



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

MÔNICA TAIRES RODRIGUES DA SILVA

**DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL  
EM FLORESTA OMBRÓFILA Densa MONTANA**

JERÔNIMO MONTEIRO – ES  
2021

MÔNICA TAIRES RODRIGUES DA SILVA

**DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL  
EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSA MONTANA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais, na Área de Concentração de Ciências Florestais.

Orientadora: Sustanis Horn Kunz  
Coorientador: Marcos Vinicius W. Caldeira

JERÔNIMO MONTEIRO – ES  
2021

**MÔNICA TAIRES RODRIGUES DA SILVA**

**DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL  
EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSA MONTANA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em: 31 de Maio de 2021.



---

**Prof. Dr. Pedro Vasconcellos Eisenlohr**

UNEMAT

Examinador externo



---

**Prof. Dr. Henrique Machado Dias**

UFES

Examinador interno



---

**Prof.ª Dr.ª Sustanis Horn Kunz**

UFES

Orientadora

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de  
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

---

S586d                      Silva, Mônica Taires Rodrigues da, 1996-  
Distribuição de espécies ao longo de um gradiente altitudinal em  
floresta ombrófila densa montana / Mônica Taires Rodrigues da Silva. - 2021.

74 f. : il.

Orientadora: Sustanis Horn Kunz.  
Coorientadora: Marcos Vinicius Winckler Caldeira.  
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) –  
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de  
Ciências Agrárias e Engenharias.

1. Heterogeneidade ambiental. 2. Florestas de  
altitude. 3. Distribuição de espécies. I. Kunz, Sustanis  
Horn. II. Caldeira, Marcos Vinicius Winckler. III.  
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de  
Ciências Agrárias e Engenharias. IV. Título.

CDU: 630

---

## DEDICATÓRIA

*Aos meus pais, Cleunice e Cecílio e aos meus irmãos Maurício, Lucas e Gustavo, com todo meu amor e gratidão, por serem a base da minha vida e por sempre me apoiarem para a realização dos meus sonhos.*

## AGRADECIMENTOS

Desde que me entendo por gente, ELE sempre esteve do meu lado, mesmo invisível, mas se fazendo presente através das boas aventuras que marcaram minha vida. Nos momentos mais difíceis também esteve lá. Por isso, o meu maior e mais devoto agradecimento é para ELE: DEUS, obrigada por minha existência, pela família que escolheste para me abrigar aqui na Terra e por sempre mostrar que vale a pena viver e aprender.

Agradeço aos meus pais, Cecílio Rodrigues da Silva e Cleunice Gonçalves da Silva, que me ensinaram as coisas mais preciosas e fundamentais na minha caminhada. Agradeço por todo amor, pela torcida em todas as situações e por ver em seus olhos o orgulho, mesmo nas pequenas vitórias. Obrigada por sempre estarem ao meu lado. Certamente não há amor maior.

Agradeço aos meus irmãos, Maurício Gonçalves, Celso Lucas e Rheirisson Gustavo, por estarem sempre ao meu lado, torcendo, vibrando e rezando. Obrigada por compartilharem comigo os bons e os maus momentos.

Agradeço à minha sobrinha Lavínia Emanuely, por tornar os meus dias ainda mais felizes após a sua chegada, fazendo com que os momentos de angústia e preocupação se tornassem mais leves. Saiba que titia te ama muito e que você é o meu orgulho e minha maior alegria.

Aos meus familiares por sempre acreditarem em meu potencial.

Ao meu namorado pelo companheirismo, cumplicidade e paciência.

À Maria Donária e toda a sua família por me acolherem desde o primeiro dia que cheguei em Jerônimo Monteiro.

À Universidade Federal do Espírito Santo e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais pela oportunidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

À minha orientadora Professora Sustanis Horn Kunz e ao meu coorientador Professor Marcos Vinícius Winckler Caldeira, pela orientação, por toda contribuição em minha vida acadêmica e profissional, e pelo aprendizado durante esta jornada.

Ao professor Pedro Vasconcellos Eisenlohr pela disposição e grande contribuição para a realização desse trabalho.

Ao meu grande amigo Tarley Santos, que desde a graduação está comigo dividindo os bons e maus momentos.

Aos amigos apresentados pela pós, em especial Tales, Jaqueline, Izabel, Nívea e Quinny, por sempre estarem presentes.

À galera do NUPEMASE por toda ajuda nos campos, pelos momentos de desabafo, de conselhos, das inúmeras risadas e momentos.

Ao Eduardo Araújo e Vitor Abreu pela concessão dos dados.

A todos os professores que passaram pela minha vida durante esses anos. Muito obrigada pelos ensinamentos e conhecimentos compartilhados durante essa jornada.

A todos vocês, obrigada!

## RESUMO

SILVA, Mônica Taires Rodrigues. **Distribuição de espécies ao longo de um gradiente altitudinal em Floresta Ombrófila Densa Montana**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Sustanis Horn Kunz. Coorientador: Prof. Dr. Marcos Vinícius Winckler Caldeira.

A composição florística e distribuição de espécies das comunidades vegetais são influenciadas por diversos fatores, como os climáticos, espaciais e ambientais, contribuindo para a elevada diversidade em florestas tropicais. Dessa forma, objetivamos avaliar a influência do gradiente altitudinal na distribuição de espécies em uma Floresta Ombrófila Densa Montana. Para tal, utilizamos um banco de dados provenientes de levantamentos florísticos dos estratos arbóreo e regenerante do vale de Santa Marta no Parque Nacional do Caparaó, no qual, em estudos anteriores, foram demarcadas sete parcelas permanentes em diferentes cotas altitudinais. Calculamos os parâmetros fitossociológicos da comunidade estudada e em seguida, para identificar agrupamentos de parcelas com maior similaridade de espécies, comparamos floristicamente as parcelas utilizando o método de agrupamento por médias não ponderadas (UPGMA) com base no índice de similaridade de Bray-Curtis. Realizamos a Análise de Espécies Indicadoras (ISA) para obtenção das espécies que caracterizam os agrupamentos florísticos formados e utilizamos a Análise de Redundância (RDA) para verificar a influência de fatores ambientais na vegetação. Nosso banco de dados totalizou 5086 indivíduos distribuídos em 63 famílias botânicas. As espécies de maior valor de importância (VI) foram *Euterpe edulis* Mart. (16,18%) e *Psychotria vellosiana* Benth. (14,01%). Verificamos a formação de dois grupos com maior similaridade florística: parcelas entre 1.112 e 1.302 m e parcelas entre 1.319 e 1.550 m de altitude. As variáveis de maior influência na vegetação foram altitude, temperatura, matéria orgânica, acidez potencial e capacidade de troca catiônica potencial, sendo que o resultado da RDA explicou 87,37% da variação na composição florística ao longo do vale. Concluímos que as espécies que compõem a comunidade vegetal do vale de Santa Marta exibem um padrão heterogêneo de distribuição ao longo do gradiente altitudinal e são influenciadas pela ação conjunta de variáveis ambientais, o que permite a existência de elevada diversidade na área estudada.

**Palavras-chave:** Composição florística; florestas montanas; Parque Nacional do Caparaó; relação vegetação-ambiente.



## ABSTRACT

SILVA, Mônica Taires Rodrigues. **Species distribution along an altitudinal gradient in Dense Montana Rainforest**. 2021. Dissertation (Master's degree on Forest Science) – Espírito Santo Federal University, Jerônimo Monteiro, ES. Adviser: Prof. Dr. Sustanis Horn Kunz. Co-Adviser: Prof. Dr. Marcos Vinícius Winckler Caldeira.

The floristic composition and species distribution of plant communities are influenced by several factors, such as climatic, spatial and environmental, contributing to the high diversity in tropical forests. Thus, we aimed to evaluate the influence of the altitudinal gradient on the distribution of species in a Montana Dense Ombrophilous Forest. To this end, we used a database from floristic surveys of the arboreal and regenerating strata of the Santa Marta valley in the Caparaó National Park, in which, in previous studies, seven permanent plots were demarcated at different altitudinal levels. We calculated the phytosociological parameters of the studied community and then, to identify clusters of plots with greater species similarity, we floristically compared the plots using the unweighted average clustering method (UPGMA) based on the Bray-Curtis similarity index. We performed the Indicator Species Analysis (ISA) to obtain the species that characterize the formed floristic clusters and used the Redundancy Analysis (RDA) to verify the influence of environmental factors on the vegetation. Our database totaled 5086 individuals distributed in 63 botanical families. The species with the highest importance value (VI) were *Euterpe edulis* Mart. (16.18%) and *Psychotria vellosiana* Benth. (14.01%). We verified the formation of two groups with greater floristic similarity: plots between 1,112 and 1,302 m and plots between 1,319 and 1,550 m of altitude. The variables with the greatest influence on the vegetation were altitude, temperature, organic matter, potential acidity and potential cation exchange capacity, and the RDA result explained 87.37% of the variation in floristic composition along the valley. We conclude that the species that make up the plant community of the Santa Marta valley exhibit a heterogeneous distribution pattern along the altitudinal gradient and are influenced by the joint action of environmental variables, which allows for the existence of high diversity in the studied area.

**Keywords:** Floristic composition; montane forests; Caparaó National Park; vegetation-environment relationship.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Mapa dos diferentes tipos de vegetação do estado do Espírito Santo.....	4
<b>Figura 2:</b> Mapa da distribuição das Unidades de Conservação no Brasil. ....	7
<b>Figura 3:</b> Localização do Parque Nacional do Caparaó, MG-ES, Brasil .....	8
<b>Figura 4:</b> Mapa de localização da área de estudo, PARNA do Caparaó.....	12
<b>Figura 5:</b> Distribuição das parcelas amostrais e indicação das cotas altitudinais da área de estudo.....	14
<b>Figura 6:</b> Vista do Vale de Santa Marta, PARNA Caparaó .....	14
<b>Figura 7:</b> Denndrograma de similaridade entre parcelas do Vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó, de acordo com o índice de Bray-Curtis e método de agrupamento UPGMA .....	27
<b>Figura 8:</b> Análise de Redundância (RDA) com a ordenação das cotas altimétricas no vale de Santa Marta, Parque Nacional do Caparaó, ES, baseada nas variáveis ambientais. BIP 1= Alt, Temp, H+Al, T e MO .....	30

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Distribuição altitudinal, declividade, face de exposição e distância (em linha reta) entre parcelas ao longo do Vale Santa Marta, Parque Nacional do Caparaó, ES.....	15
<b>Tabela 2:</b> Caracterização ambiental das sete parcelas ao longo do Vale Santa Marta, Parque Nacional do Caparaó, ES.....	21
<b>Tabela 3:</b> Estrutura fitossociológica das espécies da comunidade adulta (>10 ocorrências) amostradas no vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó, em ordem decrescente de Valor de Importância. NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa; VI: valor de importância. ....	24
<b>Tabela 4:</b> Estrutura fitossociológica das espécies da comunidade regenerante (>10 ocorrências) amostradas no vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó, em ordem decrescente de Valor de Importância. NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa; VI: valor de importância. ....	25
<b>Tabela 5:</b> Índices de similaridade de Bray-Curtis para as parcelas do vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó .....	28
<b>Tabela 6:</b> Espécies indicadoras ( $IV \geq 85$ ) dos grupos florísticos do vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó. IV = valor indicador; NI = número de indivíduos; valores em negrito são significativos ( $p \leq 0,01$ ) com 999 permutações.....	28
<b>Tabela 7:</b> Correlação por postos de Spearman para as variáveis ambientais selecionadas do vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó .....	30

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA .....	3
2.1 Floresta Atlântica .....	3
2.2 Unidades de Conservação .....	6
2.3 Influência das variáveis ambientais na distribuição de espécies .....	9
3 METODOLOGIA .....	12
3.1 Área de estudo .....	12
3.2 Amostragem .....	15
3.3 Análise dos dados .....	17
3.3.1 Estrutura fitossociológica .....	17
3.3.2 Similaridade florística .....	19
3.3.3 Análise de espécies indicadoras .....	20
3.3.4 Relação vegetação ambiente .....	20
4 RESULTADOS .....	23
4.1 Estrutura fitossociológica .....	23
4.2 Similaridade florística .....	25
4.3 Análise de espécies indicadoras .....	27
4.4 Relação vegetação-ambiente .....	28
5 DISCUSSÃO.....	30
6 CONCLUSÃO.....	35
7 REFERÊNCIAS .....	36
8 ANEXO .....	52

## 1 INTRODUÇÃO

Apesar do seu grande valor biológico, um mapeamento da cobertura do solo revelou que a Floresta Atlântica apresenta 28% de sua cobertura vegetal nativa e que, deste total, apenas 30% se encontra em áreas protegidas (REZENDE *et al.*, 2018). Essa reduzida porcentagem da cobertura nativa de Floresta Atlântica é consequência de uma longa trajetória de degradação que teve início a partir do processo de colonização europeia no Brasil (CERQUEIRA *et al.*, 2003; DEAN, 2004).

Os maiores e mais preservados remanescentes da Floresta Atlântica estão localizadas em áreas de elevadas altitudes nas regiões costeiras do sul e sudeste do Brasil (MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008). Com isso, as florestas de altitude se encontram entre as formações florestais mais ameaçadas e que possuem o menor nível de conhecimento a respeito de seus processos ecológicos (BERTONCELO *et al.*, 2011). O pouco conhecimento a respeito das florestas de altitude se deve principalmente à dificuldade no acesso destes ambientes, imposta pelas características topográficas do terreno, fator que restringe a pesquisa às áreas de mais fácil acesso, ocasionando um menor conhecimento da composição e funcionamento dessas formações vegetais (GENTRY, 1995; MARTINELLI, 2007).

A topografia é considerada uma das variáveis mais expressivas em relação à distribuição espacial das espécies, pois assume importante posição na definição das propriedades e fertilidade dos solos e no regime de água (RODRIGUES *et al.*, 2007; MARCON *et al.*, 2014). À medida que a altitude aumenta e a temperatura diminui, ocorrem mudanças na estrutura da comunidade vegetal, associadas à redução na estatura da floresta, incremento na densidade de indivíduos, elevada biomassa de briófitas e pteridófitas e menor riqueza de espécies arbóreas devido ao ambiente seletivo (WEBSTER, 1995; FRANÇA; STEHMANN, 2004). As variações da vegetação florestal ao longo de cotas altitudinais estão relacionadas a expressivas mudanças edafoclimáticas, as quais, por sua vez, estão associadas à topografia local (GOMES; BERNACC; JOLY, 2011).

Boa parte dos estudos em florestas de altitude no Brasil foi desenvolvida na Serra do Mar e Serra da Mantiqueira, que são importantes detentores deste tipo de formação florestal (CARVALHO *et al.*, 2005; PEREIRA *et al.*, 2006; RIBEIRO *et al.*, 2009). Assim, os dados pertinentes a este tipo de vegetação centralizam-se basicamente no Paraná, São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, estados por onde estas serras se estendem. No entanto, algumas pesquisas foram realizadas no Parque Nacional do Caparaó, dentre as quais se pode citar o

estudo realizado por Cunha (2014), que avaliou o banco de sementes no solo para a regeneração de áreas ocupadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn; o trabalho realizado por Rodrigues (2011), que descreve os diferentes geoambientes existentes na vertente mineira do parque; estudos relacionados com a caracterização química dos solos, quantificação do aporte, acúmulo e decomposição de serapilheira; e investigações florísticas, fitossociológicas, de chuva e banco de sementes do solo, regeneração natural e ciclagem de nutrientes (CASTRO, 2014; ARAÚJO, 2016; PERINI, 2016; ABREU, 2017; CASTRO, 2018). Entretanto, mesmo com a quantidade de estudos realizados no PARNA Caparaó, ainda existem muitos questionamentos a serem respondidos.

Este estudo tem como objetivo avaliar a influência da elevação altitudinal na distribuição de espécies em uma Floresta Ombrófila Densa Montana. Para tanto, o trabalho é norteado pelos seguintes questionamentos: 1) como as espécies arbóreas e regenerantes se encontram distribuídas no vale? 2) esta distribuição é influenciada pelas variáveis ambientais? 3) existe uma relação florística entre as parcelas? 4) quais espécies podem ser indicadoras dessas possíveis alterações na comunidade? Nossa hipótese previa que os componentes arbóreo e regenerante apresentavam variações ao longo do vale associadas à heterogeneidade ambiental existente na área.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Floresta Atlântica

O bioma Mata Atlântica se encontra entre os 36 hotspots mundiais (REZENDE *et al.*, 2018). Está entre aqueles com maior biodiversidade no planeta e ocupava originalmente uma área de 1,5 milhões de Km<sup>2</sup>, do qual restam apenas 28% da cobertura original (REZENDE *et al.*, 2018). Mesmo com a redução de sua extensão, o bioma conserva elevada riqueza de espécies e altos níveis de endemismo (FORZZA *et al.*, 2012). O Bioma Mata Atlântica percorre quase toda a extensão litorânea brasileira, abrangendo as regiões sul, sudeste e nordeste (IPEMA, 2005; TABARELLI *et al.*, 2005) e, devido à sua vulnerabilidade à degradação, é um dos biomas brasileiros priorizados para conservação (MITTERMEIER *et al.*, 2004).

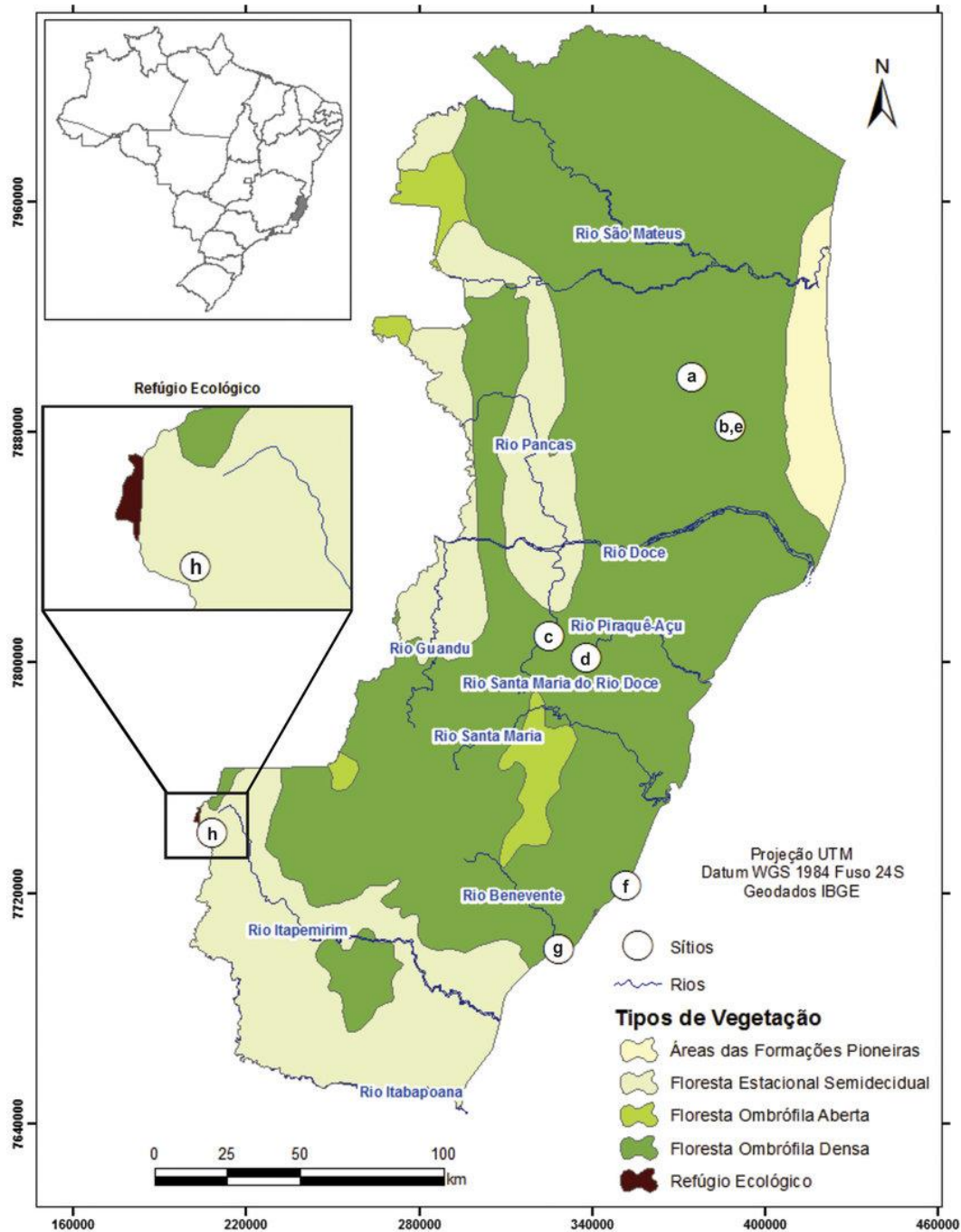
No Brasil, diversas fitofisionomias ocorrem ao longo da Floresta Atlântica devido às características do ambiente em que estas ocorrem, sendo determinadas pela sazonalidade do clima, tipo de solo, altitude e precipitação (RIZZINI, 1997; IBGE, 2012). Para Ivanauskas e Asis (2009) é importante considerar o conceito de deciduidade para classificar as fitofisionomias que ocorrem na Floresta Atlântica. Dessa forma, esta formação florestal se divide em dois grandes grupos: as Florestas Estacionais e as Florestas Ombrófilas.

