



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



A Teoria Neutra pode explicar a estrutura da comunidade de ilhas florestais em uma montanha tropical?

Thaís Ribeiro Costa^{1*}, Cristiane Coelho de Moura¹, Leovandes Soares da Silva¹, Anne Priscila Dias Gonzaga¹, Evandro Luiz Mendonça Machado¹

¹Doutoranda em Ciência Florestal na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - Campus JK - Diamantina/MG – Brasil- Rodovia MGT 367 - Km 583, n 5.000, Alto da Jacuba CEP 39100-000. thaisribeiro.florestal@gmail.com (autor correspondente). ²Doutoranda em Ciência Florestal na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - Campus JK - Diamantina/MG – Brasil- Rodovia MGT 367 - Km 583, n 5.000, Alto da Jacuba CEP 39100-000. kinha_dtina@yahoo.com.br. ³Doutor em Ciência Florestal na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - Campus JK - Diamantina/MG – Brasil- Rodovia MGT 367 - Km 583, n 5.000, Alto da Jacuba CEP 39100-000. leosoares.ef@gmail.com. ⁴Professora Adjunta na Faculdade Interdisciplinar em Humanidades na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - Campus JK - Diamantina/MG – Brasil- Rodovia MGT 367 - Km 583, n 5.000, Alto da Jacuba CEP 39100-000. diaspri@gmail.com. ⁵Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Florestal na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - Campus JK - Diamantina/MG – Brasil- Rodovia MGT 367 - Km 583, n 5.000, Alto da Jacuba CEP 39100-000. machadoelm@gmail.com.

Artigo recebido em 15/06/2021 e aceito em 31/02/2022

RESUMO

Entender como os organismos se distribuem e o que determina essas distribuições é essencial para a conservação da biodiversidade. Processos tanto determinísticos quanto estocásticos podem determinar as distribuições das espécies em florestas tropicais fragmentadas. Com base nisto, investigamos se fatores ambientais e/ou espaciais são determinantes para os padrões florístico-estruturais da comunidade arbórea em ilhas florestais naturais, Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço - Brasil. Assim, alocamos 72 parcelas de 100 m² em 18 ilhas inundáveis localizadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas. Nestas, foram amostrados todos os indivíduos arbóreos vivos com diâmetro à altura do peito igual ou superior a 5 cm (DAP ≥ 5 cm). Em cada parcela foram mensuradas variáveis ambientais: umidade e propriedades químicas do solo, cobertura do dossel e altura de crestamento nas árvores. Calculamos parâmetros fitossociológicos e análises multivariadas de redundância (RDA). A estrutura das áreas se mostrou heterogênea, compreendendo espécies generalistas, bem como típicas de ambientes úmidos do Domínio Atlântico e vegetação de savana (Cerrado). A maior contribuição espacial para explicar a variação florístico-estrutural sugere a importância de fatores de ordem endógena (como dispersão, extinção, competição intra e interespecífica) na estruturação das ilhas florestais, tendo sua distribuição de espécies determinada por eventos estocásticos como sugerido pela Teoria Neutra. Portanto, estas ilhas tratam-se de um laboratório natural único para fornecer informações relevantes sobre a importância dos mecanismos neutros em ambientes fragmentados. Nossos resultados demonstram a necessidade de estabelecer estratégias de conservação consistentes que garantam a conectividade dessas ilhas na paisagem para manutenção da diversidade biológica.

Palavras-chave: Estocasticidade, Fragmentação, Domínio Atlântico; Mata de Galeria, Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço

Can Neutral Theory explain the structure of the forest islands community in a tropical mountain?

ABSTRACT

Understanding how organisms are distributed and what determines these distributions is essential for biodiversity conservation. Both deterministic and stochastic processes can determine species distributions in fragmented tropical forests. Based on this, we investigate whether environmental and/or spatial factors are determinant for the floristic-structural patterns of the tree community in natural forest islands, Serra do Espinhaço Biosphere Reserve - Brazil. Thus, we have allocated 72 plots of 100 m² on 18 floodable islands located in the Ever-Vivas National Park. In these, all living arboreal individuals with diameter at breast height equal to or greater than 5 cm (DBH ≥ 5 cm) were sampled. In each plot, environmental variables were measured: soil moisture and chemical properties, canopy cover and tree blight height. We calculated phytosociological parameters and multivariate analysis of redundancy (RDA). The structure of the areas was heterogeneous, comprising generalist species, as well as those typical of humid environments in the Atlantic Domain and savannah (Cerrado) vegetation. The greatest spatial contribution to explain the floristic-structural variation suggests the importance of endogenous factors (such as dispersion, extinction, intra and interspecific competition) in the structuring of forest islands, with their species distribution determined by stochastic events as suggested by the Neutral Theory.

Therefore, these islands are a unique natural laboratory to provide relevant information about the importance of neutral mechanisms in fragmented environments. Our results demonstrate the need to establish consistent conservation strategies that ensure the connectivity of these islands in the landscape to maintain biological diversity.

Keywords: Stochasticity, Fragmentation, Atlantic Domain; Gallery Forest, Espinhaço Range Reserve Biosphere

Introdução

Um dos grandes desafios na ecologia é compreender processos e mecanismos que determinam a coexistência de espécies, especialmente em ambientes tropicais (Menezes et al., 2016). A coocorrência das espécies é produto de padrões históricos de especiação e migração, dispersão, fatores ambientais e interações bióticas (Mariano et al., 2019; Kermavmar e Kutnar, 2020), considerando que estes processos não são mutualmente excludentes (Werden et al., 2018). A ecologia de comunidades busca modelos preditivos sobre esses mecanismos que estruturam as comunidades biológicas (Favretto et al., 2017), sendo essencial para embasar tomada de decisões acerca das políticas ambientais (Menezes et al., 2020).

A maioria dos modelos ecológicos utilizados para explicar regras de montagem de comunidades se concentraram nos processos de partição de nicho e filtragem ambiental (Hutchinson, 1959), sendo restritos a interação de indivíduos em escalas espaciais e temporais menores (Vieira et al., 2020). Uma exceção é a Teoria Neutra Unificada de Biodiversidade (Rosindell e Hubbell, 2011), que inclui tanto processos locais como regionais (Fravetto, 2017).

O modelo neutro de Hubbell assume que padrões de abundância de espécies de uma comunidade local ocorrem por meio da dispersão randômica (“processos neutros”) (Liu et al., 2018; Werden et al., 2018). Este pressuposto de equivalência demográfica (Munoz e Huneman, 2016) está alinhado com a Teoria da Biogeografia de Ilhas, em que a similaridade de espécies declina à medida que estas se distanciam geograficamente (MacArthur e Wilson, 1967).

Devido ao estado de fragmentação das florestas tropicais, investigações recentes têm sugerido a predominância da explicação estocástica nos padrões de diversidade de plantas (Catano et al., 2017; Lutter et al., 2020; Silva et al., 2021). Montanhas tropicais na América do Sul, em particular, compõem ambientes naturalmente fragmentados formados por ilhas florestais imersas em uma matriz savânica (Coelho et al., 2018; Costa et al., 2021), o que possibilita avaliar o efeito de processos neutros de dispersão. Na Serra do Espinhaço, maior cadeia montanhosa Brasil, essas

ilhas estão associadas às florestas úmidas do Domínio Atlântico e se encontram distribuídas na paisagem rupestre (Silveira et al., 2016; Coelho et al., 2016; Coelho et al., 2018; Gonçalves et al., 2020; Gonzaga e Machado, 2021)

Essas ilhas naturais de vegetação florestal (popularmente conhecidas como “*capões de mata*”) requerem clima e solo específicos para se estabelecerem, sendo encontradas em zonas deprimidas da paisagem fortemente associadas às regiões de nascentes e sob afloramento do lençol freático (Coelho et al., 2016; Coelho et al., 2017; Costa et al., 2021b). Estudos recentes sugerem que essas ilhas estariam sobre controle edafoclimático, em que o gradiente fertilidade-umidade tem atuado como filtro ambiental na manutenção desse ecótono de savana-floresta (Silveira et al., 2016; Costa et al., 2021; Moura et al., 2021). No entanto, a compreensão de como a diversidade local desses arquipélagos florestais se conectam com as condições ambientais e espaciais ainda representam diversas lacunas.

Desse modo, propomos como objetivo neste estudo, avaliar a estrutura e as possíveis interferências de fatores ambientais na vegetação arbórea de ilhas florestais naturais, localizadas na Reserva da Biosfera do Espinhaço – Minas Gerais (Brasil). Devido ao isolamento físico natural dessa formação, nossa hipótese é que padrões estocásticos (espaciais) sejam mais importantes na determinação da diversidade em relação à filtros ambientais.

Material e métodos

Caracterização da área de estudo

A área de estudo corresponde o setor mineiro da Cadeia do Espinhaço (Figura 1), que constitui uma das cadeias montanhosas mais importantes do Brasil (Andrade et al., 2018). Reconhecida pela Unesco como Reserva da Biosfera, a Serra do Espinhaço (RBSE) é uma das mais importantes regiões biogeográficas brasileiras e centros de endemismo de espécies na América do Sul (Barata et al., 2016; Hopper et al., 2016; Unesco, 2020). Localizada no estado Minas Gerais (sudeste do Brasil), a RBSE se estende por 10,2 milhões de hectares, sendo 54% amparados por

Unidades de Conservação estaduais e federais (Andrade et al., 2018).

