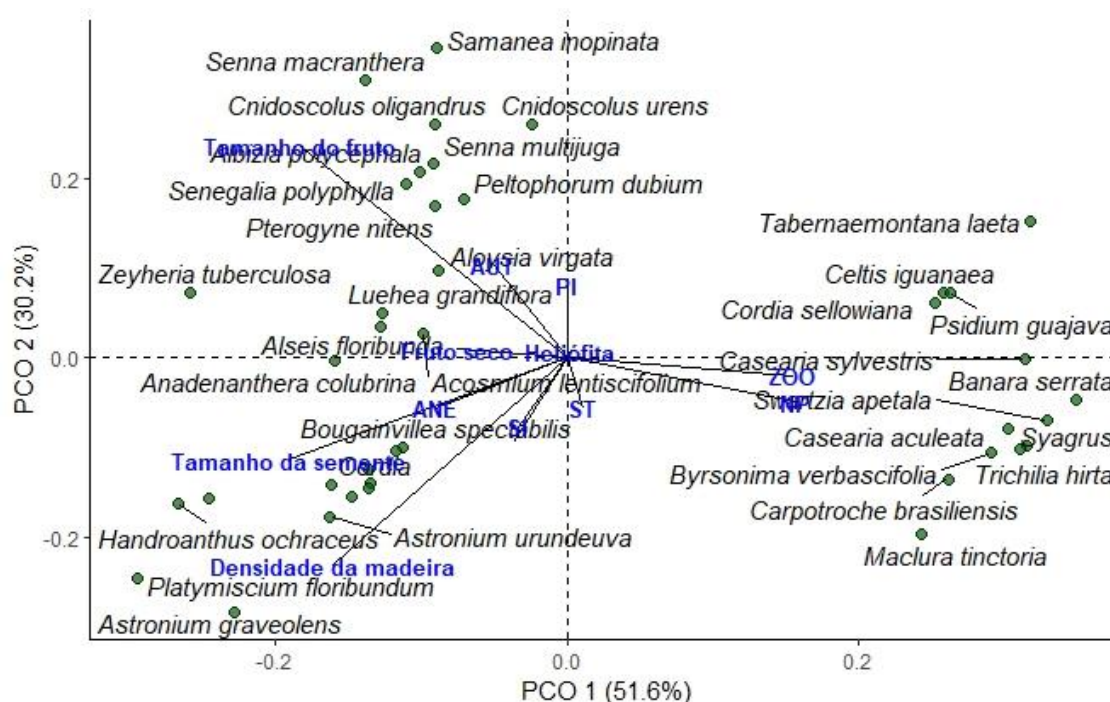
3.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL

O fragmento que apresentou maior valor de diversidade funcional foi o fragmento 10 (DF=1,85) e o fragmento 9 apresentou o menor valor (DF=0,37) (Tabela 2). Em relação ao grupo ecológico, foram classificadas 18 espécies pioneiras, 14 secundárias iniciais e 8 secundárias tardias. Sobre a síndrome de dispersão de sementes, 16 são anemocóricas, 13 são zoocóricas e 11 são autocóricas. 13 espécies possuem fruto carnoso e 27 possuem fruto seco. 32 espécies foram classificadas como heliófitas, 3 como esciófitas. O comprimento da semente variou entre 1mm a 40mm e o comprimento do

fruto variou entre 4mm e 300mm. A densidade da madeira variou entre 0,50 g/cm³ a 1,19 g/cm³. Os dados dos atributos funcionais por espécie estão apresentados na Tabela 1.

O gráfico abaixo apresenta como os atributos funcionais influenciaram na riqueza geral de espécies. Observa-se que o tamanho do fruto, tamanho da semente, densidade da madeira grupo ecológico e síndrome de dispersão, são os atributos que mais influenciaram na ordenação (Figura 3).

Figura 3 - Influência dos atributos funcionais na ordenação da riqueza geral de espécies.



Fonte: elaborado pela autora (2023).

3.3 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Em relação aos fatores de degradação, todos os fragmentos apresentaram presença de gramíneas invasoras e nenhum apresentou presença de espécies arbóreas exóticas. Processos erosivos foram identificados em 44% dos fragmentos, fogo e animais domésticos em 33%.

A porcentagem de cobertura florestal (AREA_F) variou entre 7,29% e 66,79% e a distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) variou entre 419,56m e 999,78m (Tabela 4).