As Florestas Ombrófilas estão localizadas onde a umidade é elevada e a precipitação bem distribuída ao longo do ano, sem grandes períodos de seca (IBGE, 2012). De acordo com Veloso *et al.* (1991), as Florestas Ombrófilas são subdivididas em Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Aberta. A Floresta Ombrófila Densa possui uma vegetação exuberante, que é caracterizada pela abundância de epífitas, além de macro e mesofanerófitos e lianas. Estende-se desde o extremo Sul do Brasil até a costa litorânea da região Nordeste e sua ocorrência está relacionada ao clima tropical quente e úmido, com temperaturas médias variando entre 22° C e 25° C (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010).

No estado do Espírito Santo, esse tipo de vegetação abrange os tabuleiros costeiros, situados entre as latitudes de 18° a 21°S, bem como terras mais elevadas e mais úmidas do interior, tanto na região serrana ao sul do rio Doce, quanto ao norte do mesmo rio (Figura 1) (GARBIN, 2017). No estado, as epífitas que mais representam essas florestas pertencem às famílias Orchidaceae, Bromeliaceae e Araceae (ASSIS, 2007). Além disso, a presença de árvores de grande porte, atingindo até 30 metros de altura, e a formação de estratos (superior

ou dossel, médio e inferior) são características das Florestas Ombrófilas Densas primárias ou em estágios avançados de regeneração (ASSIS, 2007).

**Figura 1:** Mapa dos diferentes tipos de vegetação do estado do Espírito Santo a. Floresta na Reserva Biológica de Sooretama; b. Floresta na Reserva Natural Vale, em Linhares; c. Floresta de São João de Petrópolis, em Santa Teresa; d. Reserva Biológica Augusto Ruschi, em Santa Teresa; e. Reserva Natural Vale, em Linhares; f. Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari; g. Estuário do rio Benevente, em Anchieta; h. Parque Nacional do Caparaó, na vertente voltada para o Espírito Santo, em Dolores do Rio Preto.



Fonte: Garbin et al. (2017).



As espécies arbóreas frequentemente encontradas como predominantes na fitofisionomia dos estratos médios e superiores na Floresta Ombrófila Densa são *Euterpe edulis* Mart. e diferentes espécies de Myrtaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Sapotaceae, Anonaceae e Euphorbiaceae (IPEMA, 2007). No dossel dessas florestas é comum a presença de *Cecropia hololeuca* Miq., que ocupa áreas de clareiras no interior da floresta, fato evidenciado por Tabarelli e Mantovani (1999). Além dessas, destaca-se no interior dessas florestas a presença de pteridófitas de porte arbustivo (IPEMA, 2005).

Em virtude das diferenças topográficas, a Floresta Ombrófila Densa foi dividida conforme as faixas de altitude que se refletem na fisionomia da vegetação, sendo consideradas as Florestas Ombrófilas Densas Altomontanas, Florestas Ombrófilas Densas Montanas, Florestas Ombrófilas Densas Submontanas e Florestas Ombrófilas Densas de Terras Baixas (IPEMA, 2007). O estado do Espírito Santo caracteriza-se por apresentar predominância de florestas ombrófilas montanas e altomontanas, que são fitofisionomias reconhecidas pelas características ambientais singulares e pela grande incidência de espécies endêmicas, tornando essas formações florestais suscetíveis a impactos da ação antrópica (MARTINELLI, 2007; BRUIJNZEEL; MULLIGAN; SCATENA, 2011).

A Floresta Ombrófila Densa Montana, de modo geral, ocorre nas áreas situadas no alto dos planaltos e serras localizados entre 500m e 1500m de altitude, sendo caracterizada pela presença de árvores emergentes que chegam a 40 m de altura, elevado número de espécies arbóreas, plantas vasculares que crescem sobre plantas lenhosas, onde a vegetação é influenciada pela elevada umidade decorrente da alta pluviosidade (IVANAUSKAS; ASIS, 2009). No Espírito Santo, o maior número de remanescentes dessa formação florestal está localizado nos municípios de Domingos Martins, Marechal Floriano, Muniz Freire, Muqui, Santa Leopoldina, Santa Maria de Jetibá, Santa Tereza e Vargem Alta (IPEMA 2007). Os remanescentes mais preservados dessas florestas se encontram na Reserva Biológica Augusto Ruschi, Parque Natural Municipal de São Lourenço, Parque Estadual de Pedra Azul, do Forno Grande e de Mata das Flores, e porções mais baixas do Parque Nacional do Caparaó (IPEMA 2007).

A Floresta Ombrófila Densa Altomontana ocorre em altitudes superiores a 1.500 metros composta de nano e microfanerófitas de alturas entre 5 a 10 metros (IBGE, 2012). Em função das baixas temperaturas médias é comum a vegetação apresentar características xerofíticas (IPEMA, 2007). Remanescentes dessa formação estão representados na Serra do

Caparaó, incluindo o Parque Nacional e trechos elevados dos Parques Estaduais de Pedra Azul e do Forno Grande, bem como o seu entorno (IPEMA, 2007).

As florestas montanas e altomontanas estão entre os ecossistemas mais diversos (VEGA *et al.*, 2006; KESSLER; KLUGE, 2008). Além de serem únicos por suas características ecológicas e importância hidrológica, esses sistemas são os mais vulneráveis e ameaçados devido à conversão do uso da terra em pastagem e produção agrícola, criando assim preocupações para a proteção da biodiversidade. (BRUIJNZEEL; HAMILTON, 2000; BRUIJNZEEL *et al.*, 2011).

Alguns dos mecanismos que determinam a distribuição e diversidade dessas formações florestais podem ser afetados por variáveis climáticas, como temperatura, e por outros fatores, como fertilidade do solo (John *et al.* 2007, Andersen et al. 2010), bem como interações bióticas e outras condições abióticas. Nesses sistemas complexos, um bom entendimento da interação de diferentes fatores é essencial para proteger a biodiversidade dessas florestas (PRADA; STEVENSON, 2016).

## **2.2 Unidades de Conservação**

Unidade de Conservação (UC) é a denominação dada às áreas naturais passíveis de proteção por suas características especiais e são legalmente instituídas pelo poder público nas esferas municipal, estadual e federal (WWF, 2021). A primeira unidade de conservação foi decretada nos Estados Unidos em 1872, quando ao final do século XIX foi criado o Parque Nacional de Yellowstone, sendo reconhecido oficialmente como o primeiro parque nacional, possuindo diversas nascentes e águas termais, além da enorme diversidade de animais silvestres, endêmicos da região (NPS, 2021). No Brasil, a primeira área de preservação criada foi o Parque Nacional do Itatiaia, no final da década de 30, e desde então houve um significativo acréscimo de Unidades de Conservação, bem como inúmeras melhorias nas constituições e leis que regem os sistemas legislativos ambientais (TOZZO; MARCHI, 2014).

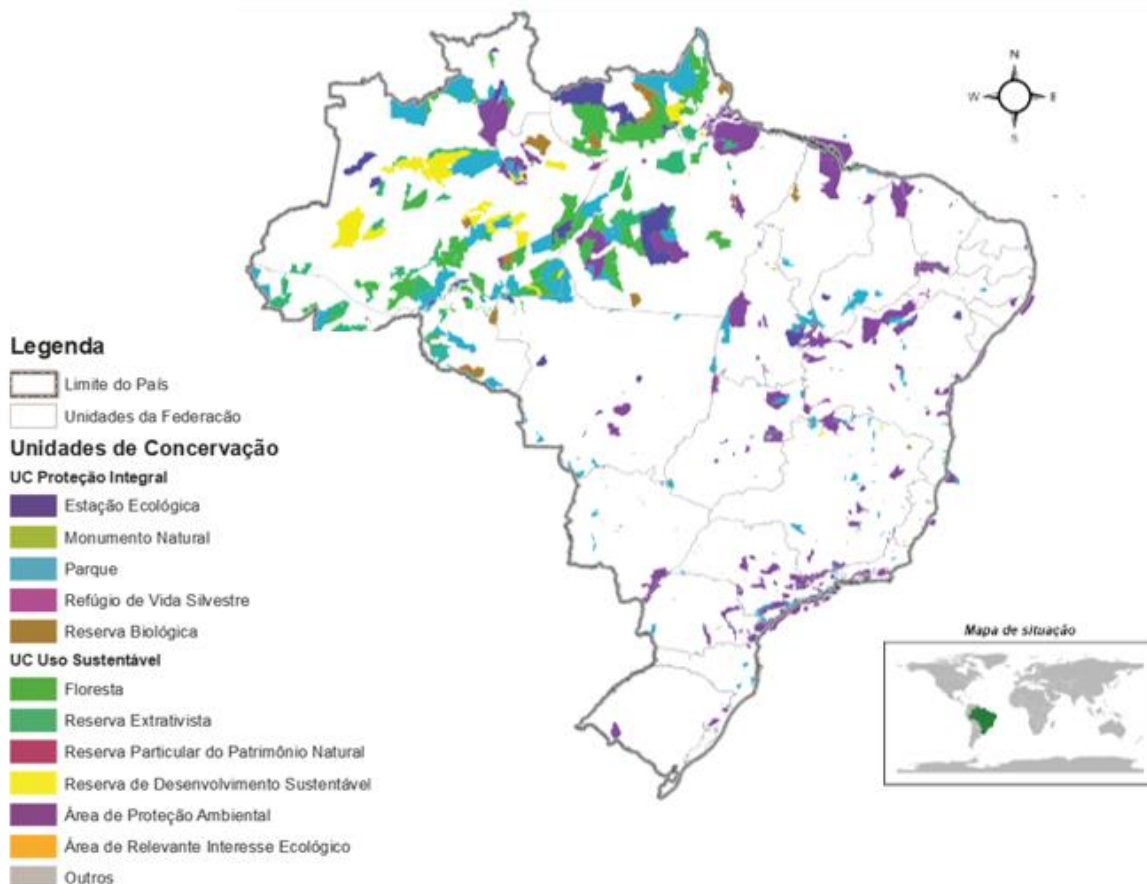
A gestão das Unidades de Conservação brasileiras é regulamentada pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, que institui os critérios de criação e implantação de Unidades de Conservação. Este sistema tem como objetivos a proteção e a conservação de ambientes com beleza cênica, de espécies da fauna e flora, bem como promover o desenvolvimento sustentável, a pesquisa científica e a

recreação, garantindo a proteção dos recursos naturais e a subsistência de comunidades tradicionais (MINISÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2011).

As Unidades de Conservação regidas pelo SNUC se dividem em unidades de uso sustentável e de proteção de integral. As UCs de uso sustentável visam compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos naturais, garantindo a sua perenidade (ICMBio, 2013). Já as UCs de proteção integral têm como principal objetivo a conservação da natureza, permitindo apenas o uso indireto de seus recursos, sendo vedada ou restringida qualquer intervenção antrópica (ICMBio, 2013).

De acordo com o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) até o ano de 2019, existiam no Brasil 2246 Unidades de Conservação, sendo 777 de proteção integral e 1669 de uso sustentável (Figura 2). No Bioma Mata Atlântica estão inseridas 1437 unidades de conservação, das quais 477 são de proteção integral e 960 de uso sustentável. Das unidades de conservação da Mata Atlântica 119 estão inseridas no estado do Espírito Santo. Destas, 38 são unidades de proteção integral e 81 de uso sustentável (CNUC, 2021).

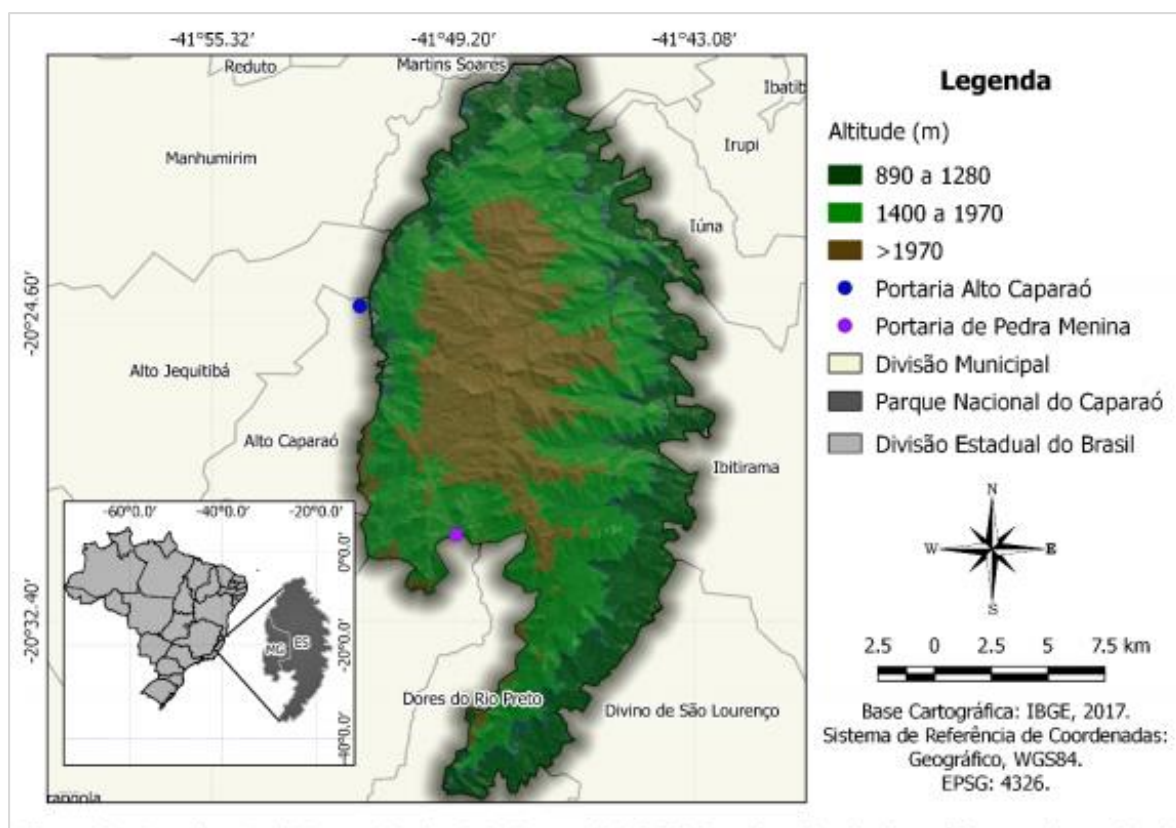
**Figura 2:** Mapa da distribuição das Unidades de Conservação no Brasil.



Fonte: Silva; Barbosa (2019).

Dentre as unidades de proteção integral do estado do Espírito Santo temos o Parque Nacional do Caparaó (PARNA do Caparaó) (Figura 3), criado pelo decreto 50.646 de 24 de maio de 1961, pelo então presidente da República Jânio Quadros, localizado entre os estados do Espírito Santo e Minas Gerais e que se destaca pela beleza cênica, grande diversidade, potencial turístico e elevado nível de endemismo (ICMBIO, 2015). Nos limites do PARNA do Caparaó, localizados na porção capixaba, há uma vasta área florestada pouco alterada, que possivelmente abriga grandes informações científicas pouco exploradas devido à dificuldade no acesso de algumas de suas áreas, fator que restringe a pesquisa às áreas de mais fácil acesso.

**Figura 3:** – Localização do Parque Nacional do Caparaó, MG-ES, Brasil.



Fonte: Camelo et al. (2020).

### 2.3 Influência das variáveis ambientais na distribuição de espécies

A biodiversidade é composta pela variação genética e fenotípica entre organismos individuais, que podem pertencer à mesma espécie ou a espécies diferentes (VELLEND *et al.*, 2014). Os processos que influenciam os padrões espaciais de biodiversidade são de interesse central na ecologia e evolução por várias razões, dentre as quais identificar padrões gerais na natureza (por exemplo, relações espécie-área, gradientes latitudinais), informar as prioridades de conservação (por exemplo, identificar pontos críticos, priorizar esforços de gestão) e fazer inferências sobre processos históricos (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000; HE *et al.*, 2007; VELLEND *et al.*, 2013).

Há duas linhas de pensamento no que diz respeito aos processos que são fundamentais para estruturação das espécies dentro das comunidades (CAVENDER-BARES *et al.*, 2009). Uma delas é a teoria da montagem de nicho, que se baseia em processos determinísticos, como interações bióticas e abióticas, supondo que a variação na composição das espécies é principalmente impulsionada pela variação nas condições ambientais (VELLEND, 2010; MENEZES, MARTINS; ARAÚJO, 2016). Assim, a variação nos fatores ambientais ou de habitat deve explicar a maior parte da variação na composição das espécies entre os locais. Em outras palavras, locais com condições ambientais semelhantes apresentarão composição de espécies semelhantes (PAGE e SHANKER, 2018).

O estudo da origem da diversidade  $\beta$  (mudança de espécies ao longo de um gradiente ambiental) pode fornecer informações fundamentais acerca dos processos que influenciam a distribuição de espécies dentro das comunidades (CONDIT *et al.* 2002). Quantificar quanto dessa variação na composição das espécies pode ser explicada por variáveis espaciais e ambientais pode, então, inferir sobre a importância relativa dos processos subjacentes (QIAN; RICKLEFS, 2007; KRAFT *et al.*, 2011).

A relação vegetação-ambiente é usada em todo o mundo para explicar os padrões de distribuição das plantas. Essa relação foi reconhecida desde o início do século XIX, quando Humboldt e Bonpland em 1807 usaram as variações do clima juntamente com outros fatores ambientais para explicar a distribuição das plantas em regiões equatoriais. Um dos padrões de vegetação mais amplamente relatados para florestas tropicais é a variação na distribuição e riqueza de espécies ao longo de gradientes de elevação (ZHAO *et al.*, 2005; SANCHEZ *et al.*, 2013). No Bioma Mata Atlântica a variação da composição das espécies foi investigada inicialmente por Oliveira-Filho e Fontes (2000), que constataram que a rotatividade das

espécies estava relacionada a um gradiente principal de precipitação e um gradiente secundário altitudinal. Posteriormente a este estudo, outros pesquisadores realizaram investigações sobre os processos que moldam a vegetação do Bioma Mata Atlântica.

Scudeller *et al.* (2001) descobriram que as distinções entre os planaltos provinciais e costeiros do Atlântico estão ligadas à altitude, precipitação e temperatura. Moreno *et al.* (2003) também encontraram ligações florísticas consistentes em relação à altitude na mata atlântica de encosta na região do Imbé-RJ. Oliveira-Filho *et al.* (2005) evidenciaram que os padrões de composição da flora da região das bacias do Leste, englobando o sul da Bahia, o Espírito Santo, o leste de Minas Gerais e o norte do Rio de Janeiro, estão relacionados com a precipitação e altitude. Ao estudar fragmentos de Floresta Ombrófila Densa no litoral paulista, Kamino *et al.* (2008) e Santos *et al.* (2011) concluíram que a altitude, precipitação anual e a sua sazonalidade foram as principais variáveis relacionadas à composição das espécies ao longo da Serra do Espinhaço, e Sanchez *et al.* (2013) observaram que a vegetação da Serra do Mar ao longo da costa, encostas de montanhas e planaltos diferiam em relação as espécies que compõem a sua flora..