Este estudo foi realizado no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), localizado na porção central da RBSE, na divisa entre dois grandes domínios fitogeográficos brasileiros: Cerrado e Mata Atlântica. O parque foi criado pelo Decreto Federal nº 50.744 de treze de dezembro de 2002, cobrindo uma área de 124. 156 hectares (MMA, 2016).

O clima da região é classificado como Köppen Cwb (subtropical úmido). A temperatura média anual é de 20 °C, com invernos frios e secos e verões brandos e úmidos, e a precipitação média anual é de 1.500 mm (INMET, 2020). O relevo da área demonstra uma superfície bastante irregular com altitude variando entre 650 m a 1350 m .As classes de solo predominantes são Neossolos

Litólicos e Quartzarênicos. Apresenta, em menor proporção, Latossolos Argilosos e Organossolos (MMA, 2016. Abreu-Filho et al., 2021).

O Parque possui um padrão de mosaico de vegetação, com fisionomias florestais, savânicas e campestres (MMA, 2016). Dentre as formações florestais, as ilhas florestais apresentam formato circular e limite natural bem marcado com a formação campestre adjacente (Figura 1).

Essa vegetação apresenta composições florísticas muito semelhantes às Florestas Estacionais Semidecíduais do Domínio da Mata Atlântica, mas com sistema climático associado à Florestas Nebulares (Coelho et al., 2016). No Parque, essas ilhas estão estabelecidas em manchas de Organossolos hidromórficos, permanecendo com trechos inundados mesmo durante a estação seca.

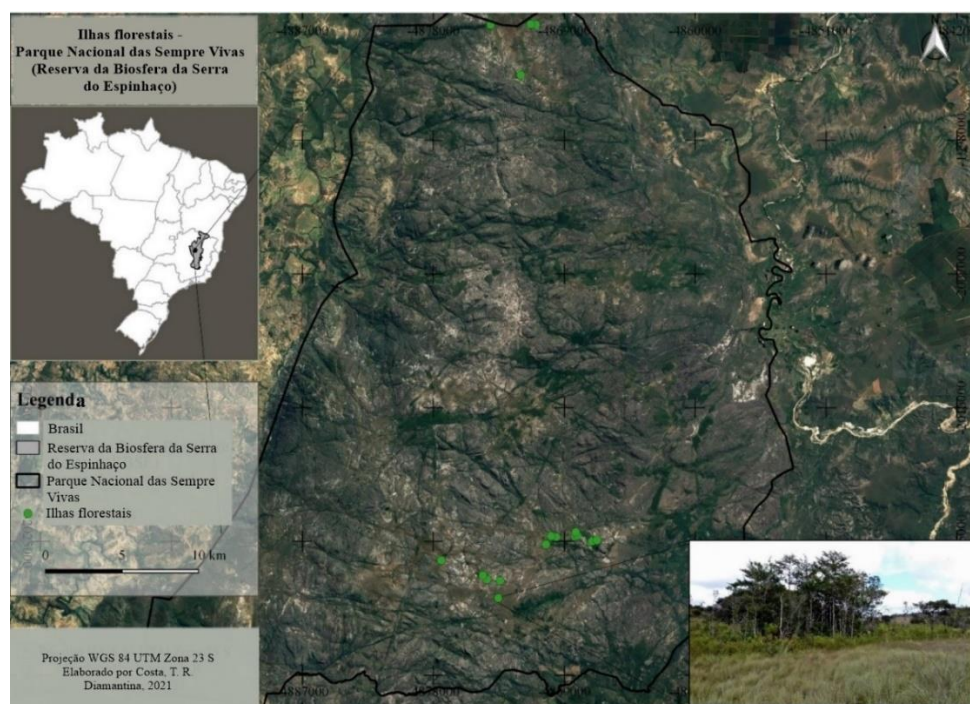


Figura 1. Ilhas florestais amostradas no Parque Nacional das Sempre-Vivas, Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço – Brasil. Fonte: Google Satélite (2022).

Seleção, amostragem dos fragmentos, coleta de variáveis ambientais

Selecionamos para este estudo 18 ilhas florestais naturais com base no seu tamanho e acessibilidade. Esses fragmentos apresentaram dimensões entre 0,02 e 3,0 ha, e em cada foram inventariadas no mínimo 5 % de sua área total, por meio de amostragem aleatória.

As ilhas selecionadas se encontram em diferentes status de conservação, devido especialmente aos impactos causados pelo fogo (Figura 2). Cabe aqui a ressalva de que a prática da queimada ainda é muito comum no interior PNSV para renovação de pastagens e manejo do campo. Sendo registrados no período de 2000 a 2014 aproximadamente 964 focos de incêndios dentro do território da unidade e em suas proximidades (Soares, 2016).



Figura 2. Status de conservação das ilhas florestais do Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV), Reserva da Biosfera do Espinhaço - Brasil (a,c): Fragmento bem preservado, com alta densidade de epífitas. (b,d): Fragmento com abertura de clareiras devido à incêndios na área.

Na amostragem realizada foram alocadas um total 72 parcelas permanentes com dimensões de 10×10 m (0,01 ha), conforme sugerido pelo “Manual para o Monitoramento de Parcelas Permanentes nos Biomas Cerrado e Pantanal” (Felfilli et al., 2005). Nas unidades amostrais, foram identificados e etiquetados, todos os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à 1,30 m do solo (CAP) maior ou igual a 15,7 cm.

A identificação das plantas, sempre que possível, foi feita *in situ*. Já o material botânico coletado foi depositado no Herbário Dendrológico Jeanine Felfili (HDJF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). A identificação deste material foi feita com base nas literaturas científicas, consulta a especialistas e ao acervo deste herbário. As espécies arbóreas foram classificadas Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016). Para verificação de grafia e sinônimos nomenclaturais utilizaram-se bancos de dados online Flora do Brasil 2020 (em construção).

Para obtenção das propriedades químicas do solo coletamos, em cada parcela, de forma sistemática amostras de solo superficial (0-20 cm).

O material foi enviado para o Laboratório de Caracterização de Substratos (UFVJM), seguindo o protocolo adotado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa, 2016). Já a umidade do solo foi obtida, para cada parcela, com auxílio do sensor de capacitância modelo ML2x Thetaprobe (Delta-TDevices Ltd., Cambridge, Reino Unido) (Delta-TDevices, 1999).

A determinação da cobertura do dossel foi obtida a partir dos valores da escala de Braun-Blanquet (1964), na qual foram fixados valores de 0 a 5 de acordo com o percentual de luz incidida: 1 - ocorrência entre 76% e 100% de luz incidida no solo. 2 - ocorrência entre 51% e 76%; 3 - ocorrência entre 26% e 50% e 4 - ocorrência entre 5 e 25 %. 5- ocorrência inferior a 5%.

Avaliamos indiretamente a intensidade de impacto provocado pelo fogo. Para isto, foram selecionadas aleatoriamente em cada parcela 10 árvores e mensurada a altura de carbonização das cascas das árvores (altura de crestamento). Foram fixados valores de 0 a 4 de acordo com o nível de queima (média da altura de crestamento em cada parcela): 0: ausência; 1 – até 2 metros de altura; 2

– de 2 a 5 metros; 3 – superior a 5 metros sem atingir a copa; 4 – até a altura da copa.

Análise de dados

Com o propósito de avaliar a estrutura e sua relação com as variáveis ambientais, as 18 ilhas florestais amostradas foram analisadas como sendo uma única comunidade local. A estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva foi descrita a partir do cálculo dos parâmetros fitossociológicos clássicos descritos por Mueller-Dombois e Ellenberg (2002) para as espécies.

Testamos a influência relativa dos processos ambientais (Teoria de Nicho) e espaciais (Teoria Neutra) sobre a estrutura da comunidade foram aplicadas Análises de Redundâncias parciais (RDA) (Legendre et al., 2012). Para esta análise foram empregadas três matrizes: a primeira com os

Resultados

Ambiente físico

Quanto às características ambientais das ilhas florestais naturais do PNSV, os solos de maneira geral apresentaram alta umidade com valor médio de 43,3% (Apêndice I), em que cerca de 49% das parcelas apresentaram solos com disponibilidade de água superior a 50%. Portanto, como era esperado, a maioria das parcelas da comunidade se encontra em solos hidromórficos.

Os solos foram, em média, distróficos ($P = 5 \text{ mmolc/kg}$, $Mg^{2+} = 0,2 \text{ cmolc/kg}$, $Ca^{2+} = 0,3 \text{ cmolc/kg}$, $V = 3,2 \%$), ácidos ($pH < 4,7$) e com alta concentração de Al^{3+} (17 mmolc / kg) (Apêndice A).

Os níveis de matéria orgânica (MO) variaram entre 1,38 e 29,21 dag/kg, com valor médio de 10,2 dag/kg. Os teores de Al^{3+} , por sua vez, variaram de 0,4 a 14,21 cmolc/dm³, enquanto que a acidez potencial ($H + Al$) foi de 5,68 a 104,71

dados do número de área basal (biomassa) das espécies; a segunda composta pelas variáveis ambientais de cada parcela (propriedades físicas do solo, umidade do solo, cobertura do dossel e altura de crestamento); e a última matriz com as coordenadas geográficas de cada parcela.

