

PRÍMULA VIANA CAMPOS

**INTERAÇÃO SOLO-ALTITUDE-VEGETAÇÃO EM CAMPOS DE ALTITUDE NO
SUDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2016

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa

T

C198i Campos, Prímula Viana, 1987-
2016 Interação solo-altitude-vegetação em campos de altitude no
sudeste do Brasil / Prímula Viana Campos. – Viçosa, MG, 2016.
x, 77f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexo.

Orientador: Andreza Viana Neri.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Comunidades vegetais. 2. Plantas de montanha.
3. Plantas e solo. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Biologia Vegetal. Programa de Pós-graduação
em Botânica. II. Título.

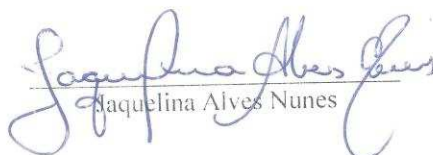
CDD 22. ed. 581.9815

PRÍMULA VIANA CAMPOS

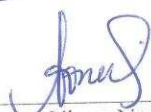
INTERAÇÃO SOLO - ALTITUDE – VEGETAÇÃO EM CAMPOS DE
ALTITUDE NO SUDESTE DO BRASIL

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação
Botânica, para obtenção do título de
Magister Scientiae.

APROVADA: 25 de fevereiro de 2016.


Jaqueline Alves Nunes


Markus Gastauer


Andreza Viana Neri
(Orientadora)

A minha família e amigos,
em especial ao meu querido tio Inácio Alves (in memorim) e Rosa Maria (in memoriam)

Dedico

“Penso no que faço, com fé. Faço o que devo fazer, com amor. Eu me esforço para ser cada dia melhor, pois bondade também se aprende.”

Cora Coralina

AGRADECIMENTOS

À Deus, por se fazer presente em todos os momentos da minha vida, concebendo bençãos de amor durante esta caminhada, e a Nossa Senhora por me acolher em seus braços.

Aos meus pais, Sérgio e Madalena pela força, amor e dedicação. Aos meus queridos irmãos Rhanderson, Fontaine e Túlio pelo carinho e exemplo. Às minhas cunhadas do coração por serem tão especiais na minha vida. Ao meu anjo e amado sobrinho Samuel pela alegria e doçura. “Titia te ama!”

À Universidade Federal de Viçosa – UFV e ao Departamento de Departamento de Biologia Vegetal, pela oportunidade de realizar o curso de pós-graduação em Botânica e concretização desta pesquisa.

Aos professores da Pós-Graduação em Botânica pelos ensinamentos durante todo o curso.

Ao CNPQ (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao professor Carlos Ernesto Gonçalves Reynaud Schaefer, por todos os ensinamentos transmitidos, oportunidades, confiança e alegrias. Obrigada por ser um exemplo de professor e ser humano. Sou imensamente grata por ter despertado em mim à vontade de querer prosseguir na vida acadêmica, pois ao ver o brilho dos seus olhos com a beleza da natureza, meu coração indica que estou no caminho certo.

A Jaquelina Nunes pelo apoio incondicional e amizade. Obrigada pela força quando achei que seria impossível a realização dos campos. Você foi essencial para esta pesquisa. Muito obrigada pelo carinho, oportunidades e companheirismo.

À Andreza pela orientação, confiança e carinho. Obrigada pela atenção e por me fazer encantar com a beleza dos *campos de altitude*.

Ao Pedro Villa não tenho palavras para agradecer. Obrigada por participar ativamente desta pesquisa, pelos ensinamentos nos programas, troca de idéias, paciência, socorro nas horas de desespero e amizade. Esse trabalho é nosso!

Ao Waldomiro pelo carinho, atenção e receptividade. Obrigada pelo apoio logístico, conhecimentos e por nos receber de braços abertos.

Ao Parque Nacional do Caparaó, todos funcionários e brigadistas. Obrigada pela receptividade.

Ao BHCB, em especial a Ana, Pedro Viana e Gustavo pelas identificações botânicas.

Aos meus amigos de campo: Gustavo Heringer, Izabela Fialho, Anne, Natanael, Nayara, Daniel, Raphael, Dani e Evandro. Só tenho que agradecer a vocês meus amigos que acordaram às 5:00 horas da manhã para andar 6 horas no dia. Que teve a orelha congelada, a clavícula quase quebrada, dor de ouvido, dor na perna, que caiu pelo caminho, que se encantou com a Chusquea, com o pôr do sol, que cantou pela trilha, que orientou e apoiou. Vocês fizeram os campos se tornarem mais prazerosos. Vocês foram a minha força. Aô trem xonado!!! Mulheres de garra percorrendo 30 Km em 3 dias, finalizando 300 parcelas a quase 3.000 m de altitude!!! Vocês são “phoda”!