Para estudar esses processos e padrões de composição e distribuição de espécies, uma infinidade de livros sobre ecologia numérica e artigos que abordam questões importantes sobre a análise de dados foi publicada a fim de facilitar o processamento dos dados e obtenção de resultados confiáveis (SCHEINER; GUREVITCH, 2001; GOTELLI; ELLISON, 2004; ZUUR *et al.*, 2007; ZUUR *et al.*, 2010; BORCARD *et al.*, 2011; LEGENDRE; LEGENDRE, 2012; DORMANN *et al.*, 2013). A modelagem múltipla vem sendo muito usada para tratar de questões ecológicas por ser uma classe muito poderosa de análises numéricas onde os modelos propostos podem ajudar a entender, por exemplo, quais variáveis são mais importantes para explicar os padrões na diversidade de espécies, composição e estrutura da comunidade (MCCUNE; GRACE, 2002; ZUUR *et al.*, 2007).

A modelagem da abundância de espécies usando variáveis ambientais pode ser feita através de análise de correspondência canônica (CCA) ou análise de redundância (RDA) em uma estrutura de particionamento de variação (JONES *et al.*, 2008). A CCA busca quantificar a associação entre dois conjuntos de variáveis e foca na correlação entre combinações lineares de cada um desses conjuntos (SOUZA *et al.*, 2003). Primeiramente é determinado o par de combinações lineares que tenha a maior correlação e, posteriormente, um segundo par que tenha a maior correlação entre todos os pares de combinações lineares que não sejam correlacionadas com o primeiro par, e assim por diante (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Tais pares de

combinações lineares são chamadas de variáveis canônicas e as respectivas correlações, de correlações canônicas (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). A RDA, por sua vez, é um método que combina regressão linear e análise de componentes principais (PCA) e calcula eixos que são combinações lineares de variáveis explicativas (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001; LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005). Em outras palavras, esse método busca, em ordem sucessiva, uma série de combinações lineares das variáveis explicativas que melhor explicam a variação da matriz resposta e os eixos definidos no espaço das variáveis explicativas são ortogonais entre si e explicam ou modelam a variação da variável dependente (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).

Após realizar essas análises obtém-se uma medida da importância total para os dados das espécies considerando (1) os efeitos das condições ambientais e (2) a estrutura espacial. No entanto, algumas espécies e variáveis ambientais podem compartilhar uma estrutura espacial comum e para obter uma imagem mais completa da situação, deve-se particionar a variação total dos dados das espécies (BORCARD, LEGENDRE; DRAPEAU, 1992). A partição de variação é um método para avaliar o quanto da variação de uma característica pode ser atribuída à variação de outra característica.

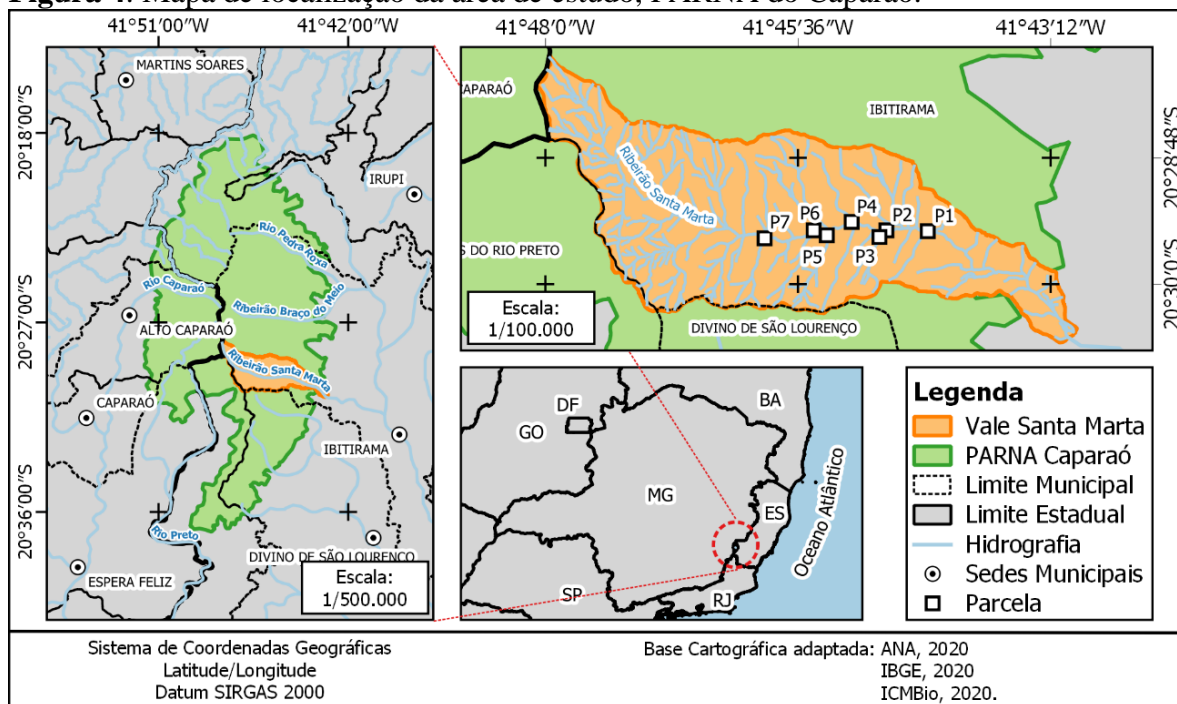
A partição da variação tem sido usada em vários estudos sobre composição e distribuição de espécies, com a proporção total da variação explicada variando de 20 a 72% em alguns estudos em florestas temperadas (BORCARD, LEGENDRE; DRAPEAU, 1992; GILBERT; LECHOWICZ, 2004; COTTENIE, 2005; KARST; GILBERT; LECHOWICZ, 2005; SVENNING; SKOV, 2005; THOMSEN *et al.*, 2005; CORNEY *et al.*, 2006) e de 16 a 86% em florestas tropicais (DUIVENVOORDEN, 1995; BALVANERA *et al.*, 2002; DALLE *et al.*, 2002; ARBELÁEZ; DUIVENVOORDEN, 2004; SVENNING *et al.*, 2005; DUQUE *et al.*, 2002; CHUST *et al.*, 2006).

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Área de estudo

O Parque Nacional do Caparaó (PARNA Caparaó) é uma Unidade de Conservação (UC) com 318,53 km<sup>2</sup> de extensão, localizada na divisa dos estados do Espírito Santo e Minas Gerais, entre as coordenadas 20°37' e 20°19' S; e 41°43' e 41°45' W (Figura 4) (Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2015). Esta UC abriga cinco dos dez picos mais altos do Brasil, sendo o de maior destaque o Pico da Bandeira, com 2.892 m de altitude, o terceiro ponto mais alto do país (ICMBIO, 2021).

**Figura 4:** Mapa de localização da área de estudo, PARNA do Caparaó.



Fonte: o autor.

Aproximadamente 70% do parque está localizado no estado do Espírito Santo e abrange os municípios de Divino São Lourenço, Dolores do Rio Preto, Ibitirama Irupi e Iúna; e na porção correspondente ao estado de Minas Gerais, a UC abrange os municípios de Alto Caparaó, Alto Jequitibá, Caparaó e Espera Feliz (ICMBIO, 2015).

O parque está situado no Bioma Mata Atlântica e apresenta formações vegetais de Floresta Estacional Semidecidual (porção mineira), Floresta Ombrófila Densa (porção capixaba), Matas Ciliares e Campos de Altitude (ICMBIO, 2021). Na região predomina o clima

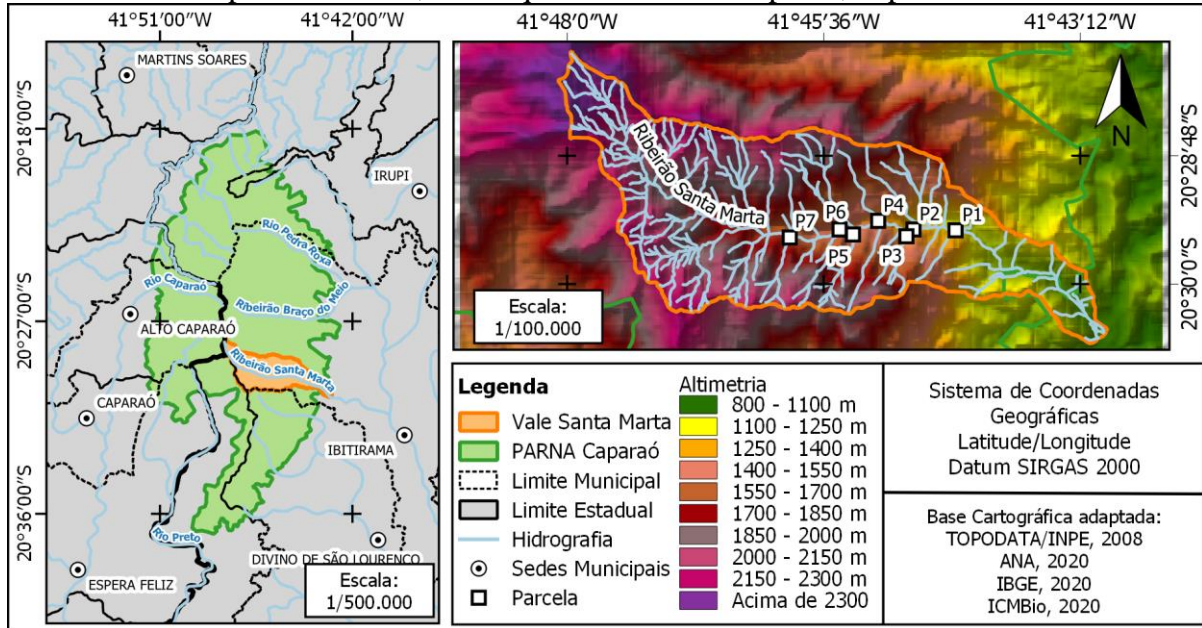


do tipo subtropical de altitude (Cwb) com temperaturas médias anuais que variam entre 19 e 22 °C; nas cotas acima de 2.000 m as temperaturas mínimas podem atingir -4°C (ALVARES *et al.*, 2013). A umidade relativa do ar permanece, em geral, acima de 70% e a pluviosidade média anual varia entre 1.000 a 1.500 mm, atingindo até 1.750 mm, sendo os índices mais elevados registrados no verão (MMA, 2015). A topografia do Parque varia de fortemente ondulada à montanhosa, com a ocorrência de solos de baixa e média fertilidade, sendo observadas as classes Latossolos, Argissolos, Neossolos, Organossolo e Cambissolos (RODRIGUES, 2011; SANTOS *et al.*, 2014; ICMBIO, 2015).

A área de estudo está localizada no vale de Santa Marta, no município de Ibitirama – ES, a aproximadamente 2 km do povoado de Santa Marta. O vale é formado por um rio principal e diversos afluentes perenes e intermitentes, e apresenta um gradiente altitudinal que varia entre 870 e 2480 m (Figuras 5 e 6) (ARAÚJO, 2016). As fitofisionomias que ocorrem na área são as Florestas Ombrófilas Densas Montanas (de 500 a 1500 m de altitude) e Altomontanas (a partir de 1500 m de altitude) e a região apresenta temperatura média anual de 16,8°C e pluviosidade média anual de 1.284 mm (IBGE, 2012).

De acordo com a classificação de solos realizada por Castro (2018), as parcelas amostradas no Vale de Santa Marta possuem relevo montanhoso e presença das classes de solo: Latossolo Amarelo Distrófico típico (Parcela 1), Organossolo Fólico Fíbrico e Cambissolo Húmico Distrófico léptico (Parcela 2), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico húmico (Parcela 3), Organossolo Fólico Sáprico típico (Parcela 4), Organossolo Fólico Sáprico cambissólico (Parcela 5), Organossolo Fólico Fíbrico típico (Parcela 6) e Organossolo Fólico Sáprico típico (Parcela 7).

**Figura 5:** Mapa de distribuição das parcelas amostrais, indicação das cotas altitudinais da área de estudo e vista parcial do vale, no Parque Nacional do Caparaó, Espírito Santo - ES.



Fonte: o autor.

**Figura 6:** Vista do Vale de Santa Marta, PARNA Caparaó (A, B, C).



Fonte: Araújo (2016).

### 3.2 Amostragem

A base de dados utilizada para este estudo bem como as variáveis ambientais usadas para correlacionar a vegetação com o ambiente são provenientes dos resultados dos trabalhos de levantamento florístico da comunidade adulta realizado por Araújo (2016) e levantamento do componente regeneração natural realizado por Abreu (2017).

A amostragem da vegetação dos dois trabalhos foi realizada em sete das nove parcelas até então implantadas para o projeto CNPq nº 475471/2011-3 intitulado Diversidade Biológica e Funcional da Floresta Ombrófila Densa do Parque Nacional do Caparaó, Espírito Santo (CASTRO, 2014). As parcelas foram implantadas em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Montana, com as dimensões de 20 x 50 m, e foram distribuídas ao longo do vale de forma a representarem amostras das variações presumidas para a vegetação e para o ambiente físico (CARVALHO et al., 2005; ROCHA et al., 2005; ARAÚJO, 2016; ABREU, 2017). Para tanto, foi utilizado o método de parcelas permanentes (BAKKER *et al.*, 1996; DALLMEIER, 1992).

As parcelas foram instaladas nas duas vertentes do vale, sendo que as parcelas pares foram instaladas à direita do curso d'água e as parcelas ímpares, à esquerda deste, sentido montante. Cada unidade amostral foi instalada de forma que a sua maior dimensão (50 m) fosse paralela ao curso d'água principal. As parcelas foram distribuídas em diferentes cotas altitudinais, faces de exposição do terreno e declividades (Tabela 1).

**Tabela 1:** Distribuição altitudinal, declividade, face de exposição e distância (em linha reta) entre parcelas ao longo do Vale Santa Marta, Parque Nacional do Caparaó, ES.

Parcela	Altitude (m)	Declividade média (°)	Declividade média (%)	Face de exposição do terreno	Distância entre parcelas (m)	
					Parcelas	Distância
P1	1112	34,82	69,55	Leste/Nordeste	1-2	683,13
P2	1219	30,24	58,29	Leste/Sudeste	2-3	164,50
P3	1302	36,87	75,00	Nordeste	3-4	528,57
P4	1319	36,87	75,00	Leste	4-5	485,39
P5	1391	25,75	48,24	Norte	5-6	226,66
P6	1420	36,27	73,39	Sul/Sudeste	6-7	813,38
P7	1550	30,11	58,00	Nordeste	7-1	2.708,00

**Fonte:** Castro (2014), adaptado pelo autor.

No levantamento florístico da comunidade adulta, Araújo (2016) inventariou todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) igual ou superior a 2,5 cm, os quais foram marcados com plaquetas de alumínio e medidos quanto à DAP e altura total.

De acordo com Araújo (2016) ao todo foram inventariados 4.023 indivíduos, distribuídos em 455 espécies, 136 gêneros e 63 famílias. Melastomataceae, Myrtaceae, Cyatheaceae, Rubiaceae, Lauraceae e Arecaceae foram as famílias mais abundantes, totalizando 51% dos indivíduos amostrados. Myrtaceae foi a família com o maior número de espécies catalogadas, seguidas por Melastomataceae e Lauraceae. *Euterpe edulis* Mart., *Psychotria vellosiana* Benth., *Clethra scabra* Pers., *Vochysia* cf. *santaluciae* M.C. Vianna & Fontella foram as espécies que se destacaram com maior valor de importância (VI) da vegetação adulta para área estudada (ARAÚJO, 2016).

Para o levantamento da regeneração natural, Abreu (2017) alocou sistematicamente em cada parcela quatro subparcelas de 2 x 20 m de forma adjacente a cada uma das sete parcelas instaladas para amostragem da vegetação adulta, totalizando 28 subparcelas. Em cada subparcela foram coletados dados de altura e diâmetro a altura do solo (DAS) de todos os indivíduos com altura mínima de 50 cm e diâmetro a altura do peito (DAP) inferior a 2,5 cm, os quais foram marcados com plaquetas plásticas (ABREU, 2017).

Segundo Abreu (2017) ao todo foram inventariados 2.055 indivíduos, distribuídos em 188 espécies, 111 gêneros e 50 famílias botânicas. As famílias Melastomataceae, Myrtaceae, Lauraceae, Rubiaceae e Fabaceae, se destacaram por apresentar o maior número de espécies e juntas somaram aproximadamente 62% das espécies amostradas. *Psychotria vellosiana* Benth., *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Leandra melastomoides* Raddi, e *Psychotria* sp. foram as espécies que apresentaram o maior VI no estrato da regeneração natural da área estudada (ABREU, 2017).

Araújo (2016) e Abreu (2017) realizaram a classificação dos indivíduos adultos e regenerantes em famílias botânicas seguindo o sistema *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) para angiospermas, e Christenhusz e Chase (2014), para samambaias e a confirmação e revisão dos nomes científicos foram realizadas a partir de consultas à lista da Flora do Brasil (LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL, 2021) e a registros da Rede species Link (REDE SPECIES LINK, 2021).

A fim de caracterizar o solo, Araújo (2016) realizou a coleta de subamostras de solo amostradas sistematicamente em sete pontos de cada parcela a uma profundidade de 0 - 20 cm. Posteriormente, as amostras coletadas foram homogeneizadas para obtenção de uma amostra composta por parcela. As sete amostras compostas foram analisadas quanto à química do solo de acordo com a metodologia proposta pela Embrapa (2011) (ARAÚJO, 2016).

### 3.3 Análise dos dados

Para atendimento aos objetivos, perguntas e hipótese do presente trabalho, realizamos as seguintes análises a partir dos dados descritos acima: estrutura fitossociológica, similaridade florística, análise de espécies indicadoras e relação vegetação ambiente.

#### 3.3.1 Estrutura fitossociológica

Calculamos os parâmetros fitossociológicos dos estratos arbóreo e regenerante (densidade, frequência, dominância e índice de valor de importância) de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) com auxílio do programa FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010) para conhecer a estrutura da comunidade considerando os estratos adulto e de regeneração natural. Os valores dos parâmetros fitossociológicos são apresentados para as espécies com mais de 10 ocorrências no Vale Santa Marta. Os parâmetros quantitativos da vegetação citados acima são definidos pelas seguintes equações:

- Densidade absoluta (DA): medida que expressa o número de indivíduos de uma dada espécie por unidade de área.

$$DA_i = \frac{n_i}{A} \quad \text{Eq. 1}$$

Em que:

DA<sub>i</sub> = densidade absoluta para a i-ésima espécie por unidade de área;

n<sub>i</sub> = número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie;

A = área amostrada (ha).

- Densidade relativa (DR): relação entre o número de indivíduos de uma determinada espécie e o número de indivíduos amostrados de todas as espécies, expressa em porcentagem.

$$DR_i = \frac{DA_i}{\sum_{i=1}^s DA_i} \times 100 \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

DR<sub>i</sub> = densidade relativa para a i-ésima espécie, em %;

DA<sub>i</sub> = densidade absoluta para a i-ésima espécie por unidade de área;

s = número de espécies amostradas.

- Dominância absoluta (DoA): estimativa da área basal das espécies por unidade de área.

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A} \quad \text{Eq. 3}$$

Em que:

DoAi = dominância absoluta para a i-ésima espécie, em m<sup>2</sup> ha-1;

ABi = área basal da i-ésima espécie, em m<sup>2</sup>;

A = área amostrada (ha).

- Dominância relativa (DoR): expressa o grau de ocupação espacial da área por uma determinada espécie pela relação entre área basal de uma espécie e a área basal total das espécies amostradas.

$$DoR_i = \frac{DoA_i}{\sum_{i=1}^s DoA_i} \quad \text{Eq. 4}$$

Em que:

DoRi = dominância relativa da i-ésima espécie, em %;

DoAi = dominância absoluta para a i-ésima espécie, em m<sup>2</sup> ha-1;

s = número de espécies amostradas.