As coordenadas geográficas para criar variáveis espaciais (MEMs – Moran's Eigenvector Maps) e entender melhor a influência do espaço na distribuição das espécies na comunidade. Foram criados 11 MEMs, dentre os quais nove foram significativos e selecionados para o modelo pelo método *forward selection* (Blanchet et al., 2008).

As análises foram realizadas no software R (R Development Core Team 2016), usando especificamente os pacotes *vegan* (Oksanen et al., 2013), *ade4* (Dray e Dufour, 2007), *packfor* (Dray, 2013), *spacemakeR* (Dray, 2013), *spdep* (Bivand et al., 2013), *venneuler* (Wilkinson, 2011) e *tripack* (Renka et al., 2013).

cmolc/dm³ e a saturação por alumínio oscilou de 6,8 a 96,53%. Amplas variações também foram encontradas para o teor de potássio (K) ($45,70 \pm 34,98 \text{ mg/dm}^3$).

A maioria das parcelas (69,4%) apresentou ausência e/ou baixo nível de focos de incêndio (até 2 metros de altura de crestamento). Além disso, a comunidade apresentou altos níveis de sombreamento (média de 26% a 50% de luz incidida).

Estrutura da comunidade

Para a comunidade total, foi gerada estimativa de densidade absoluta de 1807 ind. ha⁻¹, área basal (dominância) de 32,72 m².ha⁻¹ e DAP médio de 12,71 cm $\pm$ 8,3. De fato, foi encontrada baixa concentração de indivíduos com DAP ≥ 35 em relação à alta concentração de indivíduos ($> 97\%$) nas classes de DAP < 35 cm. A distribuição diamétrica da comunidade foi representada por um modelo de sucessão do tipo J-invertido (Figura 3).

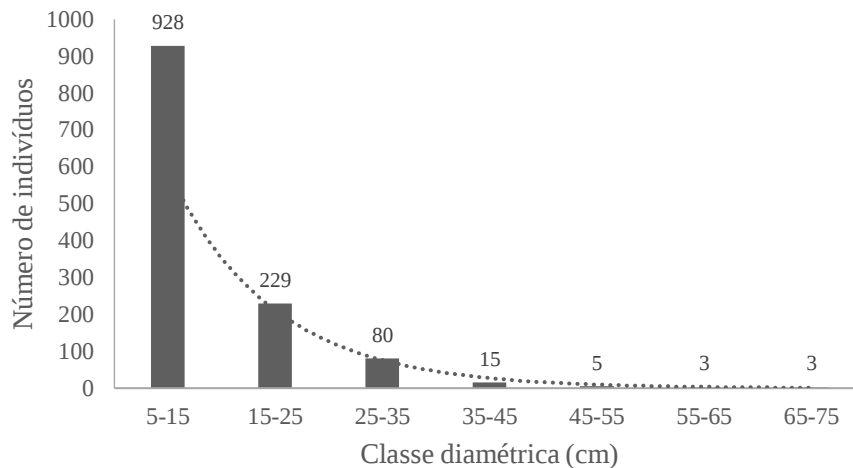


Figura 3. Distribuição diamétrica da comunidade das ilhas florestais amostradas no Parque Nacional das Sempre-Vivas, Reserva da Biosfera do Espinhaço– Brasil.

Para a comunidade total, as espécies que se destacaram pelo valor de importância (VI) foram: *Richeria grandis* Vahl, *Xylopia emarginata* Mart., *Protium spruceanum* (Benth.) Engl., *Tapirira guianensis* Aubl., *Lythraea molleoides* (Vell.) Engl., *Callophyllum brasiliense* Cambess., *Trembleya parviflora* (D. Don) Cogn., *Posoqueria latifolia* (Rudge) Schult., *Euterpe edulis* Mart. e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand, que somadas apresentaram 65,68% do valor de importância, 68,61 % da densidade total de

indivíduos e 74,84% da dominância total (Tabela 1).

A densidade de indivíduos encontrada para as três espécies mais importantes (*R. grandis* com 274 ind.ha⁻¹, *X. emarginata* com 235 ind.ha⁻¹ e *P. spruceanum* com 212 ind.ha⁻¹), perfazem 39,9 % da densidade amostrada. Por outro lado, 15 espécies foram representadas por apenas um indivíduo e 36 espécies obtiveram VI inferior a 1%, representando apenas 6,98% do total do valor de importância.

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos das matas de galeria do PNSV. As espécies arbóreas estão dispostas em ordem decrescente de VI. N = n° de indivíduos amostrados; DR = Densidade Relativa; FR = Frequência Relativa; DoR = Dominância Relativa; VI = Valor de Importância.

Família	Espécie	Ni	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	VI
Phyllanthaceae	<i>Richeria grandis</i> Vahl	192	15,18	8,76	17,1758	41,12
Annonaceae	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	165	13,04	5,98	15,3353	34,35
Burseraceae	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	149	11,78	8,76	10,4678	31,01
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	80	6,32	7,57	7,6431	21,54
Anacardiaceae	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	78	6,17	6,57	7,9947	20,73
Calophyllaceae	<i>Callophyllum brasiliense</i> Cambess.	69	5,45	5,98	8,2682	19,70
Melastomataceae	<i>Trembleya parviflora</i> (D. Don) Cogn.	53	4,19	2,99	1,4324	8,61
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	21	1,66	2,79	3,8184	8,27
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	37	2,92	1,99	1,0932	6,01
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	24	1,90	2,19	1,6153	5,70
Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	26	2,06	1,79	0,9901	4,84
Myrtaceae	<i>Siphoneugena densiflora</i> O. Berg	14	1,11	2,19	1,4587	4,76
Melastomataceae	<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	22	1,74	1,79	1,0262	4,56
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	21	1,66	2,19	0,6083	4,46
Rubiaceae	<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	18	1,42	2,19	0,8119	4,43
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	12	0,95	1,59	1,4587	4,00
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	18	1,42	1,59	0,9143	3,93
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.F. Blake ex Pittier	6	0,47	1,00	2,1815	3,65
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	8	0,63	1,59	1,1768	3,40

*Parte da Dissertação de Mestrado da primeira autora

Costa., T., R., Moura., C., C., Silva., L., S., Gonzaga., A., P., D., Machado., E., L., M.

	<i>Pleroma candolleum</i> (Mart. ex DC.)	14	1,11	1,39	0,6219	3,12
Melastomataceae	Triana					
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	12	0,95	1,59	0,5585	3,10
Rubiaceae	<i>Ferdinandusa speciosa</i> (Pohl) Pohl	13	1,03	1,00	0,9489	2,97
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire,	10	0,79	1,79	0,3758	2,96
Araliaceae	Steyerm. & Frodin					
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	11	0,87	1,59	0,4240	2,89
Myrtaceae	<i>Myrcia pubescens</i> DC.	10	0,79	0,60	1,2064	2,59
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart.	10	0,79	1,20	0,6013	2,59
Myrtaceae	<i>Myrcia deflexa</i> (Poir.) DC.	10	0,79	1,20	0,1516	2,14
Melastomataceae	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	8	0,63	0,80	0,5885	2,02
Asteraceae	<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	17	1,34	0,40	0,2396	1,98
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	9	0,71	1,00	0,2115	1,92
Vochysiaceae	<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	6	0,47	1,00	0,3717	1,84
	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. &	6	0,47	1,00	0,3413	1,81
Araliaceae	Planch.					
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	6	0,47	0,80	0,5234	1,79
Melastomataceae	<i>Miconia elegans</i> Cogn.	9	0,71	0,80	0,1359	1,64
	<i>Cordia macrophylla</i> (K. Schum.)	7	0,55	0,80	0,2142	1,56
Rubiaceae	Kuntze					
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	5	0,40	0,80	0,2326	1,42
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	3	0,24	0,40	0,1704	1,22
Rubiaceae	<i>Faramaea nigrescens</i> Mart.	4	0,32	0,60	0,2788	1,19
Fabaceae	<i>Machaerium punctatum</i> (Poir.) Pers.	2	0,16	0,40	0,5979	1,15
Celastraceae	<i>Monteverdia robusta</i> (Reissek) Biral	4	0,32	0,40	0,4325	1,15
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	2	0,16	0,40	0,5081	1,06
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	4	0,32	0,60	0,1275	1,04
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	4	0,32	0,60	0,0746	0,99
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	3	0,24	0,60	0,0669	0,90
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	4	0,32	0,40	0,1612	0,88
Lamiaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.	1	0,08	0,20	0,5938	0,87
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	5	0,40	0,40	0,0779	0,87
Celastraceae	<i>Maytenus</i> sp.	3	0,24	0,60	0,0329	0,87
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	3	0,24	0,40	0,2307	0,87
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	2	0,16	0,20	0,4837	0,84
Lauraceae	<i>Aniba heringeri</i> Vattimo-Gil	2	0,16	0,40	0,2653	0,82
Primulaceae	<i>Myrsine gardneriana</i> A. DC.	4	0,32	0,60	0,3023	0,80
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem.	4	0,32	0,20	0,2530	0,77
Primulaceae	& Schult.					
Myrtaceae	<i>Psidium guineense</i> Sw.	2	0,16	0,20	0,4078	0,77
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	3	0,24	0,40	0,0767	0,71
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	3	0,24	0,40	0,0429	0,68
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	1	0,08	0,20	0,3715	0,65
Myrtaceae	<i>Myrcia amazonica</i> DC.	2	0,16	0,40	0,0323	0,59
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.	2	0,16	0,40	0,0272	0,58
Lauraceae	Macbr.					
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	2	0,16	0,20	0,2129	0,57
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	2	0,16	0,20	0,2090	0,57
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	2	0,16	0,20	0,1331	0,49
	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.)	1	0,08	0,20	0,2007	0,48
Bignoniaceae	Mattos					
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	3	0,24	0,20	0,0400	0,48
Malpighiaceae	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	1	0,08	0,20	0,0682	0,35