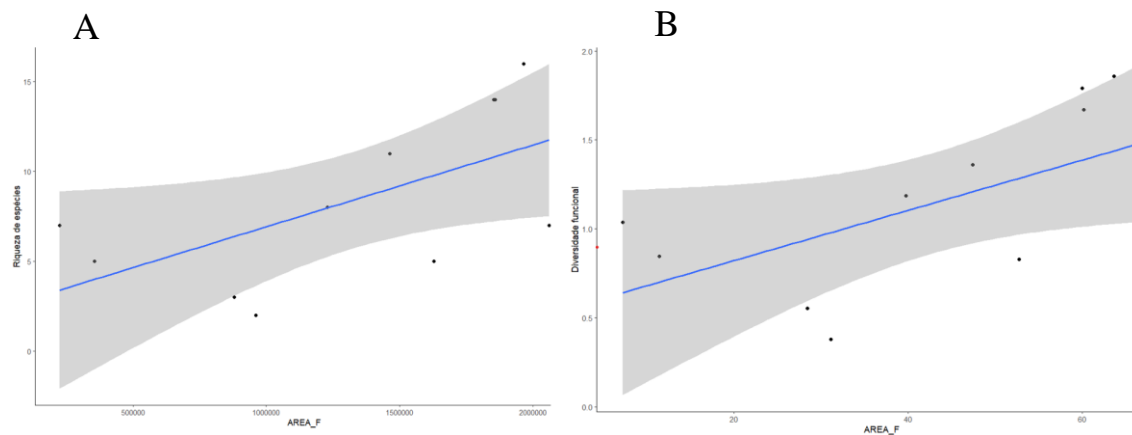
Tabela 4 – Porcentagem de cobertura florestal (AREA_F) e média da distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) entre os fragmentos.

Fragmento	AREA_F	ENN (m)	Espécies		Erosão	Fogo	Animais domésticos
			arbóreas exóticas	Gramíneas invasoras			
1	52,75	419,56	-	x	-	x	x
2	11,49	709,71	-	x	-	-	x
3	7,29	931,02	-	x	-	-	x
4	28,47	725,28	-	x	x	-	x
5	39,79	784,95	-	x	x	-	x
6	60,19	475,46	-	x	-	x	x
7	66,79	651,92	-	x	-	x	x
8	59,99	894,52	-	x	x	-	x
9	31,13	687,23	-	x	-	-	-
10	63,65	829,83	-	x	x	-	-
11	47,42	999,78	-	x	-	-	-

Fonte: elaborado pela autora (2023).

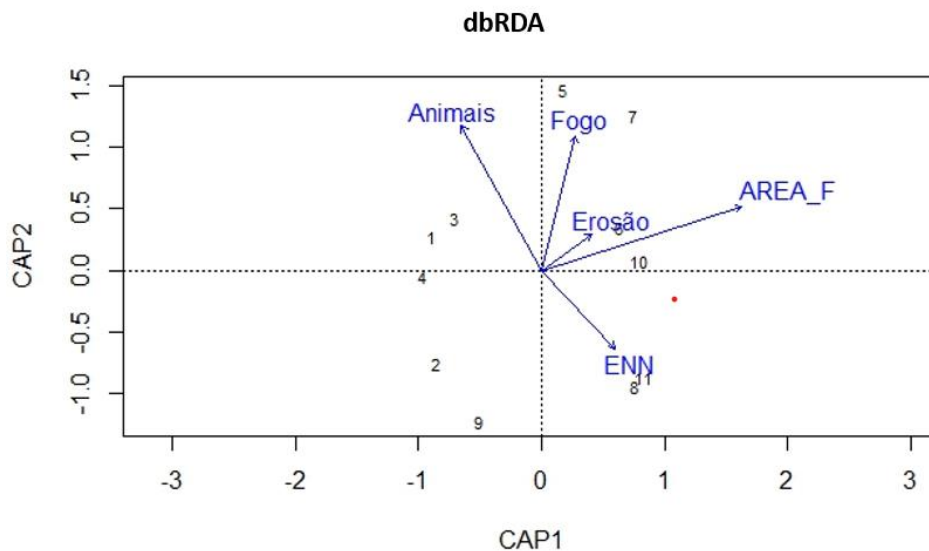
Para a diversidade taxonômica e funcional, nenhum dos fatores de degradação apresentaram influência significativa. As métricas da paisagem também não exerceram uma influência altamente significativa, mas a porcentagem de cobertura florestal AREA_F foi a variável ambiental que apresentou maior influência para a diversidade taxonômica ($P=0,03$) e funcional ($P=0,02$). Portanto, de maneira geral, à medida que a AREA_F aumenta, também aumenta a diversidade taxonômica (Figura 5A) e funcional (figura 5B).