- Frequência absoluta (FA): informa com que frequência uma dada espécie ocorre nas unidades amostrais.

$$FA_i = \frac{U_i}{U_t} \times 100 \quad \text{Eq. 5}$$

Em que:

FAi = frequência absoluta da i-ésima espécie;

Ui = número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie está presente;

Ut = número total de unidades amostrais.

- Frequência relativa (FR): mede a distribuição de cada espécie em termos percentuais.

$$FR_i = \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^s FA_i} \times 100 \quad \text{Eq. 6}$$

FRi = frequência relativa da i-ésima espécie, em %;

FAi = frequência absoluta da i-ésima espécie;

s = número de espécies amostradas.

- Valor de Importância (VI): expressa a importância ecológica da espécie na comunidade.

$$VI_i = DR_i + FR_i + DoR_i \quad \text{Eq. 7}$$

Em que:

VIi = valor de importância para a i-ésima espécie, em %;

DRi= densidade relativa para a i-ésima espécie, em %;

FRi= frequência relativa da i-ésima espécie, em %;

DoRi= dominância relativa da i-ésima espécie, em %.

### 3.3.2 *Similaridade florística*

Para identificar agrupamentos de parcelas com maior similaridade de espécies, realizamos a comparação florística entre as parcelas calculando a similaridade entre as unidades amostrais com a utilização do índice de Bray-Curtis (Equação 1). O índice de Bray-Curtis é derivado do índice de Sorensen, cuja fórmula matemática baseia-se em dados de abundância das espécies e não apenas em dados binários (presença/ausência) (equação 7) (MAGURRAN, 2013).

- Índice de Similaridade de Bray-Curtis:

$$C_n = \frac{2jN}{(Na+Nb)} \quad \text{Eq. 8}$$

Em que:

C<sub>n</sub> = Índice de similaridade de Bray-Curtis;

N<sub>a</sub>= número total de indivíduos no local A;

N<sub>b</sub> = número total de indivíduos no local B;

2<sub>j</sub>N = soma da mais baixa das duas abundâncias para espécies encontradas nos dois locais.

A partir do índice de Similaridade de Bray-Curtis, realizamos a análise de agrupamento com base na similaridade das espécies, utilizando o método de agrupamento por médias não ponderadas (UPGMA). Verificamos também o ajuste da matriz de similaridade com o dendrograma a partir do cálculo do coeficiente de correlação cofenética. Para verificar a força interna dos grupos formados, realizamos uma reamostragem por bootstrap, com 999 repetições. Estes procedimentos foram realizados com o auxílio do *software* R versão 3.6 (R CORE TEAM, 2020). Escolhemos o índice de Bray-Curtis e o algoritmo UPGMA por apresentarem o maior valor de correlação cofenética.

### ***3.3.3 Análise de espécies indicadoras***

Para a obtenção das espécies que caracterizam os agrupamentos florísticos formados pela análise UPGMA, realizamos a Análise de Espécies Indicadoras (ISA), por meio da combinação dos valores de abundância das espécies e o vetor que descreve a classificação dos locais em grupos. O método foi definido por Dufrene e Legendre (1997), e permite medir a associação entre uma espécie e um grupo de locais. Os valores-p foram obtidos a partir de 999 permutações. Esta análise foi executada em ambiente R usando a função “multipatt” do pacote “indicspecies” e seguindo a metodologia proposta por Cáceres (2020).

### ***3.3.4 Relação vegetação ambiente***

Para analisar a influência dos fatores ambientais sobre a vegetação adulta e regenerante, aplicamos uma Análise de Redundância (RDA) que permite quantificar qual proporção da variação na composição de espécies entre parcelas pode ser explicada por um conjunto de variáveis explanatórias (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011). Para tal, foram elaboradas três matrizes de dados. A principal, composta pelos valores de abundância das espécies, a segunda pelas variáveis ambientais e a terceira pelas variáveis espaciais.

A RDA é uma análise que combina regressão linear e análise de componentes principais (PCA), e por usar como medida a distância euclidiana ela vem sendo usada como uma alternativa à Análise de Correspondência Canônica (CCA) em estudos de interação entre vegetação e ambiente em análises de gradientes (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001; LEGENDRE; LEGENDRE, 2012).



Construímos a matriz de abundância de espécies e convertimos os valores de abundância pelo método de transformação de Hellinger, como tem sido recomendado para análise de dados de composição de comunidades (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Posteriormente, eliminamos as espécies que apresentaram menos de 10 ocorrências devido à grande variação nos dados. Em seguida, resumimos a matriz de abundância a eixos significativos de PCoA (Análise de Coordenadas Principais) através do modelo de Broken-Stick. Com isso, a matriz final de abundância foi composta por 83 espécies e apenas o primeiro eixo da PCoA se mostrou significativo. Devido as variáveis ambientais (Tabela 2) serem expressas em diferentes unidades e escalas, realizamos a padronização dos seus valores a partir da função decostand do pacote “vegan”. Todas as transformações foram realizadas com o software R versão 3.6 (R CORE TEAM, 2020).

**Tabela 2:** Caracterização ambiental das sete parcelas ao longo do Vale Santa Marta, Parque Nacional do Caparaó, ES.

Variáveis	Parcelas						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Alt	1112	1219	1302	1319	1391	1420	1550
Dec	34.82	30.24	36.87	36.97	25.75	36.27	30.11
Temp	18.13	17.08	16.26	16.1	15.39	15.11	13.83
AD	7.43	8.57	8.61	11.46	9.47	12.92	11.67
pH	4.29	4.64	4.45	4.19	4.65	3.57	3.81
P	3.3	3.26	3.22	2.77	4.86	2.64	3.71
K	108	115	93	102	105	87	107
Na	46	48	46	45	40	47	40
Ca	0.55	1.64	0.76	1.06	0.76	0.7	0.76
Mg	0.29	0.59	0.35	0.37	0.4	0.43	0.48
Al	1.85	1.8	1.55	3.05	1.6	3.6	2.95
H+Al	17.08	19.55	18.15	22.94	24.5	27.06	26.32
SB	1.32	2.74	1.55	1.89	1.6	1.56	1.68
t	3.17	4.54	3.1	4.94	3.2	5.16	4.63
T	18.4	22.29	19.7	24.82	26.1	28.62	28
V	7.18	12.27	7.87	7.61	6.13	5.44	6.01
m	58.33	39.69	49.98	61.76	50.01	69.82	63.66
MO	135.52	129.13	132.38	196.34	192.33	257.78	437.43

\*Alt: altitude (m); Dec: declividade média (°); Temp: temperatura média estimada dos últimos cinco anos (°C); AD: abertura de dossel (%); pH: potencial hidrogeniônico; P: fósforo; K: potássio; Na: sódio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio; H+Al: acidez potencial; SB: soma de bases trocáveis; t capacidade de troca catiônica efetiva; T: capacidade de troca catiônica potencial à pH 7,0; V: índice de saturação em bases; m: índice de saturação em alumínio; MO: matéria orgânica. A variável pH encontra-se em H<sub>2</sub>O; P, K e Na em mg.dm<sup>-3</sup>; Ca, Mg, Al, H+Al, SB, t e T em cmolc.dm<sup>-3</sup>; V e m em %; MO em g.Kg<sup>-1</sup>. Fonte: Araújo (2016) e Abreu (2017).

Verificamos a colinearidade das variáveis, analisando o Fator de Inflação da Variância, que mensura o quanto a variância dos coeficientes é inflada pela presença de variáveis

explanatórias colineares, gerando instabilidade no modelo (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011).

Em seguida, para eliminar a colinearidade das variáveis ambientais ( $VIF > 10$ ) realizamos uma análise de agrupamento hierárquico de variáveis com o intuito de encontrar um conjunto de variáveis dentro de um cluster que estivessem fortemente relacionadas entre si. Um procedimento de bootstrap também foi realizado para avaliar a estabilidade das partições e determinar o número adequado de clusters de variáveis. Neste estudo, o gráfico de estabilidade das partições indicou quatro como o número ideal de clusters a serem analisados. Para realização destas análises utilizamos o pacote “clustofvar” do software R, seguindo o procedimento apresentado por Chavent *et al.* (2011).

Posteriormente, aplicamos a técnica do *forward selection* com intuito de selecionar as variáveis ambientais mais ajustadas ao gradiente principal de distribuição das espécies. Em seguida, para certificar a significância das variáveis preditoras selecionadas realizamos uma análise de variância (ANOVA). Após este procedimento, dos quatro clusters formados na análise de agrupamento, foi selecionado o cluster 1 composto pelas variáveis Alt, Temp, H+Al, T e MO. Para avaliar quais das variáveis selecionadas exercem maior influência no principal gradiente de distribuição de espécies realizamos uma correlação por postos de Spearman. Estas análises foram executadas em ambiente R e seguindo as instruções de Blanchet; Legendre e Borcard (2008).

As coordenadas geográficas (latitude e longitude) foram usadas para criar variáveis espaciais (MEMs – Moran’s Eigenvector Maps) com o intuito de entender a influência do espaço na distribuição das espécies na comunidade (BORCARD; LEGENDRE, 2002; BAUMAN *et al.* 2018) e controlar a autocorrelação espacial nas estimativas de influência das variáveis ambientais sobre tal distribuição. Através da função “listw.candidates” geramos 21 matrizes de ponderação espacial e posteriormente, aplicamos o método do *forward selection* para selecionar o melhor modelo. No entanto, nenhum dos modelos gerados foi significativo, indicando que o espaço não influencia na distribuição das espécies na comunidade estudada. Realizamos esses procedimentos utilizando os pacotes “vegan” e “spacemaker” do software R versão 3.6 (R CORE TEAM, 2020).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Estrutura fitossociológica

Os estratos arbóreo e regenerante totalizaram 5086 indivíduos distribuídos em 63 famílias botânicas. As famílias botânicas que apresentaram as maiores abundâncias foram Melastomataceae (695 ind.), Rubiaceae (624), Myrtaceae (369), Lauraceae (313) e Cyatheaceae (268), totalizando 45% dos indivíduos amostrados. Os parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas e regenerantes com mais de 10 ocorrências amostradas no Vale Santa Marta se encontram nas Tabelas 3 e 4.

**Tabela 3:** Estrutura fitossociológica das espécies da comunidade adulta (>10 ocorrências) amostradas no vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó, em ordem decrescente de Valor de Importância. NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa; VI: valor de importância.

Espécies	NI	DR	FR	DoR	IVI
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	241	8,85	0,66	6,67	16,18
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	126	4,63	0,80	1,97	7,39
<i>Clethra scabra</i> Pers.	74	2,72	0,53	3,81	7,06
<i>Vochysia santaluciae</i> M.C.Vianna & Fontella	25	0,92	0,40	4,81	6,13
<i>Alsophila salvinii</i> Hook.	95	3,49	0,27	2,01	5,77
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	96	3,52	0,53	1,70	5,75
<i>Cyathea atrocastanea</i> Labiack P.E. et Matos F.B.	48	1,76	0,93	0,98	3,67
<i>Vochysia glazioviana</i> Warm.	17	0,62	0,66	2,37	3,66
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	13	0,48	0,40	2,70	3,57
<i>Guatteria pohliana</i> Schldtl.	44	1,62	0,53	1,40	3,55
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	32	1,17	0,80	1,57	3,55
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	51	1,87	0,66	0,94	3,48
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	24	0,88	0,80	1,75	3,43
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	37	1,36	0,93	0,74	3,03
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	22	0,81	0,40	1,81	3,01
<i>Licania spicata</i> Hook.f.	46	1,69	0,53	0,76	2,98
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	37	1,36	0,53	1,00	2,89
<i>Mollinedia gilgiana</i> Perkins	28	1,03	0,53	1,24	2,79
<i>Miconia cf. sellowiana</i> Naudin	34	1,25	0,66	0,83	2,75
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	36	1,32	0,80	0,47	2,59
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	29	1,06	0,53	0,95	2,54
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	24	0,88	0,93	0,68	2,49
<i>Cyathea rufa</i> (Fée) Lellinger	32	1,17	0,40	0,80	2,37
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	25	0,92	0,66	0,73	2,31
<i>Meriania tetramera</i> Wurdack	17	0,62	0,53	0,95	2,11
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	30	1,10	0,53	0,36	1,99
<i>Schefflera cf. calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	20	0,73	0,53	0,65	1,91
<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	28	1,03	0,40	0,36	1,78
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	16	0,59	0,53	0,56	1,68
<i>Posoqueria cf. latifolia</i> (Rudge) Schult.	13	0,48	0,53	0,63	1,64
<i>Miconia aff. lepidota</i> DC.	11	0,40	0,40	0,80	1,61

<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	17	0,62	0,53	0,41	1,57
<i>Sloanea cf. fasciculata</i> D. Sampaio & V.C. Souza	13	0,48	0,80	0,20	1,47
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	15	0,55	0,40	0,51	1,46
<i>Miconia aff. petroniana</i> Cogn. & Saldanha	15	0,55	0,80	0,09	1,44
<i>Ocotea vaccinioides</i> (Meisn.) Mez	13	0,48	0,53	0,37	1,38
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	12	0,44	0,40	0,52	1,36
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	16	0,59	0,40	0,35	1,34
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	16	0,59	0,53	0,18	1,29
<i>Couepia cf. venosa</i> Prance	18	0,66	0,40	0,23	1,29
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	11	0,40	0,53	0,36	1,29
<i>Piper richardiifolium</i> Kunth	17	0,62	0,53	0,09	1,25
<i>Myrceugenia</i> sp. 3	16	0,59	0,53	0,11	1,23
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	12	0,44	0,40	0,38	1,22
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	13	0,48	0,53	0,16	1,17
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	13	0,48	0,40	0,26	1,13
<i>Qualea glaziovii</i> Warm.	18	0,66	0,13	0,34	1,13
<i>Roupala consimilis</i> Mez ex Taub.	13	0,48	0,27	0,37	1,11
<i>Guatteria cf. campestris</i> R.E.Fr.	15	0,55	0,40	0,09	1,04
<i>Miconia cf. longicuspis</i> Cogn.	11	0,29	0,13	0,57	1,00
<i>Aureliana martiana</i> (Sendtn.) I.M.C.Rodrigues & Stehmann	13	0,48	0,40	0,11	0,98
<i>Miconia molesta</i> Cogn.	12	0,44	0,27	0,26	0,97
<i>Miconia</i> sp. 1	16	0,59	0,27	0,09	0,94
<i>Siphoneugena cf. dussii</i> (Krug & Urb.) Proença	11	0,40	0,40	0,09	0,89
<i>Miconia cf. fasciculata</i> Gardner	12	0,44	0,13	0,08	0,65

**Tabela 4:** Estrutura fitossociológica das espécies da comunidade regenerante (>10 ocorrências) amostradas no vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó, em ordem decrescente de Valor de Importância. NI: número de indivíduos; DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa; VI: valor de importância.

Espécies	NI	DR	FR	DoR	IVI
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	126	6,13	0,91	6,97	14,01
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	84	4,09	0,78	5,63	10,49
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	58	2,82	0,52	3,85	7,19
<i>Psychotria</i> sp. 5	49	2,38	0,52	3,27	6,17
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	41	2,00	0,39	3,26	5,64
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	26	1,27	0,78	2,59	4,63
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	48	2,34	0,78	1,26	4,37
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	41	2,00	0,65	1,64	4,28
<i>Miconia cf. longicuspis</i> Cogn.	38	1,85	0,39	1,09	3,33
<i>Ocotea sulcata</i> Vattimo-Gil	33	1,61	0,78	0,92	3,30
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	26	1,27	0,78	1,23	3,27
<i>Meliosma itatiaiae</i> Urb.	19	0,92	0,52	1,82	3,26
<i>Psychotria</i> sp. 1	45	2,19	0,52	0,53	3,24
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	22	1,07	0,65	1,42	3,14
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	22	1,07	0,65	1,38	3,10
<i>Miconia tristis</i> Spring	29	1,41	0,78	0,80	2,99
<i>Inga tenuis</i> (Vell.) Mart.	30	1,46	0,52	0,82	2,80
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	26	1,27	0,65	0,64	2,55
<i>Piptocarpha</i> sp. 1	26	1,27	0,39	0,69	2,35
<i>Myrcia lineata</i> (O.Berg) Nied.	14	0,68	0,65	0,84	2,17
<i>Leandra cf. hirta</i> Raddi	24	1,17	0,52	0,44	2,13
<i>Paullinia carpopoda</i> Cambess.	19	0,92	0,78	0,28	1,99

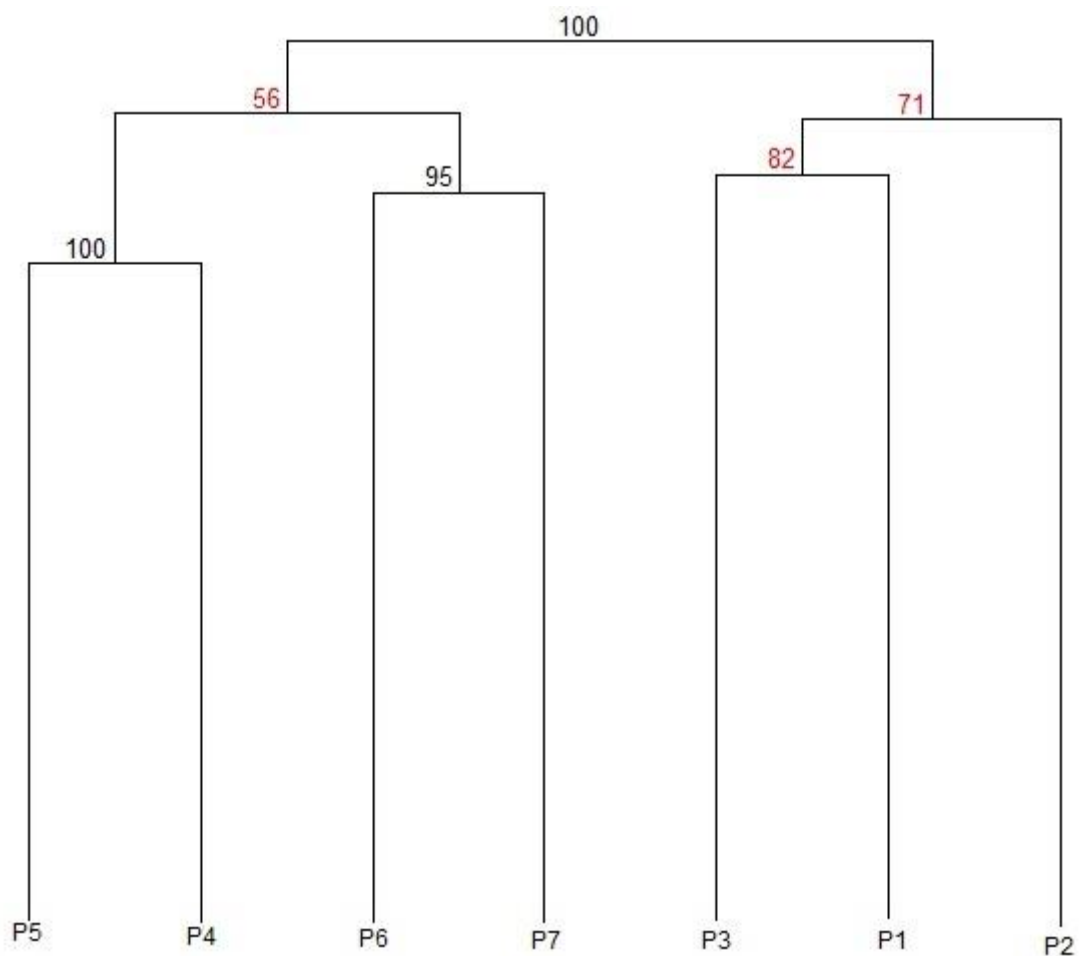
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	14	0,68	0,52	0,68	1,88
<i>Miconia</i> sp. 3	18	0,88	0,39	0,59	1,86
<i>Begonia digitata</i> Raddi	11	0,54	0,78	0,51	1,82
Monimiaceae sp. 2	23	1,12	0,26	0,41	1,79
<i>Matayba</i> sp. 1	12	0,58	0,39	0,70	1,67
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	11	0,54	0,78	0,30	1,62
<i>Miconia setosociliata</i> Cogn.	14	0,68	0,65	0,27	1,60
<i>Begonia angularis</i> Raddi	17	0,83	0,39	0,27	1,48
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltld.) Wawra	22	1,07	0,13	0,17	1,48
<i>Miconia cf. elegans</i> Cogn.	13	0,63	0,39	0,18	1,20
<i>Piper</i> sp. 1	11	0,54	0,26	0,39	1,19
<i>Leandra cf. variabilis</i> Raddi	12	0,58	0,39	0,20	1,18
<i>Miconia cf. ibaguensis</i> (Bonpl.) Triana	14	0,68	0,26	0,23	1,17
<i>Miconia</i> sp. 21	12	0,58	0,26	0,30	1,14
<i>Vochysia cf. vismiifolia</i> Spruce ex Warm.	12	0,58	0,13	0,35	1,06

Das espécies mais ocorrentes no Vale Santa Marta, as que apresentaram o maior valor de importância (VI) para o estrato arbóreo foram *Euterpe edulis* Mart. (16,18), *Psychotria vellosiana* Benth. (7,39) e *Clethra scabra* Pers. (7,06). Já para o estrato regenerante foram *Psychotria vellosiana* Benth. (14,01), *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (10,49) e *Leandra melastomoides* Raddi (7,19). A espécie *Vochysia cf. santaluciae* M.C.Vianna & Fontella se destacou no estrato arbóreo com referência à dominância, pois apesar de possuir baixa densidade de indivíduos (25 ind.) e baixa frequência (0,40%), com 21 indivíduos ocorrendo na mesma parcela, apresentou o quarto maior valor de dominância (4,81%), indicando que os indivíduos possuem grande área basal.