	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.	1	0,08	0,20	0,0631	0,34
Bignoniaceae	Grose					
Fabaceae	<i>Swartzia apetala</i> Raddi	1	0,08	0,20	0,0481	0,33
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	1	0,08	0,20	0,0402	0,32
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	1	0,08	0,20	0,0362	0,31
Lauraceae	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	1	0,08	0,20	0,0315	0,31
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	1	0,01	0,20	0,0209	0,30
Lauraceae	<i>Nectandra warmingii</i> Meisn.	1	0,01	0,20	0,0168	0,30
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	1	0,01	0,20	0,0166	0,29
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	1	0,01	0,20	0,0106	0,29
Primulaceae						
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	1	0,01	0,20	0,0096	0,29
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	1	0,01	0,20	0,0089	0,29

Partição da variação florístico-estrutural

Por meio da RDA, verificamos que das variáveis ambientais mensuradas, duas (umidade do solo e pH) foram significativas ($p < 0,05$), já em relação as variáveis espaciais nove, apresentaram estruturação do componente arbóreo (MEM6, MEM2, MEM15, MEM1, MEM8, MEM7, MEM3,, MEM 12 E MEM4).

O primeiro eixo da RDA explicou apenas 12,6% da variabilidade dos dados e o segundo eixo 6.5% (Tabela 2). Verifica-se que a RDA produziu alta correlação espécie-ambiente nos dois primeiros eixos, entretanto com pequenos autovalores ($<0,5$), indicando gradientes curtos.

Tabela 2. Análise de Redundância (RDA) da relação vegetação- ambiente para 72 parcelas amostradas na comunidade de ilhas florestais naturais do Parque Nacional das Sempre Vivas, Reserva da Biosfera do Espinhaço - MG

RDA	Eixo	
	1	2
Autovalor	0.006	0.003
Variância em dados de espécies		
% de variância explicada	12.6	6.5
% cumulativa explicada	12.6	19.1
Pearson Correlação*	0.728	0.604

Pelo padrão de distribuição da comunidade em função das variáveis ambientais e espaciais (Figura 4), notamos que as unidades amostrais, em sua maioria, não ocupam setores específicos do ambiente. Além disso, as espécies se concentraram apenas na parte central dos diagramas, ou seja, não há formação de grupos coesos na estruturação das ilhas amostradas.

Quanto mais próximo do centro do diagrama, maior a plasticidade das espécies em relação às variáveis ambientais representadas pelo conjunto de vetores que compõem o diagrama (pH de umidade). Esse comportamento indica baixa influência das variáveis ambientais (edáficas, lumínicas e antrópicas) estudadas sobre a ocorrência das espécies nas ilhas florestais naturais no PNSV.

*Parte da Dissertação de Mestrado da primeira autora

Costa., T., R., Moura., C., C., Silva., L., S., Gonzaga., A., P., D., Machado., E., L., M.

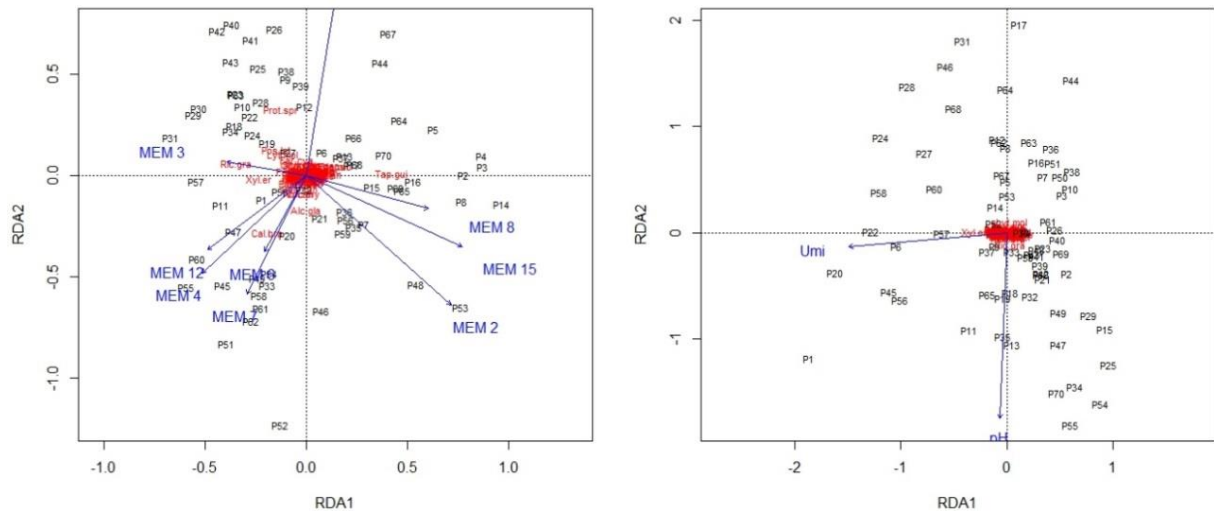


Figura 4. Análises de Redundância (RDAs) em função de variáveis espaciais (A) e ambientais (B), para as 72 unidades amostrais da comunidade de ilha florestal inundável no Parque Nacional das Sempre Vivas, Serra do Espinhaço - MG. Vetores representam variáveis selecionadas pelo procedimento de *stepwise* ($p < 0,05$), com 999 permutações.

Em relação à partição da variância, testes de permutação para as análises de redundância foram significativos a 5 % de significância, tanto para os dados ambientais quanto espaciais. Foi verificado que as variáveis ambientais analisadas explicaram apenas 1,27% ($F = 1,4458$, $p = 0,027$) da variação total, enquanto que o espaço explicou 16,8% ($F = 2,207$, $p = 0,001$). A porcentagem de explicação do ambiente estruturado pelo espaço correspondeu a 3,6%. Em decorrência disso, menos de um quarto da variação florística total (21,7%) foi explicado por ambiente e espaço em conjunto, restando 78,2% de variação estocástica ou não explicável pelas variáveis disponíveis.

Discussão

A despeito da sua importância ecológica e social, ilhas florestais do Espinhaço são ambientes negligenciados em estudos voltados à estrutura da vegetação, o que torna limitante comparações. No entanto, ao compararmos os valores de densidade e dominância registrados para a comunidade estudada, estes estão dentro dos valores registrados em ambientes similares, como Matas de Galeria inundáveis no Brasil (Oliveira-Coelho et al. 2017; Coelho et al. 2021) e capões de Floresta Nebular em Minas Gerais (Ribeiro et al. 2018).

No entanto, o valor de área basal calculada para a comunidade pode ser considerado abaixo da média, se comparada à maioria dos levantamentos realizados em Matas de Galeria não-inundáveis

(Haidar, 2013; Kunz, 2014; Coelho et al. 2017) e à florestas estacionais contínuas que ocorrem em Minas Gerais, sob influência do Domínio Atlântico (Magalhães et al., 2017; Rocha et al., 2017). As posições dos fragmentos florestais estudados, em vales e associados com nascentes e pequenos rios, podem favorecer maior adensamento de indivíduos com diâmetros médios inferiores em relação às florestas contínuas e de solos bem drenados (Oliveira Coelho et al. 2016; Ribeiro et al., 2018; Costa et al., 2021; Moura et al., 2021).

Das espécies amostradas, 10 foram identificadas por Oliveira-Filho e Fontes (2000) associadas às florestas de altitude no Domínio da Mata Atlântica: *C. scabra*, *D. brasiliensis*, *N. grandiflora*, *H. brasiliense*, *E. incanus*, *G. schotiana*, *T. parviflora*, *E. edulis*, *M. thaezans* e *M. ligustroides*. Além destas, a comunidade foi representada por espécies generalistas, que se distribuem tanto em áreas florestais como savânicas (Souza et al. 2020). Esse padrão reforça a complementariedade florística-estrutural dessas ilhas na matriz vegetacional que estão inseridas, uma vez que boa parte é circundada por formações campestres do Cerrado.

As espécies que perfizeram mais de 50% do valor de importância da comunidade (*R. grandis*, *X. emarginata*, *P. spruceanum*, *T. guianensis*, *L. molleoides*, *C. brasiliense*) estão entre as mais representativas das ilhas florestais inundáveis no estado de Minas Gerais (Oliveira-

Coelho et al. 2016; Costa et al. 2021; Moura et al. 2021), com distribuição associada à solos hidromórficos e distróficos.