Figura 4 - A: Influência da porcentagem de cobertura florestal (AREA_F) na riqueza de espécies. B: Influência da porcentagem de cobertura florestal (AREA_F) na diversidade funcional.



O gráfico resultante da dbRDA permite a melhor visualização da influência das variáveis ambientais na composição de espécies para cada fragmento (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

Figura 5 – Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) realizada para diversidade beta e as variáveis ambientais: porcentagem de cobertura florestal (AREA_F), distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN), animais domésticos (Animais), fogo e erosão .



Fonte: elaborado pela autora (2023).

4 DISCUSSÃO

Este estudo avaliou como os impactos humanos afetam a diversidade taxonômica e funcional em fragmentos florestais de Mata Atlântica. Era esperado que tanto os fatores de degradação quanto as métricas da paisagem afetassem a biodiversidade amostrada. No entanto, esta hipótese foi parcialmente confirmada. Os resultados mostram que as medidas de diversidade foram mais influenciadas pela porcentagem de cobertura florestal da paisagem, aumentando a diversidade à medida que a cobertura também aumenta. Considerando a grande variação nas características das paisagens no bioma Mata Atlântica, estes resultados ressaltam a importância de qualificar os efeitos dos diferentes distúrbios antrópicos para estabelecer ações eficientes de conservação e manejo.

4.1 ESTRUTURA, DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL

Os fragmentos florestais amostrados apresentaram estrutura que permite inferir que eles se encontram em estágio inicial avançando para estágio médio de regeneração

da vegetação secundária, de acordo com a resolução CONAMA N° 392, que apresenta valores de diâmetro e altura médios como parâmetros para estimar o estágio de regeneração (altura até 5m e DAP até 10cm para estágio inicial e altura de 5m a 12m e DAP de 10cm a 20cm para estágio médio) (Brasil, 2007). O mesmo pode ser verificado para os valores de área basal (AB até 8m²/ha para estágio inicial e até 15m²/ha para estágio médio) (Brasil, 1994). Apesar da baixa riqueza de espécies apresentada, fragmentos em estágio inicial de regeneração podem suportar uma variedade de espécies não encontradas ou que são raras em outros estágios da floresta e, por esse motivo, esse estágio é importante nos ecossistemas florestais do mundo todo, especialmente onde podem ocorrer eventos de perturbação que substituem o povoamento (Lindenmayer et al., 2019).

De modo geral, os fragmentos apresentaram índices de diversidade baixos e isso se relaciona diretamente com as métricas da paisagem, principalmente com porcentagem de cobertura florestal. Os resultados apresentaram compartilhamento de pelo menos uma espécie com outro fragmento, indicando que pode haver fluxo gênico entre os que estão geograficamente próximos. O deslocamento de uma espécie de um local para outro seguido do estabelecimento de populações viáveis sugere uma conexão funcional entre os fragmentos (Oliveira-Junior et al., 2020), porém os fragmentos não apresentaram grande semelhança na riqueza de espécies. Alguns fragmentos apresentaram monodominância de *Astronium urundeuva*, uma espécie resistente capaz de se regenerar naturalmente em áreas degradadas e solos erodidos. Essa é uma condição comum encontrada na região do Vale do Rio Doce, já identificada também em outros territórios do vale (Oliveira et al., 2014). Inclusive, para os moradores locais, a monodominância da aroeira, espécie inserida na lista de espécies ameaçadas de extinção, é considerada um entrave ambiental ao desenvolvimento regional e, por esse motivo, buscam respaldo jurídico para realizar o manejo sustentável da espécie (Murta et al., 2012).

A maioria das espécies encontradas possuem densidade da madeira média a alta (média entre 0,550 g/cm³ e 0,720 g/cm³ e alta superiores a 0,730 g/cm³) (Silva et al., 2015). A divergência entre estudos sobre a densidade madeira pode indicar a falta de padrão para essa característica funcional (Zuñe-Da-silva et al., 2022), mas sabe-se que esse traço influencia o crescimento das árvores e sua resposta às mudanças na disponibilidade de luz. Diferentes espécies de árvores têm estratégias de crescimento adaptadas às suas características de densidade da madeira, priorizando ganhos a curto ou longo prazo em resposta às mudanças nas condições ambientais, incluindo a disponibilidade de luz (Rüger et al., 2012). Espécies com alta densidade da madeira

também possuem certa resistência a distúrbios ambientais, principalmente ao fogo (Brando et al., 2012).