## 4.2 Similaridade florística

Houve a formação de dois grupos de parcelas que possuem maior compartilhamento de espécies (Figura 7). O primeiro grupo (G1) foi formado pelas parcelas P1, P2 e P3 (faixa altitudinal de 1.112 a 1.302 m), enquanto o segundo (G2) foi composto pelas parcelas P4, P5, P6, P7 (faixa altitudinal de 1.319 a 1.550 m). O dendrograma gerado apresentou um coeficiente de correlação cofenética de 0,8286, demonstrando que não houve grande distorção com os agrupamentos formados.

**Figura 7.** Dendrograma de similaridade entre parcelas do Vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó, de acordo com o índice de Bray-Curtis e método de agrupamento UPGMA.



Pode ser observada a formação de subgrupos. No grupo 1, as parcelas 1 e 3 apresentam maior similaridade entre elas (27%) do que com a parcela 2 (Tabela 5). A formação do grupo 1 apresentou um suporte bootstrap de 71% e a subdivisão P1/P3 mostrou um suporte mais forte (82%). Já no grupo 2, podemos visualizar a subdivisão em dois grupos de maior semelhança florística, que são as parcelas 4 e 5 com 34% de similaridade e suporte bootstrap de 100%, e as parcelas 6 e 7, com 34% de similaridade e suporte bootstrap de 95%.

**Tabela 5:** Índices de similaridade de Bray-Curtis para as parcelas do vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
P1	1						
P2	0,2170	1					
P3	<b>0,2662</b>	0,2506	1				
P4	0,1672	0,2402	0,1698	1			
P5	0,1647	0,2090	0,2082	<b>0,3395</b>	1		
P6	0,0735	0,1635	0,0801	0,2418	0,2328	1	
P7	0,0795	0,1573	0,0971	0,02167	0,2374	<b>0,3370</b>	1

### 4.3 Análise de espécies indicadoras

Para o grupo 1 (parcelas 01, 02 e 03), verificamos como espécies indicadoras perfeitas aquelas que apresentaram Valor Indicador (IV) de 100%, *Eugenia cf. capitulifera*, *Guatteria sellowiana*, *Licaria bahiana*, *Eugenia sp. 6*, *Piptocarpha sp.1*, e *Schnella sp. 1*. Já para o segundo grupo (parcelas 4, 5, 6 e 7), as espécies indicadoras perfeitas foram *Daphnopsis fasciculata*, *Guatteria pohliana*, *Hedyosmum brasiliense*, *Laplacea fruticosa*, *Myrceugenia sp.3*, *Ocotea vaccinioides* e *Tetrorchidium parvulum* (Tabela 6). Outras espécies apresentaram elevados IVs, mas não obtiveram significância estatística.

**Tabela 6:** Espécies indicadoras ( $IV \geq 85$ ) dos grupos florísticos do vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó. IV = valor indicador; valores em negrito são significativos ( $p \leq 0,05$ ) com 999 permutações.

Grupo 1 (Parcelas 1, 2 e 3)			Grupo 2 (Parcelas 4, 5, 6 e 7)		
Espécie indicadora	IV	p-valor	Espécie indicadora	IV	p-valor
<i>Eugenia cf. capitulifera</i>	100,00	<b>0,028</b>	<i>Daphnopsis fasciculata</i>	100,00	<b>0,028</b>
<i>Guatteria sellowiana</i>	100,00	<b>0,028</b>	<i>Guatteria pohliana</i>	100,00	<b>0,028</b>
<i>Licaria bahiana</i>	100,00	<b>0,028</b>	<i>Hedyosmum brasiliense</i>	100,00	<b>0,028</b>
<i>Eugenia sp.6</i>	100,00	<b>0,028</b>	<i>Laplacea fruticosa</i>	100,00	<b>0,028</b>
<i>Piptocarpha sp.1</i>	100,00	<b>0,028</b>	<i>Myrceugenia sp.3</i>	100,00	<b>0,028</b>
<i>Schnella sp.1</i>	100,00	<b>0,028</b>	<i>Ocotea vaccinioides</i>	100,00	<b>0,028</b>
<i>Psychotria sp.5</i>	99,20	0,058	<i>Tetrorchidium parvulum</i>	100,00	<b>0,028</b>
<i>Bathysa australis</i>	97,90	0,077	<i>Miconia cf. sellowiana</i>	98,00	<b>0,028</b>
<i>Meriania tetramera</i>	97,70	0,108	<i>Miconia latecrenata</i>	95,80	<b>0,028</b>
<i>Piper richardiifolium</i>	97,70	0,059	<i>Myrsine lancifolia</i>	93,90	0,161
<i>Licania spicata</i>	97,50	0,079	<i>Persea aff. Willdenovii</i>	92,60	0,088

<i>Sorocea bonplandii</i>	97,40	0,052	<i>Byrsonima cf. spinensis</i>	86,60	0,134
<i>Hyeronyma alchorneoides</i>	96,10	0,085	<i>Casearia cf. decandra</i>	86,60	0,157
<i>Psychotria leiocarpa</i>	96,10	0,052	<i>Cyathea cf. atrocastanea</i>	86,60	0,157
<i>Mollinedia gilgiana</i>	94,30	0,089	<i>Cyathea phalerata</i>	86,60	0,157
<i>Euterpe edulis</i>	92,00	0,059	<i>Cybianthus peruvianus</i>	86,60	0,142
<i>Meriania tetramera</i>	91,80	0,108	<i>Guatteria cf. campestres</i>	86,60	0,142
<i>Pouteria caimito</i>	89,40	0,142	<i>Ilex cerasifolia</i>	86,60	0,134
<i>Sorocea bonplandii</i>	88,30	0,168	<i>Miconia aff. lepidota</i>	86,60	0,157
<i>Alsophila setosa</i>	87,30	0,258	<i>Micropholis crassipedicellata</i>	86,60	0,142
<i>Matayba sylvatica</i>	85,30	0,142	<i>Mikania lanuginosa</i>	86,60	0,157
			<i>Pleroma fissinervium</i>	86,60	0,141
			<i>Siphoneugena cf. dussii</i>	86,60	0,134
			<i>Symplocos falcata</i>	86,60	0,141
			<i>Begonia angularis</i>	86,60	0,142
			<i>Dendropanax cf. cuneatus</i>	86,60	0,142
			<i>Heisteria silvianii</i>	86,60	0,157
			<i>Leandra cf. fallax</i>	86,60	0,157
			<i>Miconia cf. calvescens</i>	86,60	0,142
			<i>Miconia cf. elegans</i>	86,60	0,142
			<i>Neomitranthes glomerata</i>	86,60	0,157
			<i>Psychotria bracteocardia</i>	86,60	0,157
			<i>Clethra scabra</i>	85,80	0,220
			<i>Miconia setosociliata</i>	85,60	0,263

#### 4.4 Relação vegetação-ambiente

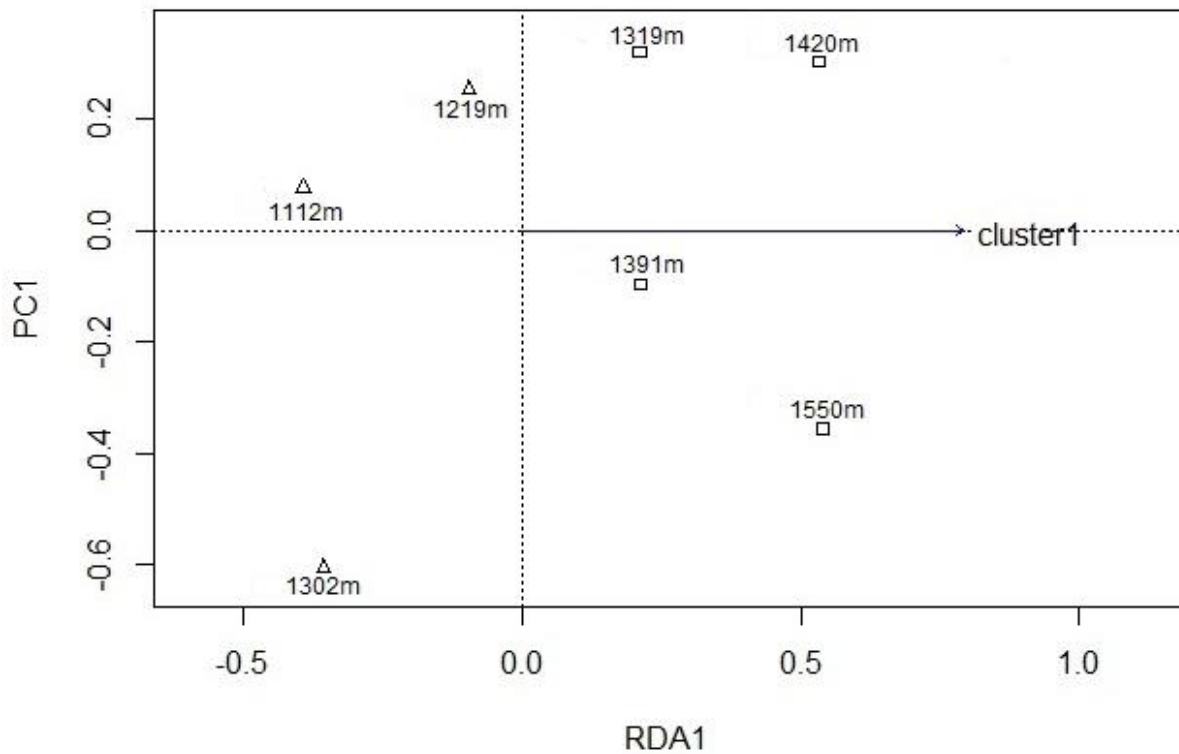
Os eixos da RDA explicaram 87,37% da variação do gradiente principal de distribuição de espécies, fornecendo uma percepção da heterogeneidade na composição florística do vale. O teste de permutação mostrou uma correlação significativa entre as espécies e as variáveis ambientais ( $p < 0,01$ ). Na Figura 8 observamos um gradiente ambiental direcionado pela altitude, temperatura, acidez potencial (H+Al), capacidade de troca catiônica potencial (T) e matéria orgânica (MO), mostrando a divisão das unidades amostrais em parcelas localizadas em ambientes com valores elevados de temperatura e mais baixos de Alt, H+Al, T e MO, P1, P2 e P3 (parcelas de menor altitude), unidades amostrais com valores intermediários de altitude (P4 e P5) e parcelas com valores elevados de Alt, H+Al, T, MO e baixas temperaturas (P6 e P7, que são parcelas de maior cota altitudinal).

Estas variáveis ambientais selecionadas influenciam no ordenamento das espécies no vale de Santa Marta, ocorrendo a substituição de espécies à medida que os valores destes preditores aumentam ou decrescem, fato relacionado ao ótimo ambiental para cada espécie. A



correlação por postos de Spaerman mostrou que todas as variáveis selecionadas exercem grande influência sobre o principal gradiente de distribuição de espécies (Tabela 7).

**Figura 8:** Análise de Redundância (RDA) com a ordenação das cotas altimétricas no vale de Santa Marta, Parque Nacional do Caparaó, ES, baseada nas variáveis ambientais. Cluster1= Alt, Temp, H+Al, T e MO.



**Tabela 7:** Correlação por postos de Spearman para as variáveis ambientais selecionadas e as espécies ocorrentes no vale de Santa Marta, PARNA do Caparaó.

Variável	Correlação Spearman
Alt	0,9285
Temp	-0,9285
H+Al	0,9285
T	0,9285
MO	0,8571

## 5 DISCUSSÃO

As famílias que apresentaram as maiores riquezas neste estudo (Melastomataceae, Rubiaceae, Myrtaceae e Lauraceae) estão entre as mais ricas em espécies arbóreas no mundo e comumente são as mais representativas em florestas tropicais de altitude, inclusive em estudos desenvolvidos nas diversas fitofisionomias da Floresta Atlântica, apresentando números elevados de espécies no estrato arbóreo em florestas montanas e altomontanas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; ROLIM *et al.*, 2006; PINHEIRO; MONTEIRO, 2008; DAN; BRAGA; NASCIMENTO, 2010; CAMPOS *et al.*, 2011; ARCHANJO *et al.*, 2012; LINGNER *et al.*, 2015; ELIAS *et al.*, 2018). Um estudo sobre a regeneração natural de uma Floresta Ombrófila Densa Montana em São Luiz do Paraitinga, apontaram as famílias citadas acima como as mais ricas (TABARELLI; MONTOVANI, 1999). A riqueza destas famílias na regeneração natural de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC também foi relatada (SCHORN; GALVÃO, 2006).

A família Melastomataceae, que apresentou a maior riqueza, é a sexta maior família de angiospermas do Brasil, sendo floristicamente abundante e diversificada em praticamente todas as formações vegetacionais (BACCI; CADDAH; GOLDENBERG, 2016). No domínio Atlântico, a alta riqueza de Melastomataceae na vegetação adulta e na regeneração natural tem sido destacada em diversos estudos, com várias espécies endêmicas e a maioria ocorrendo preferencialmente em Floresta Ombrófila Densa (SILVA; BAUMGRATZ; NUNES, 2016; BARBERENA *et al.*, 2008; SILVA; BAUMGRATZ, 2008; CHIAVEGATTO; BAUMGRATZ, 2008; GOLDENBERG *et al.*, 2009). A família possui grande importância, não só pela diversificada na morfologia vegetativa, floral e frutífera, mas também pelas adaptações às condições ambientais que permitem abranger diferentes habitats (BAUMGRATZ, 1997; GOLDENBERG; AMORIM, 2006; BAUMGRATZ *et al.*, 2007, 2014; SOUZA; BENACCI; JOLY, 2018). Além disso, os representantes dessa família desempenham papel significativo na sucessão ecológica pois, devido ao seu comportamento tipicamente pioneiro, são capazes de colonizar ambientes de clareiras e áreas que sofreram algum tipo de degradação (MACÍA, 2011; ALBUQUERQUE *et al.*, 2013)

Rubiaceae e Myrtaceae, assim como em outros levantamentos da vegetação arbórea e regeneração natural em diferentes biomas e fitofisionomias, também aparecem como as mais, ou entre as mais, importantes famílias em número de espécies e abundância, além de se destacarem pelo seu papel ecológico (SOARES-SILVA *et al.*, 2000; GUILHERME *et al.*, 2004;

ROCHELLE *et al.*, 2011; SILVA; MAZINE, 2016). Considerando a Floresta Ombrófila Densa, elevada abundância de Rubiaceae e Myrtaceae nos estratos arbóreo e regenerante foi amplamente encontrada (Oliveira, 2001; Peixoto *et al.*, 2004; Schorn e Galvão, 2006; Campos, 2011; França e Stehmann, 2013; Sanchez *et al.*, 2013; Bosa *et al.*, 2015; Moura 2016; Fonseca *et al.*, 2020), o que confirma a importância dessas famílias para a caracterização dessas florestas.

As espécies *Psychotria vellosiana* e *Euterpe edulis*, que apresentaram os maiores VIs, se destacaram das demais principalmente pelo fato de terem apresentado densidade de indivíduos superior às demais (252 e 241 indivíduos), bem distribuídos entre as unidades amostrais ao longo do gradiente ambiental. *Psychotria vellosiana* tem ampla distribuição em toda faixa de Floresta Atlântica, sendo bem adaptada a florestas montanas e bem representativa em levantamentos da vegetação arbórea e regeneração natural (ROCHA; AMORIM, 2012; ARELLANO; MACÍA, 2014).

Nas formações da Floresta Atlântica, *Euterpe edulis* destaca-se entre as outras espécies por sua alta densidade, totalizando 30% a 50% dos indivíduos do interior da floresta devido à sua adaptação aos ambientes úmidos e a alta interação com a fauna, fornecendo grande disponibilidade de frutos (REIS, 2000; RAUPP; BRACK; LEITE, 2009). Outros levantamentos da vegetação arbórea e regeneração natural em diferentes fitofisionomias da Floresta Atlântica também apresentaram esta espécie com o maior VI, incluindo a Floresta Ombrófila Densa Montana (GOMES; FISCH; MANTOVANI, 2005; PADGURSCHI *et al.*, 2011; MOURA, 2016; MORES, 2020).

Outras espécies dos gêneros *Guapira*, *Leandra* e *Clethra*, que são típicos de Floresta Ombrófila Densa, também apresentaram grande importância para a comunidade. Estes gêneros são bem adaptados a ambientes montanos e possuem boa distribuição em gradientes altitudinais (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; PASSOS; OLIVEIRA, 2004; SCHORN; GALVÃO, 2006; APARÍCIO *et al.*, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2011; MACÍA, 2014).

Os agrupamentos florísticos formados e a diferenciação das espécies indicadoras de cada grupo demonstram a afinidade dessas espécies por determinadas características ambientais ao longo do Vale Santa Marta. A ocorrência e o padrão de distribuição de uma determinada espécie estão ligados aos limites de tolerância às variações nas condições ambientais e as necessidades da espécie por determinados recursos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2015; ANGISSA *et al.*, 2020). Com isso, os agrupamentos formados (G1 = P1, P2 e P3; G2 = P4, P5, P6 e P7) refletem o ótimo ambiental para as espécies

indicadoras de cada grupo, uma vez que estas espécies mostraram ter distribuição pontual ao seu grupo, ocorrendo em todas, e somente, as unidades amostrais de cada agrupamento formado.

Apesar de o dendrograma apontar distinção florística ao longo do gradiente altitudinal, os valores de similaridade foram baixos, o que pode indicar que o vale possui elevada diversidade beta ( $\beta$ ) (MAGURRAN, 2013). Os índices de similaridade representam o inverso da diversidade beta (CARVALHO; FELFILI, 2011); assim, a baixa similaridade entre as parcelas dos agrupamentos formados pode ser explicada pelas alterações bióticas e consequente substituição de espécies ao longo do vale, o que gera elevada heterogeneidade florística (CARVALHO; FELFILI, 2011; ZWIENER; PADIAL; MARQUES, 2019).