Verificamos ainda que das 72 espécies amostradas na comunidade, 15 são consideradas como raras, pois apresentam apenas um indivíduo na área amostrada (Martins (1991) (Tabela 1). Essa dominância ecológica aqui registrada sugere fragilidade adicional aos ecossistemas fragmentados, pois a perda de alguns indivíduos poderia ocasionar a perda de diversidade de espécies (Fagundes et al, 2019).

O grande número de espécies ocorrendo em baixas densidades nas ilhas florestais amostradas poderiam indicar duas situações distintas: i) conforme a Teoria de Nicho (Hutchinson, 1959) pode se tratar do efeito de filtragem ambiental, prevalecendo espécies melhor adaptadas às condições de saturação hídrica do solo e baixa disponibilidade de nutrientes (Apêndice I); ou ii) pelo princípio de equivalência ecológica (Rosindell e Hubell, 2011), em que a espécie que primeiro sofresse dispersão para outra área poderia ter mais tempo para reprodução, aumentando sua abundância e ocupando quase todos os espaços disponíveis (Liu et al., 2018). Em consonância com a última pressuposição, nossas análises de RDA mostraram que variáveis espaciais são mais importantes que o ambiente na estrutura da comunidade, corroborando com nossa hipótese inicial do estudo.

Nossos resultados foram congruentes com pesquisas em áreas fragmentadas da Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica (Maracahipes-Santos, 2017; Dias, 2019), em que variações florísticas-estruturais foram explicadas principalmente por variáveis espaciais. A influência espacial pode estar relacionada ao fato de que as ilhas estudadas possuem pequenas dimensões e se localizavam próximas umas das outras, principalmente na porção sul do Parque (Costa et al., 2021b). Isso ocorre, pois em escala local espera-se que processos essencialmente ligados ao espaço (mecanismos neutros), como dispersão e extinção possam afetar fortemente a montagem das comunidades (Cadotte e Tucker, 2017).

Nossas evidências apontam que a abundância relativa das espécies com o espaço assume um padrão muito característico, em que a alta dominância ecológica encontrada nas ilhas amostradas seria devido a saturação da comunidade (Liu et al., 2018). Além disso, a distribuição das espécies ocorre de forma casual, porém limitadas pela capacidade de dispersão e barreiras

geográficas (Catano et al. 2017). Portanto, a compreensão de como essa comunidade é estruturada, pode ser aplicada para entender paisagens fragmentadas de origem antrópica (Coelho et al., 2018), com base na necessidade de conectividade da paisagem para garantia da viabilidade de diferentes populações de plantas (Salomão et al, 2021).

A maior parte da variância (> 78%) não explicada na partição da variação florístico-estrutural pode ser devido à ausência de algumas variáveis preditoras importantes no modelo. Estas, podem contribuir para a variação da composição florística, ou a eventos aleatórios não relacionados ao espaço e que seriam capazes de aumentar a competição entre as espécies vegetais, reduzindo assim seus limites de recrutamento (Favretto, 2017). Além dos preditores ambientais usados aqui (fogo e solo), características ecofisiológicas, como a incorporação de limitação de nutrientes, também podem influenciar a estrutura da vegetação ao longo da dessas ilhas naturais (Coelho et al., 2018).

Nosso estudo reforça o conhecimento sobre os padrões responsáveis pela estrutura da vegetação em transições de ecossistemas tropicais montanos, que podem diferir quando comparados à predominância da filtragem ambiental em comunidades contínuas (Souza et al., 2017; Dreyer et al., 2020), um fato importante a ser considerado em estratégias de conservação (Fravetto 2017, Rezende et al., 2018).

É importante considerarmos ainda que embora os processos estocásticos tenham desempenhado papel mais relevante do que as propriedades ambientais para o estabelecimento das espécies nas ilhas florestais, a manutenção dessas comunidades segue indefinida devido aos processos de uso e ocupação do solo, especialmente a recorrência do fogo (Alvarado et al., 2017; Brant et al., 2021) e mudanças climáticas (Arantes et al. 2016; Barros et al. 2018; Anjos e Toledo, 2020. Beirão et al, 2021). A detecção de fatores-chave limitantes para a distribuição de espécies continua uma questão importante para pesquisas futuras sobre possíveis respostas biológicas à essas mudanças, particularmente em zonas de transição biogeográfica (Sommer et al. 2018), como no caso das ilhas em estudo.

Conclusão

Estudos relativos aos padrões de distribuição das espécies são fundamentais para a compreensão dos processos que determinam a estruturação das comunidades e que por sua vez

possibilitam a coexistência de grande número de espécies em florestas tropicais. Verificamos que as ilhas florestais naturais inseridas no Parque Nacional das Sempre Vivas foram constituídas por espécies generalistas e outras típicas de Matas de Galeria inundáveis, bem como ambientes montanos do Domínio Atlântico e vegetação de savana (Cerrado). Além disso o fato de ter sido registrado grande número de espécies ocorrendo em baixas densidades, demonstra que esses fragmentos contribuem significativamente para a biodiversidade regional.

Apesar da heterogeneidade ambiental, nossos resultados evidenciaram baixa influência das variáveis ambientais e predominância das variáveis espaciais na estruturação da comunidade. Assim, nessas manchas florestais pequenas e heterogêneas, a disponibilidade de habitats seria menos uniforme, sendo a variação florístico-estrutural explicada por processos estocásticos (competição, dispersão, extinção), o que é preconizado pela Teoria Neutra.

A verificação do papel da dispersão na estrutura da comunidade de ilhas florestais é

essencial à conservação, pois a garantia da conectividade entre fragmentos é essencial para assegurar o fluxo gênico de espécies. É importante ter em mente, ainda, que a relação entre processos estocásticos e a heterogeneidade de habitats não é apenas uma relação numérica, mas a qualidade e configuração espacial dessas ilhas devem ser consideradas. Desta forma, todos os esforços devem ser feitos para garantir que todos os habitats sejam preservados em proporções adequadas para manutenção da diversidade biológica na escala da paisagem.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financiador 001. Agradecimento especial ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), pela licença concedida e apoio à pesquisa.

*Parte da Dissertação de Mestrado da primeira autora

Costa., T., R., Moura., C., C., Silva., L., S., Gonzaga., A., P., D., Machado., E., L., M.

Apêndice I. Variáveis ambientais das parcelas amostradas nas 72 parcelas das 18 ilhas florestais do Parque Nacional das Sempre-Vivas, Reserva da Biosfera - Brasil. Em que: sombreamento do dossel (Som), altura de crestamento (Alt), acidez do solo (pH), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions efetiva (t), capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T), saturação por alumínio (m), saturação por bases (V) e matéria orgânica (MO).

Parcelas	Umidade (%)	Som	Alt	pH	P mg/dm ₃	K mg/dm ₃	Ca cmol/dm ₃	Mg cmol/dm ₃	Al cmol/dm ₃	H+Al cmol/dm ₃	SB cmol/dm ₃	t cmol/dm ₃	T cmol/dm ₃	m (%)	V (%)	MO dag/kg
I1P1	95	4	0	5,5	8,6	34,8	0,6	0,4	1,7	10,1	1,1	2,8	11,2	61,8	9,5	8,8
I2P1	60	3	0	4,1	8,7	37,7	0,1	0,1	1,8	23,9	0,3	2,1	24,2	84,8	1,3	11,5
I2P2	52,3	3	3	3,9	14,9	84,8	1,0	1,6	1,5	32,9	2,8	4,3	35,7	35,2	7,8	6,7
I2P3	60,2	4	0	4,6	2,6	27,4	0,3	0,2	3,2	20,4	0,6	3,8	21,0	85,1	2,7	6,3
I2P4	76,7	4	0	4,5	8,6	45,6	0,1	0,1	2,3	40,2	0,4	2,7	40,6	86,4	0,9	20,4
I2P5	82	3	0	4,4	2,7	59,4	0,5	1,0	3,1	42,5	1,6	4,7	44,1	66,5	3,6	9,8
I3P1	65,7	2	0	4,3	8,7	34,8	0,6	0,2	1,3	68,6	0,9	2,2	69,5	59,0	1,3	12,8
I3P2	90	2	2	5,1	4,1	33,3	0,2	0,1	3,5	21,6	0,5	4,0	22,1	88,4	2,1	11,2
I3P3	82	2	3	4,3	11,6	56,6	0,2	0,1	2,7	50,8	0,4	3,1	51,2	88,2	0,7	14,4
I3P4	42,9	4	0	4,6	3,2	19,5	0,2	0,1	1,9	21,4	0,3	2,2	21,7	85,8	1,5	8,9
I3P5	47,6	2	0	4,5	22,0	78,0	0,2	0,1	2,9	48,1	0,5	3,4	48,5	86,7	0,9	20,1
I3P6	71,2	4	0	4,3	12,7	31,5	0,4	0,3	1,3	11,3	0,8	2,1	12,1	62,6	6,5	8,9
I4P1	11,7	3	3	5,5	3,0	144,1	0,2	0,2	2,2	13,5	0,7	2,9	14,2	75,9	5,0	9,4
I4P2	10,5	4	0	4,9	2,3	12,5	0,1	0,2	1,4	11,5	0,3	1,7	11,8	82,0	2,6	6,4
I4P3	7	3	1	4,4	2,0	50,9	0,0	0,4	2,7	14,2	0,5	3,2	14,6	84,6	3,4	5,3
I4P4	8,5	3	0	4,2	5,0	31,5	0,1	0,1	2,3	18,7	0,3	2,6	19,0	88,3	1,6	9,8

*Parte da Dissertação de Mestrado da primeira autora

Costa., T., R., Moura., C., C., Silva., L., S., Gonzaga., A., P., D., Machado., E., L., M.