As espécies mais abundantes apresentaram dispersão por anemocoria e autocoria. Observou-se a ocorrência de espécies de zoocoria com sementes e frutos pequenos, que são dispersas por dispersores generalistas. À medida que aumenta a fragmentação, a rede de dispersão de sementes perde espécies e interações, ou seja, verifica-se um empobrecimento das funções ecológicas específicas e a possibilidade de uma homogeneização funcional de longo prazo das interações na paisagem florestal (Emer et al., 2020). A riqueza encontrada de espécies pioneiras e de sucessão inicial intolerantes ao sombreamento, com sementes e frutos pequenos, está relacionada à homogeneização funcional, visto que a reprodução dessas espécies está vinculada à polinizadores e dispersores generalistas (Lopes et al., 2009; Tabarelli et al., 2008).

Os resultados apontam para uma homogeneização funcional dos fragmentos amostrados, assim como já observado em outros estudos sobre a fragmentação da Mata Atlântica (Carneiro et al., 2016; Lôbo et al., 2011). O aumento da perturbação humana torna a paisagem mais homogênea, dominada por áreas abertas, com poucos remanescentes florestais antigos e biologicamente mais pobres, reduzindo a possibilidade de recuperação sucessional e aumentando a previsibilidade da trajetória sucessional, com a dominância de espécies adaptadas a perturbações e alterações bióticas (Arroyo-Rodríguez et al., 2013). Com o tempo, isso pode gerar um colapso na diversidade funcional nas assembleias de árvores, principalmente nos sistemas de polinização e outros grupos funcionais baseados em características reprodutivas, pois a homogeneização funcional pode ser transmitida em cascata aos consumidores de plantas (Lôbo et al., 2011). A perda de diversidade funcional pode levar a uma dependência maior de algumas espécies dominantes, tornando o ecossistema menos resiliente às perturbações ecológicas e às mudanças ambientais, comprometendo a capacidade do ecossistema florestal de resistir e se recuperar de perturbações (Craven et al., 2016).

4.2 EFEITO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A influência das métricas da paisagem foram mais expressivas. A AREA_F (porcentagem de cobertura florestal) influenciou tanto a diversidade taxonômica quanto a diversidade funcional, assim como observado em outros estudos (Benchimol et al., 2017; Rocha-Santos et al., 2023). Os índices de diversidade e as métricas de paisagem

não apresentaram um aumento gradual equivalente, ou seja, as áreas não apresentaram índices de diversidade ordenados de acordo com o aumento ou diminuição da cobertura florestal. Mas, de modo geral, a diversidade taxonômica e funcional foi maior em áreas com maior porcentagem de cobertura florestal. Porém, destacam-se as áreas 1 e 7, que apresentaram mais de 50% de cobertura florestal, mas não estão entre as áreas com maiores índices de diversidade. A ocorrência de fogo nessas duas áreas pode justificar a ausência de proporcionalidade entre a porcentagem de cobertura florestal e os índices de diversidade. Armenteras et al. (2021), aponta que um único incêndio pode provocar perda de biomassa e ameaçar riqueza de espécies, diversidade funcional e filogenética. De acordo com Silva et al., 2018 a fragmentação florestal interfere na frequência e intensidade de incêndios florestais, principalmente porque pequenas manchas são mais susceptíveis à redução da umidade, vento, entre outros fatores decorrentes do efeito de borda. Por motivos históricos, ainda faz parte da cultura de alguns agricultores assentados, o uso do fogo para limpar uma área ou para renovação da pastagem. Mesmo sendo supostamente controlado, o fogo pode se alastrar e invadir os fragmentos próximos. Apesar de se conhecer os efeitos do fogo, para melhor avaliar seus impactos na biodiversidade, seria necessário monitorar sua frequência a longo prazo (Coelho et al., 2020). Outro fator de degradação, observado em todos os fragmentos, foi a presença de gramíneas invasoras. Apesar de não ter exercido influência significativa na diversidade das amostras, essa variável pode apresentar correlação negativa entre sua densidade e a biodiversidade de plantas nativas (Davies, 2011). A existência de gramíneas exóticas em florestas fragmentadas, agravada por mudanças climáticas e incêndios, pode ameaçar a resiliência dos ecossistemas, resultando em mudanças persistentes que impactam negativamente a saúde das florestas (Kerns et al., 2020).