Os resultados da RDA evidenciaram que a vegetação do Vale de Santa Marta possui relação significativa com características ambientais, mostrando-se influenciada pela altitude, temperatura, acidez potencial (H+ Al), matéria orgânica (MO) e capacidade de troca catiônica potencial (T). Essas variáveis explicaram 87,37% das variações florísticas principais ao longo do gradiente altitudinal estudado. Outros estudos também evidenciaram a influência de variáveis ambientais na distribuição das espécies, porém o percentual de variação explicado foi inferior ao obtido neste estudo (GIEHL; JARENKOW, 2008 – 27,0%; APGAUA *et al.*, 2014 – 7,8%; MAÇANEIRO *et al.*, 2016 – 32,6%; PAGE; SHANKER, 2018 – 20%). Estudos regionais também mostraram menores porcentagens de explicação das variáveis ambientais (SCUDELLER; MARTINS; SHEPHERD, 2001 – 28,2%; SILVA *et al.*, 2009 – 23,7%; NETTESHEIM *et al.*, 2010 – 17,6%; SAITER *et al.*, 2016 – 21,6%). Essas diferenças nos percentuais de variação podem ser explicadas pela heterogeneidade ambiental do Vale Santa Marta.

A espécie *Bathysa australis*, apesar de não ter apresentado um valor indicador significativo ( $p \leq 0,05$ ) na análise de espécies indicadoras, foi a sexta espécie de maior ocorrência na área de estudo, tanto no estrato arbóreo quanto na regeneração natural, e demonstrou maior preferência por ambientes com menores teores de acidez potencial (H+ Al) (17,08 -19,55 cmolc.dm<sup>-3</sup>), matéria orgânica (MO) (129,13 - 135,52 g.kg<sup>-1</sup>) e menores cotas altitudinais (1112-1302), uma vez que esta espécie teve sua ocorrência limitada às parcelas 1, 2 e 3, que estão localizadas na porção mais baixa do Vale Santa Marta. *Bathysa australis* é uma espécie arbórea que pertence aos estratos inferiores da floresta, atingindo até 20 metros de altura, ocorrendo predominantemente em formações florestais de encosta entre 600-1100 metros de altitude (GERMANO-FILHO, 1999; MYERS *et al.*, 2000; TABARELLI *et al.*,

2010). Ao avaliar a influência da altitude em uma população de *Bathysa australis* em uma Floresta Ombrófila Densa Montana e Submontana do Parque Estadual da Serra do Mar, foi constatado que a ocorrência desta espécie foi maior nas áreas de menor cota altitudinal (REIS et al., 2015). A preferência de *Bathysa australis* por ambientes com menores teores de H<sup>+</sup> Al e MO foi evidenciada ao avaliar a influência de fatores edáficos sobre variações florísticas no Parque Estadual do Rio Doce, MG (CAMARGOS et al. 2008).

No entanto, o aumento nos teores de acidez potencial (H<sup>+</sup> Al) e matéria orgânica (MO) em decorrência da elevação altitudinal influenciaram a ocorrência de espécies como *Daphnopsis fasciculata*, *Guatteria pohliana* e *Laplacea fruticosa*, que tiveram sua ocorrência restrita às parcelas 4, 5, 6 e 7 e foram indicadoras perfeitas do grupo dois. Por outro lado, espécies como *Guapira opposita* e *Cabranea canjerana* mostraram ter elevada plasticidade, pois apresentaram grande número de indivíduos em todas as cotas altitudinais amostradas. Já *Alsophila salvinii* mostrou-se uma espécie exclusiva da parcela 7, uma vez que todos os 95 indivíduos amostrados para a espécie ocorreram nessa unidade amostral evidenciando a preferência dessa espécie por ambientes com elevada altitude e altos teores de acidez potencial (H<sup>+</sup> Al), matéria orgânica (MO) e capacidade de troca catiônica potencial (T), .

Gradientes altitudinais provocam alterações em diversos fatores. O aumento da altitude propicia a diminuição da temperatura e aporte da serapilheira e, conseqüentemente, o aumento da MO (MCCAIN; GRYTNES, 2010). Apesar de a deposição de serapilheira diminuir com o aumento da altitude, a decomposição desse material também decresce, ocasionando maiores teores de MO no solo em locais com elevada altitude (LU; LIU, 2012). Essas alterações foram evidenciadas por Castro (2014) ao estudar a dinâmica da serapilheira no Vale de Santa Marta, onde a parcela que possui maior altitude (1550 m) e menor temperatura (13,83°C) teve o menor aporte de serapilheira (428,74 kg ha<sup>-1</sup>) e maior acúmulo de MO (437,43 g.kg<sup>-1</sup>) quando se comparado com a parcela que possui menor altitude (1.112 m), maior temperatura (18.13°C), maior aporte de serapilheira (695,88 kg ha<sup>-1</sup>) e menor acúmulo de MO (135.52 g.kg<sup>-1</sup>). Além disso, esse autor constatou a redução da constante de decomposição (K) possivelmente em função da variação altitudinal, onde a parcela localizada na cota de menor altitude teve maior taxa de decomposição da serapilheira (K= 1,4) quando se comparado com a parcela de maior altitude (K= 0,7). Essa diferença no aporte de serapilheira pode ser explicada pela vegetação diferenciada da parcela de maior altitude em relação às demais parcelas, uma vez que a redução no total de serapilheira com a altitude está associada a mudanças tanto na estrutura (menor estatura) quanto na composição das espécies que, por consequência,

direcionam a menor altura das árvores, produção de biomassa e, conseqüentemente, menor produção primária (KITAYAMA; AIBA, 2002; RÖDERSTEIN; HERTEL; LEUSCHNER, 2005; ZHOU *et al.*, 2006)

O acúmulo de MO no solo pode alterar as propriedades físicas e químicas do ambiente, afetando a dinâmica das comunidades vegetais (FACEELLI; PICKETT, 1991). A redução da temperatura em virtude da altitude e o aumento da umidade do solo provocado pelo acúmulo de serapilheira podem dificultar a fixação das raízes de plântulas de algumas espécies (SANTOS; VÁLIO, 2002). No entanto, a presença da matéria orgânica no solo é muito importante para a comunidade vegetal, uma vez que ela atua na formação das partículas que formam os agregados da fase sólida do solo, auxiliando na manutenção da sua estrutura, mantendo o solo menos compactado, melhorando sua aeração e fornecendo nutrientes essenciais às plantas (NOVAIS *et al.*, 2007; TROEH; THOMPSON, 2007; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

O acúmulo de MO proporciona aumento nos teores da capacidade de troca catiônica potencial (CTC) do solo. A T está relacionada principalmente com as cargas negativas da própria MO, uma vez que esse material é responsável pela geração da maioria das cargas negativas do solo (SIMAS *et al.*, 2005). Assim, como o valor T, os valores de H+Al também estão relacionados com o aumento da MO em ambientes com elevada altitude (CAMARGOS *et al.*, 2008; CARDOSO *et al.*, 2011; HERNÁNDEZ *et al.*, 2012; SKORUPA *et al.*, 2012). A decomposição da MO evita valores elevados de Al<sup>3+</sup> e reduz a sua toxicidade para a vegetação pela presença de ácidos orgânicos no solo, provenientes da decomposição (BENITES *et al.*, 2007; BENITES *et al.*, 2010; SCHEER; CURCIO; RODERJAN, 2011). O aumento gradual de MO, T e H+Al também foi constatado por Castro (2018) ao estudar a serapilheira e estoque de carbono no gradiente altitudinal do Vale Santa Marta. A ação conjunta da matéria orgânica (MO), acidez potencial (H+Al) e capacidade de troca catiônica potencial (T) podem influenciar na composição e distribuição da vegetação, uma vez que em diversas fitofisionomias, muitas espécies podem ser consideradas especialistas edáficas (OLIVEIRA, DAILY, 1999; FERREIRA JÚNIOR *et al.*, 2012).

Vários estudos relatam que as florestas montanas possuem diferenciação na ocorrência de espécies ao longo de um gradiente altitudinal (OHSAWA, 1991; MCCAIN; GRYTNES, 2010; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011; BALDECK *et al.*, 2013). Este fato também foi constatado por nós. Os preditores aqui investigados podem ser importantes para explicar padrões de distribuição de espécies em florestas tropicais.

## 6 CONCLUSÃO

Os resultados permitem concluir que as espécies que compõem a comunidade vegetal do Vale de Santa Marta exibem uma distribuição heterogênea ao longo do vale, e são influenciadas pela ação conjunta de variáveis ambientais, que facilitam ou dificultam a presença das espécies, resultando na diferenciação da comunidade vegetal estudada. As cotas mais elevadas (1.319 e 1.550 m) são mais similares floristicamente entre si do que com as cotas mais baixas, na faixa que vai de 1.112 a 1.302 m. indicando que as espécies que compõem os estratos arbóreo e regenerante possuem preferências ambientais ao longo do gradiente altitudinal do Vale Santa Marta, o que permite a existência de elevada diversidade na área.

Nosso estudo reforça a visão de que trabalhos que investigam a influência de fatores ambientais na composição e distribuição da vegetação em diferentes elevações altitudinais são de grande importância, uma vez que geram conhecimento a respeito das preferências ambientais das espécies, além de fornecerem informações sobre áreas prioritárias de conservação, espécies a serem utilizadas em áreas em processo de restauração, bem como elaboração de planos de recuperação de áreas degradadas.

## 7 REFERÊNCIAS

\_\_\_\_\_. Lei 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm)>. Acesso em: abr. 2021.

ABREU, V. D. S. **Regeneração natural e banco de sementes do solo em um gradiente altitudinal de Floresta Ombrófila Densa**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.

ALBUQUERQUE, L. B.; AQUINO, F. G.; COSTA, L. C.; MIRANDA, Z. J.; SOUSA, S. R. Espécies de Melastomataceae Juss. com potencial para restauração ecológica de mata ripária no Cerrado. **Polibotânica**, n. 35, p. 1-19, 2013.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANDERSEN, K., M. CORRE, B. L. TURNER, AND J. W. DALLING. Plant-soil associations in lower montane tropical forest: Physiological acclimation and herbivore-mediated responses to nitrogen addition. **Functional Ecology**. 24: p. 1171–1180. 2010.

ANGESSA, A. T.; LEMMA, B.; YESHITELA, K.; FISCHER, J.; MAY, F.; SHUMI, G. Woody plant diversity, composition and structure in relation to environmental variables and land-cover types in Lake Wanchi watershed, central highlands of Ethiopia. **African Journal of Ecology**, v. 58, n. 4, p. 627-638, 2020.

APARÍCIO, W. C. S.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L.; FELICIANO, A. L.; APARICIO, P. S.; JUNIOR, R. F. C. Estrutura da regeneração natural de espécies arbóreas em um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 6, n. 3, p. 483-488, 2011.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, maio 2016.

APGAUA, D. M. G.; COELHO, P. A.; SANTOS, R. M. D.; SANTOS, P. F.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. D. Tree community structure in a seasonally dry tropical forest remnant, Brazil. **Cerne**, v. 20, n. 2, p. 173–182, jun. 2014.

ARAÚJO, E. A. **Estrutura, composição florística e relação vegetação-ambiente em floresta ombrófila densa no Parque Nacional do Caparaó, Espírito Santo**. Universidade Federal do Espírito Santo, 2016.

ARBELÁEZ, M. V.; DUIVENVOORDEN, J. F. Patterns of plant species composition on Amazonian sandstone outcrops in Colombia. **Journal of Vegetation Science**, v. 15, n. 2, p. 181-188, 2004.



ARCHANJO, K. M. P. A.; SILVA, G. F.; CHICHORRO, J. F.; SOARES, C. P. B. Estrutura do componente arbóreo da Reserva Particular do Patrimônio Natural Cafundó, Cachoeiro de Itapemirim, Espírito Santo, Brasil. **Floresta**, v. 42, n. 1, p. 145–160, 2012.

ARELLANO, G.; MACÍA, M. J. Local and regional dominance of woody plants along an elevational gradient in a tropical montane forest of northwestern Bolivia. **Plant Ecology**, v. 215, n. 1, p. 39-54, 2014.

ASSIS, A. M. **Diversidade e conservação das florestas de encosta no Espírito Santo**. In: Menezes, L. F. T.; Pires, F.R. & Pereira, O. J. (orgs.) *Ecosistemas costeiros do Espírito Santo: conservação e preservação*. p. 45-60. 2007 EDUFES, Vitória.

BACCI, L. F.; CADDAH, M. K.; GOLDENBERG, R. The genus *Miconia* (Melastomataceae) in Espírito Santo, Brazil. **Phytotaxa**, v. 271, n. 1, p. 1, 25 ago. 2016.

BAKKER, J. P. et al. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? **Journal of Vegetation Science**, v. 7, n. 2, p. 147–156, abr. 1996.

BALDECK, C. A.; HARMS, K. E.; YAVITT, J. B.; JOHN, R.; TURNER, B. L.; VALENCIA, R., ... ; DALLING, J. W.. Soil resources and topography shape local tree community structure in tropical forests. **Proceedings of the Royal Society B**, 280: 20122532, 2013.

BALVANERA, P.; LOTT, E.; SEGURA, G.; SIEBE, C.; ISLAS, A. Patterns of  $\beta$ -diversity in a Mexican tropical dry forest. **Journal of vegetation science**, v. 13, n. 2, p. 145-158, 2002.

BARBERENA, F. F. V. A.; BAUMGRATZ, J. F. A.; CHIAVEGATTO, B. Melastomataceae no Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil: Tribos Bertolonieae e Merianieae. **Rodriguésia**, v. 59, n. 2, p. 381-392, 2008.

BAUMAN, D.; DROUET, T.; FORTIN, M. J.; DRAY, S Optimizing the choice of a spatial weighting matrix in eigenvector-based methods. **Ecology**, v. 99, n. 10, p. 2159-2166, 2018.

BAUMGRATZ, J. F. A. Melastomataceae. In: H. C. LIMA; R. R. GUEDES-BRUNI. **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica**. Esdeva Empresa Gráfica Ltda., 1997. p. 331-332.

BAUMGRATZ, J. F. A.; SOUZA, M. L. D. R.; TAVARES, R. A. M. Melastomataceae na Reserva Ecológica de Macaé de Cima, Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Brasil. I - Tribos Bertolonieae, Merianieae e Microlicieae. **Rodriguésia**, v. 58, n. 4, p. 797-822, 2007.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.

BENITES, V. M.; SCHAEFER, C. E. G.; SIMAS, F. N.; SANTOS, H. G. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 569–577, 2007.

BENITES, V.M.; MOUTTA, R.O.; COUTINHO, H.L.C.; BALIEIRO, F.C. Análise discriminante de solos sob diferentes usos em área de Mata Atlântica a partir de atributos da matéria orgânica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 4, ago, 2010.

BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006. 176p.

BERTONCELO, R.; YAMAMOTO, K.; MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J. A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, p. 3413-3433, 2011.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**, v. 89, n. 9, p. 2623–2632, 2008.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. New York: Springer. 306 p, 2011.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. **Ecological Modelling**, v. 153, n. 1, p. 51-68, 2002.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**, v. 73, n. 3, p. 1045-1055, 1992.

BOSA, D. M.; PACHECO, D.; PASETTO, M. R.; SANTOS, R. Florística e estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Ombrófila Densa Montana em Santa Catarina, Brasil. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 49-58, 2015.

BRUIJNZEEL, L. A., F. N. SCATENA, AND L. S. HAMILTON. **Tropical montane cloud forests: Science for conservation and management**. Cambridge University Press, New York. 2011.

BRUIJNZEEL, L. A.; HAMILTON, L. S. **Decision time for cloud forests**. UNESCO, Amsterdam, 2000.

BRUIJNZEEL, L. A.; MULLIGAN, M.; SCATENA, F. N. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 3, p. 465–498, 2011.

CÁCERES, M. **How to use the indicspecies package (ver. 1.7.8)**. Forest Sciences and Technology Center of Catalonia, Spain. Fev, 2020.

CADASTRO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (CNUC). Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMjUxMTU0NWMTODkyNC00NzNiLWJiNTQtNGI3NTI2NjliZDkzIiwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTMzZThmM2M1NTBINyJ9>. Acesso em: abr.2021.

CAMARGOS, V. L. D.; SILVA, A. F. D.; MEIRA NETO, J. A. A.; MARTINS, S. V. Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 75-84, 2008.

CAMELO, M. C.; COELHO, M. A. N.; LEONI, L. S.; TEMPONI, L. G. Araceae do Parque Nacional do Caparaó, MG-ES, Brasil. **Rodriguésia**, v. 71, 2020.

CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W. B. **Mata Atlântica: Manual de adequação**.

CAMPOS, M. C. R. DE et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 301–312, 2011.

CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; FREITAS, D.A.F. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal SulMato-Grossense. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v. 35 p. 613-622, 2011.

CARVALHO, D.A., OLIVEIRA-FILHO, A.T., VAN DEN BERG, E., FONTES, M.A.L., VILELA, E.A., MARQUES, J.J.G.S.M. & CARVALHO, W.A.C. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do Rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 19:91-109, 2005.

CARVALHO, D.A.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; VILELA, A.E., CURI, N.; VAN DEN BERG, E; FONTES, M.A.L.; BOTEZELLI, L. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-345, 2005.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Aplicação da diversidade alfa e beta para definição de áreas prioritárias para conservação: uma análise das florestas decíduais sobre afloramentos calcários no vale do Paranã, Goiás. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 5, p. 830-838, 2011.

CASTRO, K. C. **Ciclagem de nutrientes em diferentes condições edafoclimáticas em trecho de Floresta Ombrófila Densa**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2018.

CASTRO, K. C. **Serapilheira e estoque de carbono ao longo de um gradiente altitudinal na Floresta Ombrófila Densa, no parque Nacional do Caparaó, ES**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2014.

CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K. H.; FINE, P. V.; KEMBEL, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology letters**, v. 12, n. 7, p. 693-715, 2009.

CERQUEIRA, R.; NASCIMENTO, M.T.; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D.M; OLIVEIRA, D.A.S. de (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. cap. 01, p. 23-40.

CHAVENT, M.; KUENTZ, V.; LIQUET, B.; Saracco, L. ClustOfVar: An R Package for the Clustering of Variables. **Journal of Statistical Software**, 2011.

CHIAVEGATTO, B.; BAUMGRATZ, J. F. A. Meriania (Melastomataceae; Meranieae) no Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 59, n. 4, p. 899-914, 2008.

CHUST, G.; CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; LAO, S.; PÉREZ, R. Determinants and spatial modeling of tree  $\beta$ -diversity in a tropical forest landscape in Panama. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, n. 1, p. 83-92, 2006.

CONDIT, R.; PITMAN, N.; LEIGH, E. G.; CHAVE, J.; TERBORGH, J.; FOSTER, R. B.; HUBBELL, S. P. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science**, v. 295, n. 5555, p. 666-669, 2002.

CORNEY, P. M.; DUC, M. L.; SMART, S. M.; KIRBY, K. J.; BUNCE, R. G. H.; MARRS, R. H. Relationships between the species composition of forest field-layer vegetation and environmental drivers, assessed using a national scale survey. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 2, p. 383-401, 2006.

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology letters**, v. 8, n. 11, p. 1175-1182, 2005.

CUNHA, J. DE F. **O banco de sementes do solo e a restauração ecológica de uma área dominada por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn no Parque Nacional do Caparaó.** Universidade Federal de Viçosa, 2014.

DALLE, S. P.; LÓPEZ, H.; DIAZ, D.; LEGENDRE, P.; POTVIN, C. Spatial distribution and habitats of useful plants: an initial assessment for conservation on an indigenous territory, Panama. **Biodiversity & Conservation**, v. 11, n. 4, p. 637-667, 2002.

DALLMEIER, F. (Ed.). **Long-term monitoring of biological diversity in tropical forest areas:** methods for establishment of permanent plots. Paris, França: UNESCO. 72 p, 1992.

DAN, M. L.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 61, n. 4, p. 749-766, 2010.

DEAN, W. **A ferro e fogo:** a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. 1. ed. São Paulo: Cia. das Letras, 2004. 484 p.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and Indicator Species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

DUIVENVOORDEN, J. E. Tree species composition and rain forest-environment relationships in the middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. **Vegetatio**, v. 120, n. 2, p. 91-113, 1995.

DUQUE, A.; SÁNCHEZ, M.; CAVELIER, J.; DUIVENVOORDEN, J. F. Different floristic patterns of woody understorey and canopy plants in Colombian Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, p. 499-525, 2002.

ELIAS, G. A.; MARTINS, H. D. B.; VINHOLES, A. R.; MARQUES, B. H.; CITADINI-ZANETTE, V.; SANTOS, R. D. Árvores de um fragmento florestal urbano em Santa Catarina, sul do Brasil: florística e estrutura. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1755-1769, 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMPRAPA. **Manual de métodos de análise de solos.** 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: Its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v. 57, n. 1, p. 1-32, jan. 1991.