Parcelas	Umidade (%)	Som	Alt	pH	P mg/dm ³	K mg/dm ³	Ca cmol/dm ³	Mg cmol/dm ³	Al cmol/dm ³	H+Al cmol/dm ³	SB cmol/dm ³	t cmol/dm ³	T cmol/dm ³	m (%)	V (%)	MO dag/kg
I4P5	9,8	2	0	4,7	3,4	59,4	0,1	0,2	3,9	17,9	0,5	4,4	18,3	89,6	2,5	10,5
I4P6	50,1	3	0	4,4	0,3	0,0	0,2	0,1	1,6	22,1	0,3	1,9	22,3	86,7	1,1	10,6
I4P7	38,4	2	0	5,2	19,8	37,7	0,2	0,7	5,7	31,5	1,0	6,7	32,5	85,0	3,1	16,3
I5P1	75	2	3	5,2	3,6	4,2	0,2	0,2	3,1	21,8	0,4	3,5	22,2	89,8	1,6	15,8
I5P2	45	1	3	4,5	2,3	9,8	0,1	0,1	1,5	36,0	0,2	1,7	36,2	86,7	0,6	9,1
I6P1	74,2	5	1	5,5	0,9	20,9	0,6	0,5	3,8	13,7	1,2	5,0	14,8	76,7	7,8	7,7
I7P1	98	2	4	5,6	2,8	37,3	0,3	0,2	1,4	9,8	0,6	2,0	10,4	69,1	6,0	1,4
I8P1	90	3	2	4,8	4,0	19,5	0,1	0,1	2,0	35,6	0,3	2,2	35,9	88,3	0,7	18,4
I8P2	52,2	4	0	5,2	1,8	18,9	0,1	0,1	1,7	16,7	0,3	2,0	17,0	85,7	1,7	14,7
I8P3	45,8	4	0	5,1	1,9	37,7	0,1	0,1	2,0	13,7	0,3	2,3	14,0	86,9	2,2	16,6
I8P4	61,4	4	1	4,0	3,5	31,5	0,1	0,1	3,1	12,4	0,3	3,4	12,7	91,8	2,2	2,4
I9P1	71	3	1	4,2	17,3	41,1	0,1	0,2	3,0	34,4	0,4	3,5	34,9	87,8	1,2	11,8
I10P1	54,8	4	0	4,9	0,7	37,3	0,7	0,3	2,2	25,5	1,1	3,3	26,6	67,8	4,0	16,5
I10P2	34,1	3	0	4,4	1,2	25,4	0,6	0,2	2,8	38,1	0,8	3,7	38,9	77,1	2,2	10,0
I10P3	30,2	5	0	3,4	11,1	54,7	0,2	0,3	3,2	91,6	0,6	3,9	92,3	83,8	0,7	8,0
I11P1	3,2	3	4	4,4	2,1	59,4	0,3	0,4	2,9	13,7	0,8	3,7	14,5	78,8	5,4	4,8
I11P2	51,5	3	0	5,4	0,5	12,5	0,1	0,1	5,9	12,4	0,3	6,1	12,7	95,4	2,2	7,3
I11P3	65,8	3	0	5,4	2,3	34,8	0,1	0,0	1,8	14,8	0,2	2,0	15,0	90,2	1,3	4,7
I12P1	4,9	3	3	4,9	1,8	118,7	0,2	0,2	1,9	9,8	0,7	2,6	10,5	73,0	6,8	2,9
I12P2	7,5	3	2	4,0	3,2	84,8	0,2	0,2	3,0	13,8	0,6	3,7	14,5	82,7	4,4	4,4
I13P1	1,2	3	3	4,6	1,2	110,2	0,3	0,6	2,2	12,1	1,1	3,3	13,2	67,0	8,3	4,8
I14P1	20,1	1	3	4,4	3,6	34,8	0,2	0,2	3,6	20,7	0,5	4,1	21,1	88,9	2,2	8,2
I14P2	16,9	3	0	4,7	1,7	50,9	0,1	0,2	8,7	39,8	0,5	9,2	40,3	94,7	1,2	17,7
I14P3	6	3	3	4,3	4,7	67,8	0,2	0,2	14,2	64,9	0,5	14,7	65,4	96,5	0,8	29,2

I14P4	6,4	2	2	5,5	8,0	101,7	0,2	0,2	3,0	17,7	0,6	3,6	18,3	83,1	3,4	4,3
I14P5	9,2	3	1	4,9	3,8	42,4	0,1	0,2	4,2	21,6	0,4	4,7	22,0	90,7	2,0	8,4
Parcelas	Umidade (%)	Som	Alt	pH	P mg/dm ³	K mg/dm ³	Ca cmol/dm ³	Mg cmol/dm ³	Al cmol/dm ³	H+Al cmol/dm ³	SB cmol/dm ³	t cmol/dm ³	T cmol/dm ³	m (%)	V (%)	MO dag/kg
I14P6	7,4	3	0	5,1	3,4	84,8	0,1	0,3	4,3	20,9	0,6	4,9	21,5	88,3	2,7	9,8
I14P7	24,8	3	0	4,7	12,3	97,5	0,2	0,2	2,2	22,1	0,6	2,8	22,7	78,8	2,6	10,1
I15P1	47,7	3	0	5,4	3,6	4,2	0,1	0,1	3,1	14,5	0,2	3,3	14,7	93,5	1,5	10,0
I15P2	19,3	1	0	5,9	4,4	44,0	0,1	0,1	2,0	104,7	0,2	2,3	105,0	89,3	0,2	15,3
I15P3	15,6	3	0	5,2	0,7	25,4	0,1	0,2	4,2	20,0	0,3	4,5	20,3	93,5	1,4	21,2
I16P1	27,7	1	1	4,3	6,6	14,3	0,1	0,0	1,8	10,6	0,2	2,0	10,7	92,6	1,4	8,4
I16P2	15,7	1	0	4,2	6,3	44,0	0,1	0,1	3,9	24,1	0,3	4,2	24,4	93,3	1,2	17,3
I16P3	18,3	3	0	5,4	3,7	33,3	0,1	0,1	1,5	9,5	0,2	1,8	9,7	86,6	2,4	8,5
I16P4	33,7	2	0	5,5	1,3	39,0	0,1	0,1	1,2	11,5	0,3	1,5	11,7	83,0	2,1	7,1
I16P5	24,1	2	0	4,8	3,3	23,8	0,1	0,1	2,2	11,5	0,3	2,5	11,7	88,5	2,5	7,6
I16P6	13,9	2	0	4,7	3,1	39,0	0,1	0,1	3,1	12,0	0,3	3,5	12,3	90,3	2,7	6,2
I16P7	45,8	1	0	5,3	2,3	12,5	0,1	0,1	3,9	5,7	0,2	4,1	5,9	95,4	3,2	4,9
I17P1	66,9	1	0	4,9	1,4	0,0	0,2	0,1	2,0	14,8	0,3	2,3	15,1	87,8	1,9	6,2
I17P2	28	2	0	4,8	4,4	41,1	0,4	0,5	4,1	9,4	1,0	5,2	10,4	80,1	9,9	4,2
I17P3	64,3	3	0	4,2	2,3	34,2	0,6	0,2	2,2	67,9	0,9	3,1	68,7	71,9	1,3	10,2
I17P4	35,5	1	1	6,0	2,0	34,8	0,1	0,1	1,9	9,3	0,3	2,2	9,5	88,6	2,6	7,8
I17P5	54,9	1	4	4,4	7,2	153,2	0,5	0,2	2,5	27,3	1,1	3,6	28,4	69,3	3,9	12,8
I17P6	55,2	11	4	4,3	34,2	34,8	0,2	0,2	2,0	13,2	0,5	2,5	13,7	80,3	3,6	9,3
I17P7	75,9	2	4	4,4	20,9	62,7	0,1	0,0	0,6	28,5	0,3	0,9	28,8	70,0	0,9	11,4
I17P8	68,7	3	2	4,5	12,2	126,8	0,2	0,2	3,3	25,8	0,7	4,0	26,4	83,6	2,5	12,6
I17P9	60,3	1	0	4,6	8,4	34,8	0,3	0,1	2,1	31,2	0,5	2,6	31,6	81,7	1,5	11,8
I17P10	45,3	2	0	5,0	0,6	18,9	5,1	0,3	0,4	12,5	5,5	5,9	18,0	6,9	30,4	11,1
I18P1	12,7	3	4	4,1	7,1	87,8	0,1	0,1	2,2	31,9	0,4	2,7	32,3	83,7	1,3	9,8