A ENN não influenciou significativamente na composição da amostra apesar de ser uma variável importante quando se trata de fragmentação, pois está diretamente relacionada com a conectividade da paisagem. Essa variável pode ter apresentado baixa influência porque a redução da conectividade se torna preocupante quando a cobertura vegetal nativa se encontra abaixo de 30% (FISCHER; LINDENMAYER, 2007), o que foi observado apenas nos buffers dos fragmentos 2, 3 e 4. Arellano-Rivas et al. (2018) apresenta em seu estudo a existência de uma correlação negativa entre a diversidade funcional e isolamento de manchas de fragmentos na paisagem, sendo que manchas menores e mais isoladas apresentam maior número de espécies pioneiras e intolerantes ao sombreamento.

Contudo, os distúrbios antrópicos, mesmo os que não apresentaram influência significativa, podem ter contribuído para a homogeneização funcional. As características de dispersão, principalmente semente pequenas e a rápida produção de sementes, são fatores relacionados ao estabelecimento de uma espécie durante a sucessão pós-perturbação (Stork et al., 2009). Os distúrbios antrópicos podem levar a perda de habitat para polinizadores e dispersores especialistas em fragmentos florestais, portanto redução de espécies tolerantes à sombra somada ao aumento de espécies pioneiras acarretam mudanças perceptíveis na distribuição de características relacionadas ao ciclo de vida e, conseqüentemente, causam mudanças substanciais na composição da comunidade arbórea, principalmente nas áreas de borda (Lopes et al., 2009). Junto a isso, espécies arbóreas de florestas antigas tolerantes à sombra com sementes grandes dispersas por grandes vertebrados arborícolas se tornam vulneráveis em florestas secundárias (Parry et al., 2007). A escassez de recursos florais também pode afetar polinizadores, interferindo na capacidade reprodutiva das árvores devido à polinização inadequada, o que contribui para a redução da diversidade funcional das comunidades arbóreas (Lopes et al., 2009).

É esperado que a regeneração florestal para as manchas de floresta secundária, resultantes de intervenções antrópicas, aconteça através de uma sequência direcional de estabelecimento e substituição dos estágios, onde as espécies pioneiras são substituídas por árvores tolerantes ao sombreamento e o conjunto de árvores se torna cada vez mais diversificado em termos taxonômicos e ecológicos (Santos et al., 2008). A compreensão do processo de fragmentação e sua influência na diversidade permite propor a melhor metodologia de restauração. Os fragmentos se encontram em uma área de média a baixa resistência à conectividade da paisagem, fato importante para construir estratégias de restauração (Oliveira-Junior et al., 2020). Em paisagens fragmentadas, principalmente formadas por pequenos fragmentos florestais, a conservação de espécies arbóreas pode ser realizada através de plantações e/ou do estímulo à regeneração florestal (Pütz et al., 2011). Apesar da complexidade, é importante reforçar a importância da conservação e restauração de pequenas manchas pois elas podem ser manejadas para auxiliar na manutenção de mosaicos funcionalmente conectados (Ribeiro et al., 2009).

5. CONCLUSÃO

Os resultados sugerem que a fragmentação e a degradação dos fragmentos florestais na Mata Atlântica estão associadas a mudanças na diversidade taxonômica e funcional desses ecossistemas. A porcentagem de cobertura florestal na paisagem emergiu como um fator crítico que influencia positivamente a biodiversidade. No entanto, a presença de fatores de degradação, como o fogo, desempenha papéis significativos na estrutura e dinâmica desses ecossistemas. A homogeneização funcional, onde as espécies dominantes frequentemente compartilham características funcionais semelhantes, pode ter implicações significativas. Isso inclui uma maior dependência de espécies pioneiras, intolerantes ao sombreamento, bem como perturbação nas interações ecológicas, como a polinização e dispersão de sementes. Essas mudanças podem, com o tempo, resultar em uma redução na resiliência dos ecossistemas, tornando-os menos capazes de se recuperar de perturbações ecológicas e de manter os serviços ecossistêmicos essenciais. Assim, os resultados destacam a necessidade de ações de conservação e manejo que busquem restaurar e manter a diversidade funcional nas paisagens fragmentadas.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os assentamentos de reforma agrária na bacia do rio Doce apresentam grande potencial de restauração devido à proximidade entre as manchas, havendo a possibilidade de criação de corredores ecológicos. A existência de um projeto de restauração nessas áreas, acompanhado por uma organização comprometida com o meio ambiente e o desenvolvimento sustentável contribuem para uma restauração mais eficiente, visto que há envolvimento da comunidade. Ações de conscientização ambiental são necessárias junto aos membros das comunidades locais, principalmente no que tange o manejo de espécies dominantes. A ideia de que a aroeira impede o crescimento de outras espécies habita o imaginário das pessoas que não associam a forte degradação das áreas à colonização por espécies resistentes aos distúrbios. O ideal é que a restauração dessas áreas seja feita com plantio de enriquecimento em conjunto com a condução da regeneração natural, inserindo espécies de outros grupos funcionais, como espécies de sucessão avançada e atrativa para agentes polinizadores e dispersores de sementes