FERREIRA JÚNIOR, W. G.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F. S. Uma visão pedogeomorfológica sobre as formações florestais da Mata Atlântica. In: MARTINS, S. V (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 2. ed. Viçosa, MG: UFV, 2012. p. 141-174.

FONSECA, W. O.; ZAPPI, D.; JARDIM, J.; AONA, L. Y. S. A família Rubiaceae no Parque Nacional de Boa Nova, Estado da Bahia, Brasil. **Hoehnea**, v. 47, 2020.

FORZZA, R. C. et al. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. **BioScience**, v. 62, n.1, p. 39–45, 2012.

FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 19-30, 2004.

FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Florística e estrutura do componente arbóreo de remanescentes de Mata Atlântica do médio rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 3, p. 607-624, 2013.

FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA (WWF Brasil). **Unidades de conservação**. Disponível em: [https://www.wwf.org.br/natureza\\_brasileira/questoes\\_ambientais/unid/](https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/unid/). Acesso em: abr. 2021.

GARBIN, Mário L. SAITER, F. Z.; CARRIJO, T. T.; PEIXOTO, A. L. Breve histórico e classificação da vegetação capixaba. Rio de Janeiro: **Rodriguésia**, v. 68, n. 5, 2017.

GENTRY, A. H. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. In: CHURCHILL, S. P.; BALSLEV, H; FORERO, E; LUTEYN, J. L. (Ed.). **Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests**. The New York Botanical Garden, New York, 1995, p.103-126.

GERMANO-FILHO, P. Estudos taxonômicos do gênero *Bathysa* C. Presl (Rubiaceae, Rondeletieae) no Brasil. **Rodriguésia** 50, 49-75, 1999.

GIEHL, E. L. H.; JARENKOW, J. A. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 3, p. 741–753, set. 2008.

GILBERT, B.; LECHOWICZ, M. J. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, n. 20, p. 7651-7656, 2004.

GOLDENBERG, R.; AMORIM, A. M. *Physeterostemon* (Melastomataceae): a new genus and two new species from the Bahian Atlantic Forest, Brazil. **Taxon**, Viena, v. 55, n. 4, p. 965-972, 2006.

GOLDENBERG, R.; MARTINS, A. B. *Henriettea* DC. In: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; MELHEM, T. S.; GIULIETTI, A. M.; MARTINS, S. E. (EDS.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**, São Paulo: Instituto de Botânica, FAPESP. 2009.

GOMES, E. P. C.; FISCH, S. T. V.; MANTOVANI, W. Estrutura e composição do componente arbóreo na Reserva Ecológica do Trabiju, Pindamonhangaba, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 451–464, set. 2005.

GOMES, J. A. M. A.; BERNACCI, L. C.; JOLY, C. A. Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altitudinais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 123-137, 2011.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. A primer of Ecological Statistics. Sinauer Assoc. **Inc. Massachusetts, Boston, EEUU**, 2004.

GUILHERME, F. A. G.; MORELLATO, L. P. C.; ASSIS, M. A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 725-737, 2004.

GUIBAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological modelling**, v. 135, n. 2-3, p. 147-186, 2000.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia Vegetal**. 2. ed. Porto Alegre, RS: Artmed, 2009.

HAMMER, Ø; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST**: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. Versão 3.07. Palaeontologia Electronica, 2001.

HE, M. Z.; ZHENG, J. G.; LI, X. R.; QIAN, Y. L. Environmental factors affecting vegetation composition in the Alxa Plateau, China. **Journal of arid environments**, v. 69, n. 3, p. 473-489, 2007.

HERNÁNDEZ, D. L.; HOBBIÉ, S. E. The effects of substrate composition, quantity, and diversity on microbial activity. **Plant and Soil**, v. 335, n. 1, p. 397–411, 2010.

HUMBOLDT, A. V.; BONPLAND, A. **Essai sur la géographie des plantes**, Paris. 1807.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Unidades de conservação**. 2013. Brasília: MMA. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/>. Acesso em: abr .2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro. 275 p, 2012.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Parque Nacional do Caparaó**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/parnacaparao/4-parque-nacional-do-caparao.html>. Acesso em: 10 fev. 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Plano de manejo para Parque Nacional do Caparaó**. Brasília: Agência Comunica. 517 p, 2015.

INSTITUTO DE PESQUISAS DA MATA ATLÂNTICA (IPEMA). **Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: cobertura florestal e unidades de conservação**. Vitória, ES: IPEMA, 2005.

INSTITUTO DE PESQUISAS DA MATA ATLÂNTICA (IPEMA). **Espécies da Flora ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo**. Vitória, ES: IPEMA, 2007.

IVANAUSKAS, N. M.; ASSIS, M. C. Formações florestais brasileiras. In: MARTINS, S. V. (Org). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV, 2009.

JOHN, R., J. W. DALLING, K. E. HARMS, J. B. YAVITT, R. F. STALLARD, M. MIRABELLO, S. P. HUBBELL, R. VALENCIA, H. NAVARRETE, M. VALLEJO, AND R. B. FOSTER. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. USA 104: p.864–869. 2007.

JONES, M. M.; TUOMISTO, H.; BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; CLARK, D. B.; OLIVAS, P. C. Explicando a variação na composição da comunidade de plantas tropicais: influência da qualidade dos dados ambientais e espaciais. **Oecologia**, v. 155, n. 3, pág. 593-604, 2008.

KAMINO, L. H. Y.; OLIVEIRA-FILHO, AT de; STEHMANN, J. R. Relações florísticas entre as fitofisionomias florestais da Cadeia do Espinhaço, Brasil. **Megadiversidade**, v. 4, n. 1-2, p. 39-49, 2008.

KARST, J.; GILBERT, B.; LECHOWICZ, M. J. Fern community assembly: the roles of chance and the environment at local and intermediate scales. **Ecology**, v. 86, n. 9, p. 2473-2486, 2005.

KESSLER, M., AND J. KLUGE. Diversity and endemism in tropical montane forests - from patterns to processes. **Biodiversity and Ecology**, p. 35–50. Ohio, 2008.

KITAYAMA, K.; AIBA, S.-I. I. Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. **Journal of Ecology**, v. 90, n. 1, p. 37–51, 2002.

KRAFT, N. J.B.; COMITA, L. S.; CHASE, J. M.; SANDERS, N. J.; SWENSON, N. G.; CRIST, T. O.; ... ; MYERS, J. A. Disentangling the drivers of  $\beta$  diversity along latitudinal and elevational gradients. **Science**, v. 333, n. 6050, p. 1755-1758, 2011.

LACERDA, M. S. **Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica**. 2001. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas.

LAURANCE, W. F. Conservando o mais quente dos hotspots. **Conservação biológica**, 2009.

LEAL, C. G.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Island Press, 2003.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. **Ecological monographs**, v. 75, n. 4, p. 435-450, 2005.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, n. 2, p. 271–280, 2001.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier. 880 p, 2012.

LINGNER, D. V.; AMÂNDIO SCHORN, L.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. D.; MEYER, L.; VIBRANS, A. C.. Floresta Ombrófila Densa de Santa Catarina-Brasil: agrupamento e ordenação baseados em amostragem sistemática. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 933-946, 2015.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 19 jan. 2021.

LU, S.-W.; LIU, C.-P. Patterns of litterfall and nutrient return at different altitudes in evergreen hardwood forests of Central Taiwan. **Annals of Forest Science**, v. 69, n. 8, p. 877–886, 8 nov. 2012.

MAÇANEIRO, J. P.; OLIVEIRA, L. Z.; SEUBERT, R. C.; EISENLOHR, P. V.; SCHORN, L. A. More than environmental control at local scales: do spatial processes play an important role in floristic variation in subtropical forests?. **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 2, p. 183–192, jun. 2016.

MACÍA, M. J. Spatial distribution and floristic composition of trees and lianas in different forest types of an Amazonian rainforest. **Plant Ecology**, v. 212, n. 7, p. 1159-1177, 2011.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: UFPR, 2013. 261p.

MARCON, A. K.; SILVA, A. D., Higuchi, P.; FERREIRA, T. D. S.; MISSIO, F. D. F.; Salami, B., ...BUZZI JUNIOR, F. Variação florístico-estrutural em resposta à heterogeneidade ambiental em uma floresta nebulosa em Ubusi, Planalto Catarinense. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 103, p. 439-450, 2014.

MARTINELLI, G. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 587-597, dez. 2007.

MCCAIN, C. M.; GRYTNES, J.-A. Elevational gradients in species richness. In: **Encyclopedia of Life Sciences**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, p. 1–10, 2010.

MCCUNE, B.; GRACE, J. B.; URBAN, D. L. **Analysis of ecological communities**. Gleneden Beach, OR: MjM software design, 2002.

MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J.; KINOSHITA, L. S. Variations in floristic and phytosociological structure of an upper montane forest in Mantiqueira Range, Monte Verde, MG. **Brazilian Journal of Botany**, v. 31, n. 4, p. 559-574, 2008.

MENEZES, B. S.; MARTINS, F. R.; ARAÚJO, F. S. Montagem de comunidades: Conceitos, domínio e estrutura teórica. **Oecologia australis**, v. 60455, p. 970, 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Caparaó**. Brasília. 517 p, 2015.



MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **O sistema nacional de Unidades de conservação Da natureza.** Brasília, 2011. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008\\_dap/\\_publicacao/149\\_publicacao05072011052951.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008_dap/_publicacao/149_publicacao05072011052951.pdf). Acesso em: abr. 2021.

MITTERMEIER, R.A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.** Cemex, Washington, DC. 2004.

MORENO, M. R.; NASCIMENTO, M. T.; KURTZ, B. C. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 3, p. 371-386, 2003.

MORES, G. J. **Regeneração natural e banco de sementes em Floresta Ombrófila Densa Montana pós-incêndio.** Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2020.

MOURA, C. **Caracterização da dinâmica da regeneração natural de duas fisionomias de floresta ombrófila densa degradada na região da Juréia, litoral sul/ Vale do Ribeira, SP.** Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology.** New York, John Wiley, 1974, 547 p.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p.853-858. 2000.

NATIONAL PARK SERVICE. **Yellowstone National Park.** NPS. Disponível em: <https://www.nps.gov/yell/index.htm>. Acesso em: abr. 2021.

NETTESHEIM, F. C.; MENEZES, L. F. T. D.; CARVALHO, D. C. D.; CONDE, M. M. S.; ARAUJO, D. S. D. D. Influence of environmental variation on Atlantic Forest tree-shrub-layer phytogeography in southeast Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 2, p. 369–377, jun. 2010.

NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo.** 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 1017.

OHSAWA, M. Structural comparison of tropical montane rain forests along latitudinal and altitudinal gradients in south and east Asia. **Vegetatio**, v. 97, n. 1, p. 1–10, dez. 1991.

OLIVEIRA, A. A.; DAILY, D. C. Geographic distribution of tree species occurring in the region of Manaus, Brazil: implications for regional diversity and conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, n. 9, p. 1245-1259, 1999.

OLIVEIRA, L. S. B.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; LIMA, A. S.; CARDOSO, M. D. O.; SILVA, V. F.. Florística, classificação sucessional e síndromes de dispersão em um remanescente de Floresta Atlântica, Moreno-PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 6, n. 3, p. 502-507, 19 set. 2011.

OLIVEIRA, Z. L.; SANTOS JÚNIOR, R. C. B.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; CARVALHO, A. J. E. Levantamento florístico e fitossociológico de um trecho de Mata Atlântica na estação florestal experimental de Nísia floresta–RN. **Brasil Florestal, Brasília, DF**, v. 71, p. 22-29, 2001.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; EISENLOHR, P. V.; NEVES, D. R. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 242-260, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate 1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; TAMEIRÃO-NETO, E.; CARVALHO, W. A.; WERNECK, M.; BRINA, A. E.; VIDAL, C. V.; ...; PEREIRA, J. A. A. Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica sensu lato na região das Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). **Rodriguésia**, v. 56, n. 87, p. 185-235, 2005.

PADGURSCHI, M. C. G.; PEREIRA, L. D. S.; TAMASHIRO, J. Y.; JOLY, C. A. Composição e similaridade florística entre duas áreas de Floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. **Biota neotropica**, v. 11, n. 2, p. 139-152, 2011.

PAGE, N. V.; SHANKER, K. Environment and dispersal influence changes in species composition at different scales in woody plants of the Western Ghats, India. **Journal of Vegetation Science**, v. 29, n. 1, p. 74-83, 2018.

PASSOS, L.; OLIVEIRA P. S. Interaction between ants and fruits of *Guapira* opposite (Nyctaginaceae) in a Brazilian sandy plain rainforest: ant effects on seeds and seedlings. **Oecologia**, v. 139, n. 3, p. 376-382, 2004.

PEIXOTO, G. L.; MARTINS, S. V.; SILVA, A. F. D.; SILVA, E. Composição florística do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica na Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 1, p. 151-160, 2004.

PEREIRA, I. M., OLIVEIRA-FILHO, A. T., BOTELHO, S. A., CARVALHO, W. A. C., FONTES, M. A. L., SCHIAVINI, I.; SILVA, A. F. Composição florística do compartimento arbóreo de cinco remanescentes florestais do maciço do Itatiaia, Minas Gerais e Rio de Janeiro. **Rodriguésia**, 57:103-126, 2006.

PERINI, M. **Chuva de sementes e sistemas sexuais de espécies lenhosas em um trecho de Floresta Ombrófila Densa, Espírito Santo**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2016.

PINHEIRO, M. H. O.; MONTEIRO, R. Florística de uma Floresta Estacional Semidecidual, localizada em ecótono savânico-florestal, no município de Bauru, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 4, p. 1085–1094, 2008.

PRADA, C. M.; STEVENSON, P. R. Plant composition associated with environmental gradients in tropical montane forests (Cueva de Los Guacharos National Park, Huila, Colombia). **Biotropica**, v.48, n.5, p.568-576. 2016.

QIAN, H.; RICKLEFS, R. E. A latitudinal gradient in large-scale beta diversity for vascular plants in North America. **Ecology letters**, v. 10, n. 8, p. 737-744, 2007.

RAUPP, S. V.; BRACK, P.; LEITE, S. D. C. Demographic aspects of palmitero (*Euterpe edulis* Mart.) in an area of the Hillside Atlantic Forest, Maquiné-Rio Grande do Sul. **Iheringia, Série Botânica**, v. 64, n. 1, p. 57-61, 2009.

R CORE TEAM. R: A **Language and Environment for Statistical Computing**, 2020. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>.

REDE SPECIESLINK. **Centro de Referência em Informação Ambiental**. Disponível em: <http://www.splink.org.br/>. Acesso em: 19 jan. 2021.

REIS A.; KAGEYAMA P. Y. Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius. *Palmae. Sellowia*, v. 49, n. 52, p. 60-92. 2000.

REIS, T. S.; CIAMPI - GUILLARDI, M.; BAJAY, M. M.; SOUZA, A. P.; SANTOS, F.A.M. Elevation as a barrier: genetic structure for an Atlantic rain forest tree (*B. athysa australis*) in the Serra do Mar mountain range, SE Brazil. **Ecology and evolution**, v. 5, n. 9, p. 1919-1931, 2015.

REZENDE, C. L. SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., ... & MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, C.A.N. **Florística e fitossociologia de um trecho de Floresta Atlântica de altitude da Fazenda da Neblina, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2003.

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

RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. 2. Ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997.

ROCHA, D. S.; AMORIM, A. M. A. Heterogeneidade altitudinal na Floresta Atlântica setentrional: um estudo de caso no sul da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasiliense**. v. 26, n. 2, p. 309-327, 2012.

ROCHA, C.T.V.; CARVALHO, D.A.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; VAN DEN BERG, E.; MARQUES, J.J.G.S. Comunidade arbórea de um continuum entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 203-218, 2005.

ROCHELLE, A. L. C.; CIELO-FILHO, R.; MARTINS, F. R. Florística e estrutura de um trecho de floresta ombrófila densa atlântica submontana no Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba/SP, Brasil. **Biota neotropica**, v. 11, n. 2, p. 337-346, 2011.

RÖDERSTEIN, M.; HERTEL, D.; LEUSCHNER, C. Above- and below-ground litter production in three tropical montane forests in southern Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 5, p. 483-492, 2005

RODRIGUES, K. R. **Geoambientes e solos em ambientes altimontanos nos Parques Nacionais de Itatiaia e Caparaó-Mg**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2011.

RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; CURI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 25-35, 2007.

ROLIM, S. G.; IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NASCIMENTO, M. T.; GOMES, J. M. L.; FOLLI, D. A.; COUTO, H. T. Z. D. Composição florística do estrato arbóreo da Floresta Estacional Semidecidual na Planície Aluvial do rio Doce, Linhares, ES, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 549-561, 2006.

SAITER, F. Z.; EISENLOHR, P. V.; BARBOSA, M. R.; THOMAS, W. W.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. From evergreen to deciduous tropical forests: how energy-water balance, temperature, and space influence the tree species composition in a high diversity region. **Plant Ecology & Diversity**, v. 9, n. 1, p. 45-54, 2 jan. 2016.

SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; EISENLOHR, P. V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 208, n. 3, p. 184-196, 2013.

SANTOS, H. G. DOS; et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. ed. Brasília, DF: EMBRAPA 2013, 2014.

SANTOS, M. F.; SERAFIM, H.; SANO, P. T. An analysis of species distribution patterns in the Atlantic Forests of Southeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 68, n. 3, p. 373, 2011.

SANTOS, S. L.; VÁLIO, I. F. M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 1, p. 89-92, 2002.

SCHEER, M. B.; CURCIO, G. R.; RODERJAN, C. V. Funcionalidades ambientais de solos altomontanos na Serra da Igreja, Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1013-1026, ago. 2011.

SCHEER, M. B.; MOCOCHINSKI, A. Y.; RODERJAN, C. V. Estrutura arbórea da Floresta Ombrófila Densa Altomontana de serras do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 735-750, 2011.

SCHEINER, S. M.; GUREVITCH, J. (Ed.). **Design and analysis of ecological experiments**. Oxford University Press, 2001.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dynamics of arboreal strata in three successional stages of a fragment of the atlantic rain forest in Blumenau, SC. **Cerne**, v. 15, n. 2, p. 221-235, 2015.

SCUDELLER, V. V.; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G. J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 152, n. 2, p. 185–199, 2001.

SCUDELLER, V. V.; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant ecology**, v. 152, n. 2, p. 185-199, 2001.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1** – Campinas: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010.

SILVA, A. C.; VAN DEN BERG, E.; HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T., MARQUES, J. J. G. S. M. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em São Sebastião da Bela Vista, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 2, p. 283–297, jun. 2009.

SILVA, A. T.; MAZINE, F. F. A família Myrtaceae na Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, v. 67, n. 1, p. 203-224, 2016.

SILVA, J. I. A. O.; BARBOSA, E. S. L. GESTÃO DE TERRITÓRIOS PRESERVADOS: MUITO ALÉM DA PRESERVAÇÃO DA NATUREZA, UMA PRESERVAÇÃO SOCIOAMBIENTAL. **Veredas do Direito: Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**, v. 16, n. 35, p. 297-337, 2019.

SILVA, K. C. G.; BAUMGRATZ, J. F. A.; NUNES, A. F. F. A new species of Bertolonia (Melastomataceae) from the southeastern Brazilian Atlantic Forest. **Phytotaxa**, v. 273, n. 2, p. 115-121, 2016.

SILVA, K. C.; BAUMGRATZ, J. F. A. Henriettea e Henriettella (Melastomataceae; Miconieae) no Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, V. 59, n. 4, p. 887-897, 2008.

SIMAS, F. N. B.; SCHAEFER, C. E.; FERNANDES FILHO, E. I; CHAGAS, A. C.; BRANDAO, P. C. Chemistry, mineralogy and micropedology of highland soils on crystalline rocks of Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. **Geoderma**, v. 125, n. 3–4, p. 187–201, abr. 2005.