I18P2	42,9	2	1	4,2	4,6	44,0	0,1	0,0	1,7	12,7	0,2	2,0	12,9	88,1	1,8	11,0
I18P3	87,6	3	4	4,3	8,1	34,8	0,1	0,1	2,1	41,1	0,3	2,4	41,4	87,7	0,7	10,6
I18P4	50,2	3	0	4,4	3,6	69,6	0,1	0,0	1,5	15,6	0,3	1,8	15,9	84,5	1,7	9,6
Parcelas	Umidade (%)	Som	Alt	pH	P mg/dm ³	K mg/dm ³	Ca cmol/dm ³	Mg cmol/dm ³	Al cmol/dm ³	H+Al cmol/dm ³	SB cmol/dm ³	t cmol/dm ³	T cmol/dm ³	m (%)	V (%)	MO dag/kg
I18P5	59,5	1	0	4,8	1,8	41,1	0,2	0,2	1,5	14,2	0,5	2,1	14,7	73,6	3,7	7,8
I18P6	57	4	4	4,6	0,7	59,4	0,2	0,4	3,2	22,8	0,8	4,0	23,6	80,2	3,4	7,4
I18P7	8,3	4	0	5,1	18,4	76,6	0,1	0,1	2,3	16,2	0,4	2,7	16,6	84,9	2,5	7,2
I18P8	61,2	3	0	6,0	2,0	34,8	0,1	0,1	1,9	9,3	0,3	2,2	9,5	88,6	2,6	7,8
Média	43,3	3	1,1	4,7	5,8	47,0	0,3	0,2	2,8	24,7	0,6	3,4	25,4	81,7	3,2	10,2
Desvio Padrão	± 26,9	± 1,4	± 1,3	± 0,5	± 6,2	± 32,4	± 0,6	± 0,2	± 1,9	± 18,7	± 0,7	± 1,9	± 18,7	± 13,6	± 3,9	± 4,9

Referências

- Andrade, M. A., Drummond, G. M., Domingues, A. S., Martins, C. S., Franco, A. R., 2018 (Org.) et al. Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço Fase 2. Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, Mab-Unesco. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil
- Abreu Filho, A.P., Costa, C.R., Gomes, I.R., Viana, A.J.S., Tassinari, D., Vidal-Torrado, P., Silva, A.C., 2021. Os solos e a evolução de paisagens na Serra do Espinhaço Meridional, Brasil. *Revista Espinhaço* [Online] 10. Disponível: <https://doi.org/10.5281/zenodo.5083372>. Acesso: 29 jan. 2022
- Anjos, L.J.S., de Toledo, P.M., 2018. Measuring resilience and assessing vulnerability of terrestrial ecosystems to climate change in South America. *PLoS ONE* [Online] 13. Disponível: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194654>. Acesso: 18 ago. 2020
- APG. Angiosperm Phylogeny Group (APG IV), 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* [Online] 181. Disponível: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>. Acesso: 20 ago. 2020
- Arantes, A.E., Ferreira, L.G., Coe, M.T., 2016. The seasonal carbon and water balances of the Cerrado environment of Brazil: Past, present, and future influences of land cover and land use. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* [Online] 117. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.02.008>. Acesso: 10 ago. 2020
- Baldeck, C.A., Harms, K.E., Yavitt, J.B., John, R., Turner, B.L., Valencia, R., Dalling, J.W., 2013. Habitat filtering across tree life stages in tropical forest communities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* [Online] 280. Disponível: <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0548> Acesso: 10 set. 2020.
- Barata, I.M., Uhlig, V.M., Silva, G.H., Ferreira, G.B., 2016. Downscaling the gap: protected areas, scientific knowledge and the conservation of amphibian species in Minas Gerais, southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology* [Online] 11. Disponível: <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-16-00006.1>. Acesso: 12 set. 2020.
- Barros C., Thuiller, W., Münkemüller, T., 2018. Drought effects on the stability of forest-grassland ecotones under gradual climate change. *Plos ONE* [Online] 13. Disponível: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206138>. Acesso: 10 ago. 2020.
- Beirão, M.V., Neves, F.S., Fernandes, G.W., 2021. Climate and plant structure determine the spatiotemporal butterfly distribution on a tropical mountain. *Biotropica* [Online] 53. Disponível: <https://doi.org/10.1111/btp.12860>. Acesso: 29 jan. 2022.
- Bivand, R.S., Hauke, J., Kossowski, T. 2013. Computing the Jacobian in Gaussian spatial autoregressive models: An illustrated comparison of available methods. *Geographical Analysis* [Online] 45. Disponível: <https://doi.org/10.1111/gean.12008>. Acesso: 21 ago. 2020.
- Blanchet, F.G., Legendre, P., Boriard, D., 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* [Online] 89. Disponível: <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>. Acesso: 23 ago. 2020.
- Brant, H.S.C., Silva, P.G., Castro, F.S., 2021. Spatiotemporal Patterns of Ant Metacommunity in a Montane Forest Archipelago. *Neotrop Entomol* [Online] 50. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13744-021-00901-2>. Acesso: 29 jan. 2022.
- Cadotte, M.W., Tucker, C.M., 2017. Should environmental filtering be abandoned?. *Trends in Ecology e Evolution* [Online] 32. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004>. Acesso: 14 set. 2020.
- Catano, C.P., Dickson, T.L., Myers, J.A., 2017. Dispersal and neutral sampling mediate contingent effects of disturbance on plant beta-diversity: A meta-analysis. *Ecology Letters* [Online] 20. Disponível: <https://doi.org/10.1111/ele.12733>. Acesso: 10 set. 2020.
- Coelho, M.S., Carlos, P.P., Pinto, V.D., Meireles, A., Negreiros, D., Morellato, L. P.C., Fernandes, G.W., 2018. Connection between tree functional traits and environmental parameters in an archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands. *Flora* [Online] 238. Disponível:

- <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.04.003>. Acesso: 23 set. 2020.
- Coelho, M.S., Siqueira, F.N., Perillo, L.N., Morellato, L.P.C., Fernandes, G.W., 2017. Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. *Flora* [Online] 238. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.013>. Acesso: 20 set. 2020.
- Coelho, M.S., Fernandes, G.W., Pacheco P., Diniz, V., Meireles, A., Santos, R.M., Carvalho, F.C., Negreiros, D. 2016. Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspectives. In: Fernandes, G.W. (Eds.), *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, Springer, New York, 129-153.
- Costa, T.R., Moura, C.C., Silva, L.S., Gonzaga, A.P.D., Machado, E.L.M., 2021a. Funcionalidade de ilhas florestais na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. Pesquisa e desenvolvimento de abordagens para o ensino de ciências biológicas. Editora Amplla [Online] 1. Disponível: <https://doi:10.51859/amplla.pda351.1121-8>. Acesso: 10 jun. 2021.
- Costa, T.R., Moura, C.C., Machado, E.L. M., Gonzaga, A.P. D., 2021b. Flora Arbórea de Capões na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. *Revista Espinhaço* [Online] 10. Disponível: <https://doi.org/10.5281/zenodo.5104405>. Acesso: 29 jan. 2021.
- Delta Δt Devices, 1999. Theta Probe soil moisture sensor – ML2x: user manual. Cambridge: Delta ΔT Devices.
- Dray, S., 2013. spacemakeR: Spatial modelling. R package version 0.0-5/r113
- Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* [Online] 22. Disponível: <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>. Acesso: 1 dez. 2020.
- Dreyer, J.B.B., Schlickmann, M.B., Cuchi, T., Vieira, F.S., Moraes, G.I., Higuchi, P., Silva, A., 2020. Estruturação espacial de traços funcionais de espécies arbóreas em função da distância da borda em Floresta Alto-Montana no sul do Brasil. *Ciência Florestal* [Online] 30. Disponível: <https://doi.org/10.5902/19805098>. Acesso: 5 dez. 2020.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Santos, H.G., Jacomine, P. K. T.; Anjos, L. H.C. Dos; Oliveira, V. A. De; Lumberras, J. F.; Coelho, M. R.; Almeida, J. A. De; Araújo Filho, J. C. De; Oliveira, J. B. De; Cunha, T. J. F. 5a ed. rev. e ampl. Brasília-DF: Embrapa. 356p.
- Fagundes, N.C.A., Ávila, M.A., Souza, S.R., Azevedo, I.F., Yule, R.F.F., Fernandes, G.W., Santos, L.A., Santos R.M., Veloso, M.D.M., 2019. Riparian vegetation structure and soil variables in Pandeiros river, Brazil. *Rodriguésia* [Online] 70. Disponível: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970002>. Acesso: 27 ago. 2020.
- Felfili, J.M., Rezende, R.P., 2005. Conceitos e Métodos em Fitossociologia. Brasília, Universidade de Brasília, 68p.
- Fravretto, M.A., 2017. Teoria neutra de biodiversidade: controvérsias e uma transvaloração da conservação de espécies. *Neotropical Biology and Conservation* [Online] 12. Disponível: [10.4013/nbc.2017.123.09](https://doi.org/10.4013/nbc.2017.123.09). Acesso: 23 ago. 2020.
- Gonçalves, T.S., Silva, A.C., Mendonça Filho, C.V., Costa, C. R., Lopes B.I. 2020. The Capões of Seasonal Semi-deciduous Forest in the Cerrados and Rupestrian Fields of the Espinhaço Chain. *International Journal of Geoscience Engineering and Technology* [Online] 1. Disponível: <http://www.geovales.com/index.php/Journal/article/view/7/6>. Acesso: 12 mai. 2020.
- Gonzaga, A.P. D. e Machado, E. L. M. 2021. Paisagens e vegetação da região do Espinhaço Meridional. *Regnellia Scientia* [Online] 7. Disponível: <https://sites.google.com/view/revista-regnellia-scientia/artigos/paisagens-e-vegetacao-da-regiao-do-espinhaco-meridional?authuser=0>. Acesso em: 29 jan. 2022.
- Haidar, R. F., 2013. Florística, estrutura e diversidade da Mata de Galeria da Estação Ecológica de Águas Emendadas ESEI-AE. Brasil Central. *Heringeriana* [Online] 7. Disponível: <https://doi.org/10.17648/heringeriana.v7i1.2>. Acesso em: 19 set. 2020.
- Hopper, S. D., Silveira, F. A. O, Fiedler, P. L., 2016. Biodiversity hotspots and Ocbil theory. *Plant Soil* [Online] 403. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2764-2>. Acesso em: 17 ago. 2020.