REFERÊNCIAS

- APG, Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 161, n. 2, p. 105-121, 2009.
- Arellano-Rivas, A., De-Nova, J.A., Munguía-Rosas, M.A., 2018. Patch isolation and shape predict plant functional diversity in a naturally fragmented forest. *Journal of Plant Ecology* 11, 136–146. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw119>
- Armenteras, D., Dávalos, L.M., Barreto, J.S., Miranda, A., Hernández-Moreno, A., Zamorano-Elgueta, C., González-Delgado, T.M., Meza-Elizalde, M.C., Retana, J., 2021. Fire-induced loss of the world's most biodiverse forests in Latin America. *Sci Adv* 7, 3357–3370. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd3357>
- Arroyo-Rodríguez, V., Escobar, F., L Melo, F.P., Braulio Santos, B.A., Tabarelli, M., Chazdon, R., 2013. Plant b-diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology* 101, 1449–1458. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12153>
- 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, 326–340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>
- Benchimol, M., Mariano-Neto, E., Faria, D., Rocha-Santos, L., Pessoa, M.S., Gomes, F.S., Talora, D.C., Cazetta, E., 2017. Translating plant community responses to habitat loss into conservation practices: Forest cover matters. *Biol Conserv* 209, 499–507. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.024>
- Brando, P.M., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M., Putz, F.E., 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: The roles of bark

traits, tree size, wood density and fire behavior. *Glob Chang Biol* 18, 630–641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>

Carneiro, M.S., Campos, C.C.F., Beijo, L.A., Ramos, F.N., 2016. Anthropogenic matrices favor homogenization of tree reproductive functions in a highly fragmented landscape. *PLoS One* 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164814>

Cavalheiro, K., Leandro, B., Ferreira, L., Andressa, A., Oliveira, B., Marauê, F., Tieppo, M., 2021. Metodologia para a coleta de dados e validação de área para condução da regeneração natural.

Coelho, A.J.P., Magnago, L.F.S., Matos, F.A.R., Mota, N.M., Diniz, É.S., Meira-Neto, J.A.A., 2020. Effects of anthropogenic disturbances on biodiversity and biomass stock of Cerrado, the Brazilian savanna. *Biodivers Conserv* 29, 3151–3168. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02013-6>

Couto, P., 2004. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. Lisboa.

Craven, D., Filotas, E., Angers, V.A., Messier, C., 2016. Evaluating resilience of tree communities in fragmented landscapes: Linking functional response diversity with landscape connectivity. *Divers Distrib* 22, 505–518. <https://doi.org/10.1111/ddi.12423>

Da Silva, F.R., Souza, T.G., Paterno, G.B., Provete, D.B., Vancine, M.H., 2022. Análises ecológicas no R, 1st ed. Recife. <https://doi.org/10.52050/9788579175633>

Davies, K.W., 2011. Plant community diversity and native plant abundance decline with increasing abundance of an exotic annual grass. *Oecologia* 167, 481–491. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1992-2>

Emer, C., Jordano, P., Pizo, M.A., Ribeiro, M.C., da Silva, F.R., Galetti, M., 2020. Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. *Biotropica* 52, 81–89. <https://doi.org/10.1111/btp.12738>

Fahrig, L., 2017. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316>

Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

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

Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J.R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D.J., Eigenbrod, F., Ford, A.T., Harrison, S.P., Jaeger, J.A.G., Koper, N., Martin, A.E., Martin, J.L., Metzger, J.P., Morrison, P., Rhodes, J.R., Saunders, D.A., Simberloff, D., Smith, A.C., Tischendorf, L., Vellend, M., Watling, J.I., 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biol Conserv* 230, 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>

Ferreira, I.J.M., Bragion, G. da R., Ferreira, J.H.D., Benedito, E., Couto, E.V. do, 2019. Landscape pattern changes over 25 years across a hotspot zone in southern Brazil. *South For* 81, 175–184. <https://doi.org/10.2989/20702620.2018.1542563>

Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16, 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x>

Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 15 Out 2023

Gámez-Virués, S., Perović, D.J., Gossner, M.M., Börschig, C., Blüthgen, N., De Jong, H., Simons, N.K., Klein, A.M., Krauss, J., Maier, G., Scherber, C., Steckel, J., Rothenwöhrer, C., Steffan-Dewenter, I., Weiner, C.N., Weisser, W., Werner, M., Tschardtke, T., Westphal, C., 2015. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nat Commun* 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>

Kerns, B.K., Tortorelli, C., Day, M.A., Nietupski, T., Barros, A.M.G., Kim, J.B., Krawchuk, M.A., 2020. Invasive grasses: A new perfect storm for forested ecosystems? *For Ecol Manage* 463. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117985>

Legendre, P., Anderson, M.J., 1999. Distance-Based Redundancy Analysis: Testing Multispecies Responses in Multifactorial Ecological Experiments.

Lindenmayer, D.B., Westgate, M.J., Scheele, B.C., Foster, C.N., Blair, D.P., 2019. Key perspectives on early successional forests subject to stand-replacing disturbances. *For Ecol Manage* 454, 117656. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117656>

Liu, Jiajia, Coomes, D.A., Hu, G., Liu, Jinliang, Yu, J., Luo, Y., Yu, M., 2019. Larger fragments have more late-successional species of woody plants than smaller fragments after 50 years of secondary succession. *Journal of Ecology* 107, 582–594. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13071>

Lôbo, D., Leão, T., Melo, F.P.L., Santos, A.M.M., Tabarelli, M., 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Divers Distrib* 17, 287–296. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x>

Lopes, A.V., Girão, L.C., Santos, B.A., Peres, C.A., Tabarelli, M., 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biol Conserv* 142, 1154–1165. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.007>

Lopez, B.E., Urban, D., White, P.S., 2018. Testing the effects of four urbanization filters on forest plant taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications* 28, 2197–2205. <https://doi.org/10.1002/eap.1812>

Meira-Neto, J.A.A., Oliveira-Júnior, N.D., Silva, N., Oliveira-Filho, A.T., Bueno, M.L., Pontara, V., Gastauer, M., 2020. Community assembly as a basis for tropical forest restoration in a global change scenario. *Biorxiv*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1101/2020.04.04.022400>

Miller-Rushing, A.J., Primack, R.B., Devictor, V., Corlett, R.T., Cumming, G.S., Loyola, R., Maas, B., Pejchar, L., 2019. How does habitat fragmentation affect biodiversity? A controversial question at the core of conservation biology. *Biol Conserv.* <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.029>

Murta, R. de O., Mafra, R.L.M., Oliveira, F.P., Coelho, F.M.G., 2012. Desenvolvimento regional no médio rio Doce/MG: análise da viabilidade jurídica do manejo sustentável da aroeira. *Revista Direito GV* 8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1590/S1808-24322012000200004>

Myers, N., Mittermeyer, R.A., Mittermeyer, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Oliveira, F.P., Souza, A.L., Fernandes Filho, E.I., 2014. Caracterização da monodominância de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.) no município de Tumiritinga-MG. *Ciência Florestal* 24, 299–311.

Oliveira-Junior, N.D. de, Heringer, G., Bueno, M.L., Pontara, V., Meira-Neto, J.A.A., 2020. Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. *For Ecol Manage* 472. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>

Parry, L., Barlow, J., Peres, C.A., 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *J Trop Ecol* 23, 653–662. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004506>

Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, † T M, Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2020. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection *Background Rates of Species Extinction*.

Primark, R.B., Rodrigues, E., 2001. *Biologia da Conserva* { : ao. Vozes, Rio de Janeiro.

Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L.F., Metzger, J.P., Huth, A., 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecol Modell* 222, 1986–1997. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.03.038>

Ranta, P., Blom, T., Niemela, J., Joensuu, E., Siitonen, M., 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments.