SKORUPA, A.L.A; GUILHERME, L.R.G.; CURI, N.; SILVA, C.P.C; SCOLFORO, J.R.S.; MARQUES, J.J.G.S.M. Propriedades de solos sob vegetação nativa em Minas Gerais: distribuição por fitofisionomia, hidrografia e variabilidade espacial. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v. 36, p. 11-22, 2012.

SOARES-SILVA, L. H. **A família Myrtaceae-subtribos: Myrciianae e Eugeniinae na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil.** 2000.

SOUZA, A. C. O.; BENACCI, L.; JOLY, C. A. Florística e estrutura da comunidade arbórea de uma Floresta Ombrófila Densa a 800 m acima do nível do mar, em Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 4, 2018.

SOUZA, J. S.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. D.; BOTEZELLI, L. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p. 185-206, 2003.

SVENNING, J. C.; SKOV, F. The relative roles of environment and history as controls of tree species composition and richness in Europe. **Journal of Biogeography**, v. 32, n.6, p. 1019-1033, 2005.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n. 2, p 251-261, 1999.

TABARELLI, M; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v.1, n.1, 2005.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, 143, 2328-2340, 2010.

THOMSEN, R. P.; SVENNING, J. C.; BALSLEV, H. Overstorey control of understorey species composition in a near-natural temperate broadleaved forest in Denmark. **Plant Ecology**, v. 181, n. 1, p. 113-126, 2005.

TOZZO, R. A.; MARCHI, E.C. Unidades de conservação no Brasil: uma visão conceitual, histórica e legislativa. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 7, n. 3, p. 508-523, 2014.

TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Solos e fertilidade do solo**. 6. ed. São Paulo: Andrei, 2007. p. 718.

VEGA, L. I., ALCÁNTARA, A. O.; RUÍZ-JIMÉNEZ, C. A.; CONTRERAS-MEDINA, R. (2006). Composition and structure of humid montane oak forests at different sites in central and eastern Mexico. In Ecology and conservation of neotropical montane oak forests. **Springer**, p. 101-112, 2006.

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. **The Quarterly review of biology**, v. 85, n. 2, p. 183-206, 2010.

VELLEND, M.; BROWN, C. D.; KHAROUBA, H. M.; MCCUNE, J. L.; MYERS-SMITH, I. H. Historical ecology: using unconventional data sources to test for effects of global environmental change. **American Journal of Botany**, v. 100, n. 7, p. 1294-1305. 2013.

VELLEND, M.; LAJOIE, G.; BOURRET, A.; MÚRRIA, C.; KEMBEL, S. W.; GARANT, D. Drawing ecological inferences from coincident patterns of population-and community-level biodiversity. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 12, p. 2890-2901, 2014.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

WEBSTER, G. L. The panorama of Neotropical cloud forests. In: CHURCHILL, S. P.; BALSLEV, H.; LUTEYN, J. L. (Ed.). **Biodiversity and conservation of Neotropical Montane Forests**. New York: The New York Botanical Garden, p. 53-77. 1995.

ZHAO, C. M.; CHEN, W. L.; TIAN, Z. Q.; XIE, Z. Q. Altitudinal pattern of plant species diversity in Shennongjia Mountains, Central China. **Journal of Integrative Plant Biology**, v. 47, n. 12, p. 1431-1449, 2005.

ZHOU, G.; GUAN, L.; WEI, X.; ZHANG, D.; ZHANG, Q.; YAN, J.; YU, Q. Litterfall Production Along Successional and Altitudinal Gradients of Subtropical Monsoon Evergreen Broadleaved Forests in Guangdong, China. **Plant Ecology**, v. 188, n. 1, p. 77–89, 11 dez. 2006.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in ecology and evolution**, v. 1, n. 1, p. 3-14, 2010.

ZUUR, A.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. **Analyzing ecological data**. Springer, 2007.

ZWIENER, V. P.; PADIAL, A. A.; MARQUES, M. C. M. The mechanisms explaining tree species richness and composition are convergent in a megadiverse hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 3, p. 799-815, 2020.

## 8 ANEXO

### Script Análise de Similaridade Florística

#Este é um script resumido sobre o método 'recluster'.

#Para maiores detalhes, consultar o artigo de Dapporto et al. (2013) - doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.00444.x

```
library(recluster)
```

```
#Selecionando o diretório
```

```
setwd(choose.dir())
```

```
dir()
```

```
#Vamos utilizar a mesma matriz do exercício anterior para esta análise.
```

```
databut<-read.table("jbi12315-sup-0001-appendixs1.csv",sep="," ,h=T)
```

```
View(databut)
```

```
names<-databut[,3]
```

```
databut<-databut[,8:ncol(databut)]
```

```
rownames(databut)<-names
```

```
View(databut)
```

```
# Supondo que o método de agrupamento a ser aplicado seja UPGMA com índice de Jaccard:
```

```
dist<-recluster.dist(databut, dist="jaccard")
```

```
#Cria e visualiza uma árvore de consenso com regra de 50%
```

```
tree<-recluster.cons(databut,dist="jaccard") #UPGMA é o "default" da função
```

```
plot(tree$cons, direction="downwards",cex=0.5)
```

```
multi <-recluster.multi(tree$cons,databut,dist="jaccard",tr=100,boot=100) #mude para boot=1000 quando estiver rodando "para valer"
```

```
nodes<-recluster.identify.nodes(multi,low=F) #Verifica suporte a nós no bootstrap multiescala
```

```
recluster.plot(tree$cons, multi, 1, 0, id=nodes$nodes, cex=0.5) #Identificação de nós bem suportados (preto) e mal suportados (vermelhos) com base no método "Partitioning Around Medoids"
```

```
#quanto cada corte acrescenta de informação?
```

```
expl_main<-recluster.expl.diss(tree$cons, dist)
```

```
expl_main$expl.div
```

```
expl_main$nclust
```

```
#Note que, neste método, não faz sentido obter um coeficiente cofenético, pois a métrica que avalia a consistência do dendrograma é outra (bootstrap).
```

```
#Exercício: melhore este script incluindo outros métodos de agrupamento e avalie a consistência de cada dendrograma gerado:
```



```
#1) UPGMA - Sorensen;
#2) UPGMA - Simpson;
#3) WPGMA - Jaccard;
#4) WPGMA - Sorensen;
#5) WPGMA - Simpson.
# Qual dendrograma mostrou melhor suporte, de forma geral?
```

### **Script Análise de Espécies Indicadoras**

```
setwd(choose.dir())
dir()
library(indicspecies)
Mista<-read.table(file.choose(),row.names=1,header=T,sep=";") #####The community data matrix
View(Mista)
##### De??ning the classi??cation of sites
groupskm<-read.table(file.choose(),row.names=1,header=T,sep=";")
View(groupskm)
#####Indicator species analysis using multipatt
##Indicator Value analysis with site group combinations
indval = multipatt(Mista, groupskm$Grupo,control = how(nperm=999))
#Displaying the results
summary(indval)
#Examining the indicator value components
summary(indval, indvalcomp=TRUE)
##Inspecting the indicator species analysis results for all species
summary(indval, alpha=1)
indval$sign
```

### **Script Análise Relação Vegetação-Ambiente**

```
### SELECION OF ENVIRONMENTAL AND SPATIAL DATA, AND VARIATION
PARTITIONING ###
```

```
#By: Pedro V. Eisenlohr - UNEMAT, Alta Floresta (pedro.eisenlohr@unemat.br)
```

```
#Based on Bauman et al. (2018), Clappe et al. (2018), Blanchet et al. (2008), Chavent et al. (2012) and
others
```

```

library(ade4)
library(adespatial)
library(spdep)
library(vegan)
library(usdm)
library(ape)
setwd(choose.dir())
dir()
##Species matrix
species<-read.table(file.choose(),row.names=1,header=T,sep=";") ###community species data
(abundance or binary)
View(species)
dim(species)
unicates<-apply(species,2,sum)
spp.u<-species[,which(unicates>10)] ###removing unicates
dim(spp.u)
#spp.h <- decostand(spp.u, method = "hell")
#View(spp.h)
#####
#### CONDENSING SPECIES MATRIX WITH A PCoA (OPTIONAL) ####
#####
spp.dist <- vegdist(spp.u, method="bray") #Bray-Curtis dissimilarity index
library(recluster)
spp.dist.s <- recluster.dist(spp.u) #Simpson dissimilarity index
pcoa.species <- cmdscale(spp.dist, k=(nrow(spp.u)-1), eig=TRUE)
scores.pcoa<-pcoa.species$points
head(scores.pcoa,30)
# Eigenvalues
(ev<-pcoa.species$eig)
# You may retain the significant axes (Broken-stick's approach):
# Eigenvalues
ev <- pcoa.species$eig
(ev.r <- ev[1:30])
# Broken stick model

```

```

n <- length(ev)
bsm <- data.frame(j=seq(1:n), p=0)
bsm$p[1] <- 1/n
for (i in 2:n)
{
  bsm$p[i] = bsm$p[i-1] + (1/(n + 1 - i))
}
bsm$p <- 100*bsm$p/n
bsm
dev.new(title="PCoA eigenvalues")
barplot(t(cbind(100*ev/sum(ev),bsm$p[n:1])), beside=TRUE,
  main="% variance", col=c("bisque",2), las=2)
legend("topright", c("% eigenvalue", "Broken stick model"),
  pch=15, col=c("bisque",2), bty="n")
source("evplot.R")
evplot(ev.r) #se utilizar como argumento ev.r, somente utilize o gráfico inferior.
#Se utilizar como argumento ev, pode utilizar ambos os gráficos.
# Alternatively, you may retain the significant axes (permutation's approach):
library(PCPS)
pcoa.sig <- pcoa.sig(spp.u, method="bray", axis=3, iterations=1000)
# If, for instance, the first three axes are retained in the above analysis:
(scores.pcoa.3 <- scores.pcoa[,1:3]) #se for 1 eixo, p.ex., colocar 1:1
head(scores.pcoa.3,20)
plot(head(scores.pcoa.3,20))
variaveis<- read.table(file.choose(),row.names=1,header=T,sep=";")
View(variaveis)
cor(scores.pcoa.3,variaveis,method = "kendall")
plot(cor(scores.pcoa.3,variaveis,method = "spearm"))
cor.test(scores.pcoa.3,variaveis,method = "s")
##Environmental matrix
environment <- read.table(file.choose(),row.names=1,header=T,sep=";") #environmental variables
View(environment)
dim(environment)

```

```

environment_std<-decostand(environment,"standardize") #caso queira padronizar a escala das
vari?veis ambientais

View(environment_std)

##Spatial matrix

ll<-read.table(file.choose(),row.names=1,header=T,sep=";") #longitude and latitude

View(ll)

dim(ll)

#####
##### SELECTING ENVIRONMENTAL DATA #####
#####

### According to Blanchet et al. (2008): "It is not recommended to use a stepwise
### procedure in situations in which there are collinear variables (Chatterjee
### and Price 1977, Freedman et al. 1992)".
### So, if you have found strong collinearities, I recommend you remove them
### before proceeding with the next step. An interesting way to address this
### issue is applying Hierarchical Clustering of Variables (Chavent et al. 2012).
# Checking collinearities
vif(environment)
# If VIF > 10, consider using Hierarchical Clustering of Variables, as follows:
#####
##### HIERARCHICAL CLUSTERING OF VARIABLES (Chavent et al. 2012) #####
#####

library(ClustOfVar)
tree <- hclustvar(environment)
plot(tree)
stab <- stability(tree,B=100, graph = T) #To help in the selection of the number of partitions.
nc=4
#(nc<-which.max(stab$meanCR)+1)
### Here, you need to adjust he routine to the number of selected clusters (if you don't want to use nc).
P<-cutreevar(tree,nc,matsim=TRUE)
cluster <- P$cluster
X <- environment
for (i in 1:nc) {

```

```

pc<-princomp(X[,which(cluster==i)],cor=TRUE)$sdev^2
print(pc)
}
P$cluster
clusterID <- P$var
clusterID
write.table(P$scores,"PCAScores.csv")
environment <- read.table("PCAScores.csv",row.names=1,header=T,sep=" ")
dim(environment)
View(environment)
vif(environment)
names(environment)
#####
#### END OF HIERARCHICAL CLUSTERING OF VARIABLES #####
#####
### FORWARD SELECTION OF PREDICTORS
#####
# Forward selection of the environmental variables
env.rda <- rda(scores.pcoa.3,environment) #If you prefer to work with the whole response matrix,
please change 'scores.pcoa' by 'spp.h'
env.rda
anova(env.rda, permutations = how(nperm=999))
### According to Blanchet et al. (2008): "If, and only if, the global
### test is significant, one can proceed with forward selection"
(env.R2a <- RsquareAdj(env.rda)$adj.r.squared)
env.fwd <- forward.sel(scores.pcoa.3, environment, R2thresh=env.R2a)
env.fwd #List of selected variables
env.sign <- sort(env.fwd$order)
env.red <- environment[,c(env.sign)]
head(env.red)
vif(env.red)
env.rda.selected <- rda(scores.pcoa.3, env.red)
(env.R2a <- RsquareAdj(env.rda.selected)$adj.r.squared)
anova(env.rda.selected, permutations = how(nperm=999))

```

```

plot(env.rda.selected)
save.image()

#####
##### SELECTING SPATIAL DATA #####
##### OPTIMIZING THE SELECTION OF SMW #####
### The function listw.candidates is used to build the spatial weighting matrices that
### we want to test and compare (with the listw.select function).
### I strongly recommend a careful reading on Bauman et al. (2018), mainly with respect
### the trade-off between accuracy and power analysis, since a p-value correction for
### multiple tests (Sidak correction) is performed.
candidates <- listw.candidates(coord = ll, nb = c("del", "gab", "rel", "mst",
        "pcnm", "dnear"), weights = c("binary", "flin", "fup", "fdown"))
names(candidates)
(nbw<-length(candidates)) ### Number of spatial weighting matrices generated
### Optimization the selection of a subset of SWM among the candidates generated above,
### using the corrected significance threshold calculated ("forward"):
(W_sel_fwd <- listw.select(scores.pcoa.3, candidates, MEM.autocor = "positive", method = "FWD",
        p.adjust = TRUE, MEM.all = FALSE, nperm = 999))
save.image()
### Some characteristics of the best spatial model:
# Best SWM:
W_sel_fwd$best.id
(names.sel<-names(W_sel_fwd$best.id))
# Retained object for further analysis
SWM.selected<-W_sel_fwd$best$MEM.select
class(SWM.selected)
dim(SWM.selected)
write.table(SWM.selected,"SWMselected.csv")
# Write the selected MEMs to a new object
spatial.red <- as.matrix(SWM.selected)
class(spatial.red)
space.rda.selected <- rda(spp.h, spatial.red)

```

```

(env.R2a <- RsquareAdj(space.rda.selected)$adj.r.squared)
# Creating an object with the name of the selected SWM:
x<-data.frame(names(candidates),W_sel_fwd$candidates$R2Adj.select)
names(x)<- c('MEMS', "select")
(ms<- which.max(x$select))
candidates1=array(candidates)
(candidates.sel<-candidates1[[ms]])
#####
### Obtaining all spatial eigenvectors from the SWM selected above:
mem.all<-mem(candidates.sel, MEM.autocor = "all")
mem.all
class(mem.all)
dim(mem.all)
### Obtaining positive spatial eigenvectors from the SWM selected above:
#mem.positive<-mem(candidates.sel,MEM.autocor = "positive")
#mem.positive
#class(mem.positive)
#dim(mem.positive)
save.image()
# RDA's graphs
all<-rda(spp.h,all.predictors)
FACTOR.df<-read.table(file.choose(),row.names=1,header=T,sep=",")
all.f<-cbind(FACTOR.df, all.predictors) ### all.predictors + FACTOR
dim(all.f)
View(all.f)
write.table(all.f,"All_butFACTOR.csv")
rda.graph<-all.f[,1]
View(rda.graph) #Factor
cca.results <- all
cca.summary <- summary(cca.results)
(imp.axis.1 <- cca.summary$cont$importance[2,1]) # explica??o do eixo 1
(imp.axis.2 <- cca.summary$cont$importance[2,2]) # explica??o do eixo 2
(rowScores <- as.data.frame(cca.results$CCA$u)) # scores das parcelas

```

```

write.table(rowScores,"scores_parcelas.csv")
(colScores <- as.data.frame(cca.results$CCA$v)) # scores das esp?cies
write.table(colScores,"scores_spp.csv")
(bi.var <- as.data.frame(cca.results$CCA$biplot)) # scores das vari?veis ambientais
write.table(bi.var,"scores_amb.csv")
rowScores$FACTOR<-rda.graph
str(rowScores)
tiff(filename="figura.tiff", res=600, height=600/72*600, width=600/72*600, compression= "lzw")
library(ggplot2)
ggrda1 <- ggplot() +
  scale_shape_manual(values=c(16,17,18,19,20,21,17,19,20)) + # os numeros sao os tipos de pontos
  geom_point(data=rowScores, aes(x=RDA1, y=RDA2, shape=FACTOR, colour=FACTOR)) +
  geom_vline(xintercept = 0, alpha=0.9, linetype = "dashed") +
  geom_hline(yintercept = 0, alpha=0.9, linetype = "dashed") +
  geom_point(data = rowScores, aes(x = RDA1, y = RDA2, shape=FACTOR, colour=FACTOR),
    size = 3,
    fill="grey50") +
  theme(legend.justification=c(0,0), legend.position=c(0.05,0.65),legend.key.size = unit(0.6, "cm"))+
  theme(panel.background = element_rect(fill = "white", colour = NA),
    panel.grid.minor = element_line(colour = NULL),
    panel.grid.major = element_line(colour = NULL),
    plot.background = element_rect(fill = "white", colour = NA),
    panel.border = element_rect(fill = NA, colour = "black"),
    axis.text.x = element_text(color="black", size = 12, angle = 0),
    axis.text.y = element_text(color="black", size = 12, angle = 0))
ggrda1

#ggrda1 <- ggplot() +
#   geom_point(data=rowScores, aes(x=RDA1, y=RDA2, shape=FACTOR, colour=FACTOR),
#     size=2,
#     fill = "white"
#   ) +
#   geom_vline(xintercept = 0, alpha=0.9, linetype = "dashed") +

```



```

# geom_hline(yintercept = 0, alpha=0.9, linetype = "dashed") +
# geom_point(data = rowScores, aes(x = RDA1, y = RDA2, shape=FACTOR, colour=FACTOR),
#           size = 3,
#           fill="grey50") +
# theme(legend.justification=c(0,0), legend.position=c(0.05,0.65),legend.key.size = unit(0.6,
"cm"))+
# theme(panel.background = element_rect(fill = "white", colour = NA),
#       panel.grid.minor = element_line(colour = NULL),
#       panel.grid.major = element_line(colour = NULL),
#       plot.background = element_rect(fill = "white", colour = NA),
#       panel.border = element_rect(fill = NA, colour = "black"),
#       axis.text.x = element_text(color ="black", size = 12, angle = 0),
#       axis.text.y = element_text(color ="black", size = 12, angle = 0))
#ggrda1
ggrda2 <- ggrda1 +
  xlab(paste("RDA 1 ", "(", round(imp.axis.1*100, digits = 1), "%")) +
  theme(axis.title.x=element_text(angle = 0, size = 15)) + #, face = "bold"
  ylab(paste("RDA 2 ", "(", round(imp.axis.2*100, digits = 1), "%")) +
  theme(axis.title.y=element_text(angle = 90, size = 15)) #, face = "bold"
# Visualizar
ggrda2
ggrda3 <- ggrda2 +
  geom_segment(data = bi.var, aes(x = 0, y = 0, xend = RDA1, yend = RDA2),
    size = 1,
    arrow = arrow(length = unit(0.2, "cm"),
      type = "closed", angle = 15),
    color = "black",
    alpha = 0.5) +
  geom_text(data = bi.var, aes(RDA1*1.05, RDA2*1.05,
    label = rownames(bi.var)),
    color = "black",
    size = 2,
    fontface = "bold")
#geom_text_repel(aes(x = colScores$PC1, y = colScores$PC2, label = rownames(colScores)))

```

```
# Visualizar
ggrda3
ggrda4 <- ggrda3 + ggsave("RDA_MOD.tiff",width = 15, height = 15, units = "cm")
# Visualizar
ggrda4
save.image()
#END
```