- Hutchinson, G. E., 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harb Symp Quant Biol 22, 415–427.
- Kermavnar, J., Kutnar, L., 2020. Patterns of Understory Community Assembly and Plant Trait-Environment Relationships in Temperate SE European Forests. Diversity [Online]. Disponível: <https://doi.org/10.3390/d12030091>. Acesso em: 02 dez. 2020.
- Legendre, P., Boriard, D., Roberts, D. W., 2012. Variation partitioning involving orthogonal spatial eigenfunction submodels. Ecology [Online] 93. Disponível: <https://doi.org/10.1890/11-2028.1>. Acesso: 19 ago. 2020.
- Liu, J., Vellend, M., Wang, Z., Yu, M., 2018. High beta diversity among small islands is due to environmental heterogeneity rather than ecological drift. Journal of Biogeography [Online] 1. Disponível: <https://doi.org/10.1111/jbi.13404>. Acesso: 01 dez. 2020.
- Loebens, R. S., Silva, A. C. S., Higuchi, P., Mafra, A. L., Silva, J. O., Gonçalves, D. A., Souza, K., Cruz, A. K., Júnior, L. C. R., Rosa, A. D., Lima, C. L., Junior, F. B., 2018. Partição da variação florístico-estrutural do componente arbóreo em uma floresta ombrófila mista aluvial no sul do Brasil. Ciência Florestal [Online] 28. Disponível: <https://doi.org/10.5902/1980509832038>. Acesso: 21 ago. 2020.
- Luther, D. A., Cooper, W. J., Wolfe, J. D., Bierregaard, R. O., Gonzalez, A., Lovejoy T. E., 2020. Tropical forest fragmentation and isolation: Is community decay a random process? Global Ecology and Conservation [Online] 23. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01168>. Acesso: 11 dez. 2020.
- MacArthur, R. H., Wilson, E. O., 1963. An equilibrium theory of island biogeography. Evolution 17:373-387.
- Magalhães, J. H. R., Junior, J. A. P., Vale, V. S., Schiavini, I., 2018. Dinâmica do estrato arbóreo em uma floresta Estacional Semidecidual em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. Iheringia, Série Botânica [Online] 72. Disponível: <https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/655>. Acesso: 20 ago. 2020.
- Maracahipes-Santos, L., Lenza, E., Santos J. O., Mews, H. A., Oliveira, B., 2017. Effects of soil and space on the woody species composition and vegetation structure of three Cerrado phytophysiognomies in the Cerrado-Amazon transition. Brazilian Journal Biology [Online] 77. Disponível: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.02016>. Acesso: 20 ago. 2020.
- Mariano, F. R., Leite Fontes, M. A., Santos R. M., 2019. Well-sampled regions risk losing key biological data: a case study in the Atlantic Forest. Biodiversity Conservation [Online] 28. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01780-1>. Acesso: 17 ago. 2020.
- Menezes, B. S., Martins, F. R., Dantas, C.E. I., Souza, B. I., Silveira, A. P., Loiola, M. I. B., Araújo, F. S., 2020. Assembly rules in a resource gradient: competition and abiotic filtering determine the structuring of plant communities in stressful environments. Plos one [Online] 15. Disponível: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230097>. Acesso: 10 abr. 2021.
- Menezes, B. S., Martins, R. F., Araújo, F. S., 2016. Montagem de comunidades: conceitos, domínio e estrutura teórica. Oecologia Australis [Online] 20. Disponível: <https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2001.01>. Acesso: 10 ago. 2020.
- Moura, C. C., Costa, T. R., Oliveira, P. A., Fonseca, D. C., Machado, E. L. M., 2021. Como é a estrutura e a diversidade alpha e beta de matas de galeria inundáveis? Diversitas Journal [Online] 6. Disponível: <https://doi.org/10.17648/diversitas-journal-v6i2-1496>. Acesso: 10 jun. 2021.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2016) Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Relatório Técnico.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 2002. Aims and methods of vegetation ecology. The Blackburn Press: New Jersey. 547p.
- Munoz, F., Huneman, P., 2016. From the neutral theory to a comprehensive and multiscale of ecological equivalence. The Quarterly Review of Biology [Online] 91. Disponível: <https://doi.org/10.1086/688098>. Acesso: 23 ago. 2020.
- Oksanen, J., Blanihet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minihin, P.R., O'hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. 2013. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10 [Online]. Disponível: <http://IRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso: 20 ago. 2020.
- Oliveira C., G.A., Castro, N.S.T.M., Souza, A.H., van den Berg E., 2016. What can natural edges of gallery forests teach us about woody community performance in sharp ecotones?

- Journal of Plant Ecology [Online] 1. Disponível: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw083>. Acesso : 20 ago. 2020.
- Organização das Nações Unidas para a educação, a ciência e cultura – Unesco, 2020. O Programa Mab: Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. Disponível: <http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/biores.asp?code=BRA+06emode=all> Acesso: 20 mai. 2020.
- Reflora- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. [Online] Disponível: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso: 12 set. 2020.
- Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg B.B.N., Mittermeier, R.A., 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. Perspectives in Ecology and Conservation [Online] 16. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>. Acesso: 20 ago. 2020.
- Ribeiro, J.H.C., Santana, L.D., Carvalho, F.A., 2018. Composition, Structure and biodiversity of Trees in Tropical Montane Cloud Forest Patches in Serra do Papagaio State Park, Southeast Brazil. Edinburgh Journal of Botany [Online] 75. Disponível: <https://doi.org/10.1017/s0960428618000082>. Acesso: 21 ago. 2020.
- Rosindell, J., Hubbell, S.P., Etienne, R.S., 2011. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography at age ten. Trends in Ecology and Evolution [Online] 26. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.024>. Acesso: 05 set. 2020.
- Salomão, N.V., Machado, E.L.M., Pereira, R., Fernandes, G.W., Mucida, D.P., Gonzaga, A.P.D., Silva, L.S., 2021. The homogenization of two different natural ecosystems by conversion to pasture in the Southern Espinhaço, Brazil. Floram [Online] 28. Disponível: <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2019-0077>. Acesso: 10 jun. 2021.
- Silva, L.S.; Valladares F., Raquel Benavides R., Flores, O.; Gonzaga, A.P.D. Functional Diversity and Assembly Rules of Two Deciduous Seasonal Forests in Southeastern Brazil. Forest Science [Online] 67. Disponível: <https://doi.org/10.1093/forsci/fxab027>. Acesso: 29 jan. 2021
- Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Barbosa, N.P.U., Buisson, E., Carmo, F.F., Carstensen, D.W., Lambers, H., 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. Plant and Soil [Online] 403. Disponível: <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>. Acesso: 18 ago. 2020.
- Soares, T.B.O., 2016. Avaliação de áreas queimadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas – MG: Contribuições para a implantação do Manejo Integrado do Fogo. Dissertação (Mestrado) - Pós-Graduação em Geografia, UFMG, Belo Horizonte- MG. 124 p.
- Sommer, N.R., Moody, N.M., Lantz, S.M., Leu, M., Karubian, J., Swaddle, J.P., 2018. Red-backed fairywrens adjust habitat use in response to dry season fires. Austral Ecology [Online] 43. Disponível: <https://doi.org/10.1111/aec.12629>. Acesso: 21 ago. 2020.
- Souza, R.F., Machado, S.A., Galvão, F., Figueiredo, A.F., 2017. Effect of environmental variables in the distribution of tree species in the Iguaçu National Park. Revista Árvore [Online] 41. Disponível: <https://doi.org/10.1590/1806-90882017000600009>. Acesso: 27 ago. 2020.
- Souza, C.R., Paula, G.G., Mendes, C.N., Maia, V.A., Aguiar-Campos, N., Araújo, C., Santos, R.M., 2020. Local-scale tree community ecotones are distinct vegetation types instead of mixed ones: a case study from the Cerrado–Atlantic forest ecotonal region in Brazil. Australian Journal of Botany [Online] 1. Disponível: <https://doi.org/10.1071/bt19108>. Acesso: 10 jan. 2021.
- Werden, L.K., Becknell, J.M., Powers, J.S., 2018. Edaphic factors, successional status, and functional traits drive habitat associations of trees in naturally regenerating tropical dry forests. Functional Ecology [Online]. Disponível: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13206>. Acesso: 22 ago. 2020.
- Wilkinson L., 2011. *venneuler*: Venn and Euler Diagrams. R package version 1.1-0 [Online]. Disponível: <http://IRAN.R-project.org/package=venneuler>. Acesso: 20 ago. 2020.