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. *Perspect Ecol Conserv* 16, 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. *Biol Conserv* 142, 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

Rocha-Santos, L., Faria, D., Mariano-Neto, E., Andrade, E.R., Bomfim, J.A., Talora, D.C., Pessoa, M.S., Cazetta, E., 2023. Taxonomic, phylogenetic and functional responses of plant communities in different life-stages to forest cover loss. *Perspect Ecol Conserv* 21, 136–142. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.03.001>

Rüger, N., Wirth, C., Wright, S.J., Condit, R., 2012. Functional traits explain light and size response of growth rates in tropical tree species. *Ecology*. <https://doi.org/10.1890/12-0622.1>

Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M., 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biol Conserv* 141, 249–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.018>

Scussel, C., Zocche, J.J., Ladwig, N.I., Conto, D. De, 2020. Fragmentação florestal em área de Mata Atlântica no Sul do Brasil: uma análise baseada em métricas da paisagem. *Geografia Ensino & Pesquisa* 24, e45.
<https://doi.org/10.5902/2236499443836>

Silva, C.H.L., Aragão, L.E.O.C., Fonseca, M.G., Almeida, C.T., Vedovato, L.B., Anderson, L.O., 2018. Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in central Brazilian Amazonia. *Forests* 9.
<https://doi.org/10.3390/f9060305>

Silva, C.J. da, Vale, A.T. do, Miguel, E.P., 2015. Densidade básica da madeira de espécies arbóreas de Cerradão no estado de Tocantins. *Pesqui Florest Bras* 35, 63.
<https://doi.org/10.4336/2015.pfb.35.82.822>

Stork, N.E., Coddington, J.A., Colwell, R.K., Chazdon, R.L., Dick, C.W., Peres, C.A., Sloan, S., Willis, K., 2009. Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conservation Biology* 23, 1438–1447.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01335.x>

Tabarelli, M., Cardoso, J.M., Silva, D.A., Gascon, C., 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests.

Tabarelli, M., Lopes, A. V., Peres, C.A., 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00454.x>

Taylor, P.D., Fahrig, L., With, K.A., 2010. Landscape connectivity: a return to the basics, in: *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, pp. 29–43.
<https://doi.org/10.1017/cbo9780511754821.003>

Tilman, D., 2001. *Enciclopedia of Biodiversity. Functional diversity*. Vol.3. 109 – 120.

Zambrano, J., Garzon-Lopez, C.X., Yeager, L., Fortunel, C., Cordeiro, N.J., Beckman, N.G., 2019. The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional diversity: what do we know so far? *Oecologia*. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04505-x>

Zuñe-Da-silva, F., Rodrigues, P.J.F.P., Rojas-Idrogo, C., Delgado-Paredes, G.E., Enrich-Prast, A., Sakuragui, C.M., 2022. Edge influence over functional tree traits in an atlantic forest remnant. *Revista Árvore* 46. <https://doi.org/10.1590/1806-908820220000003>

APENDICE A

Legenda de espécies

Sigla	Espécie
acle	<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott
alfl	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record
alpo	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.
alvi	<i>Alseis floribunda</i> Schott
anco	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan
asgr	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.
asne	<i>Astronium nelson-rosae</i> Santin.
asur	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.
bari	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.
base	<i>Banara serrata</i> (Vell.) Warb.
bosp	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.
byve	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.
Caac	<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray
cabr	<i>Casearia aculeata</i> Jacq.
casv	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.
ceig	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.
cnol	<i>Cnidoscolus oligandrus</i> (Müll.Arg.) Pax
cnur	<i>Cnidoscolus urens</i> (L.) Arthur
cose	<i>Cordia</i> cf. <i>tarodae</i> M.Stapf
cota	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.
cotr	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.
dani	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.
hach	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos
haoc	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos
ligr	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.
mati	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.
pedu	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.
plel	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel.

Sigla	Espécie
pfl	<i>Platypodium elegans</i> Vogel
psgu	<i>Psidium guajava</i> L.
ptni	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.
sain	<i>Samanea inopinata</i> (Harms) Barneby & J.W.Grimes
sema	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose
senmu	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby
sepo	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby
swap	<i>Swartzia apetala</i> Raddi
sydu	<i>Syagrus cf. duartei</i> Glassman
tala	<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.
trhi	<i>Trichilia hirta</i> L.
zetu	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.

Anexo I
Informações da revista foco de publicação

Artigo I – Escrito de acordo com as normas da revista South African Journal of Botany

Qualis A3 – Biodiversidade

Fator de impacto: 3.1

Link com as normas para publicação:

<https://www.sciencedirect.com/journal/south-african-journal-of-botany/publish/guide-for-authors>

Aims and scope:

The South African Journal of Botany publishes original papers that deal with the classification, biodiversity, morphology, physiology, molecular biology, ecology, biotechnology, ethnobotany and other botanically related aspects of species that are of importance to southern Africa. Manuscripts dealing with significant new findings on other species of the world and general botanical principles will also be considered and are encouraged.