Ao querido amigo Celso Antônio pela companhia no laboratório, apoio e por sempre torce por mim.

Aos amigos do LEEP, em especial Livia, Aloirta, Ronaldo, Juanito, Lucas, Alaisma. Vocês são mais do que amigos, são irmãos. Muito obrigada pelo carinho, ensinamentos em ecologia, risos e diversão.

Aos amigos do herbário pela alegria e carinho, em especial ao Marcelo pela confecção dos mapas.

Às Panteras do meu coração (Nayara, Junia e Carol). Obrigada pelo companheirismo, lágrimas e sorrisos compartilhados. Amo vocês!

Ao meu querido amigo Wesley, Priscyla e Maria Luiza pelos telefonemas, preocupações e dedicação. Pessoas especiais que a vida me presenteou.

Às amigadas conquistadas durante esta jornada, por serem fundamentais na minha formação pessoal e acadêmica.

Agradeço!

BIOGRAFIA

PRÍMULA VIANA CAMPOS, filha de Raimundo Sérgio Campos e Maria Madalena Campos, nasceu em São Domingos do Prata, Minas Gerais, em 16 de março de 1987.

Cursou o ensino fundamental e médio na Escola Municipal Marconi, localizada em Belo Horizonte. Concluiu o ensino médio em dezembro de 2004.

Graduou-se em Ciências Biológicas – Licenciatura e Bacharelado, em 2013, pela Universidade Federal de Viçosa – UFV.

Em 2014 ingressou na Pós-Graduação em Botânica, em nível mestrado, na Universidade Federal de Viçosa, junto ao departamento de Biologia Vegetal, na área de concentração de Sistemática e Ecologia, com ênfase em “Estrutura, Funcionamento e Manejo das Comunidades Vegetais”.

RESUMO

CAMPOS, Prímula Viana, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2016. **Interação solo-altitude-vegetação em campos de altitude no sudeste do Brasil.** Orientadora: Andreza Viana Neri. Coorientador: Carlos Ernesto Gonçalves Reynaud Schaefer.

O estudo avaliou padrões de diversidade, estrutura e formas de vida em três comunidades vegetais associadas a afloramentos rochosos nos campos de altitude do Parque Nacional (PARNA) do Caparaó, MG/ES, Brasil, bem como a influência da altitude e solo nos mesmos parâmetros vegetacionais em três comunidades no Parque Estadual Serra do Brigadeiro (PESB), MG, Brasil. Foram alocadas 100 parcelas de 1x1 m distribuídas ao acaso em cada um dos três ambientes (300 em cada parque). Foram calculados os parâmetros quantitativos clássicos, os índices de diversidade e equabilidade, similaridade florística, curvas de rarefação e dominância-diversidade, bem como análise dos espectros biológicos e vegetacionais, usando as formas de vida de Raunkiaer. Para análise químicas e físicas coletou-se uma amostra simples de solo (0-10 cm). No PARNA Caparaó, foram amostradas 58 espécies, pertencentes a 49 gêneros e 32 famílias. As curvas de rarefação apresentaram tendência à estabilização da assíntota aproximadamente a partir das 75 unidades amostrais em todas as áreas. Entre as áreas existem diferenças significativas entre a riqueza, abundância e cobertura. O índice de diversidade de Shannon-Wiener permaneceu entre 3,00-2,76 e equabilidade de Pielou com dois valores 0,77 e 0,75. As curvas de dominância-diversidade apresentaram distribuição log-normal e geométrica. A proporção do número de espécies por forma de vida foi similar entre as áreas, ao contrário do espectro vegetacional, com destaque para as espécies hemicriptófitas. No PESB, foram amostrados 9.276 indivíduos, pertencentes a 39 famílias e 102 espécies. Entre as áreas existem diferenças significativas entre a riqueza, abundância, cobertura, bem como nos parâmetros edáficos. O índice de diversidade de Shannon-Wiener permaneceu entre 3,07-3,20 e equabilidade de Pielou (0,74-0,79). A CCA indicou dois grupos distintos formados para abundância e cobertura, indicando a concentração das espécies em habitats preferenciais, em função da altitude, bem como da fertilidade e textura do solo. A partir do GLM, a riqueza de espécies foi correlacionada com atributos químicos do solo, assim como ambos os parâmetros estruturais da vegetação, que além de apresentar relação com variáveis químicas do solo, foram influenciados pela altitude. Os resultados apontam a falta de informações em relação aos fatores abióticos que possam reger nesses ambientes.

ABSTRACT

CAMPOS, Prímula Viana, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, february, 2016. **Soil-vegetation-altitude interaction in campos de altitude from Southeastern Brazil.** Adviser: Andreza Viana Neri. Co-adviser: Carlos Ernesto Gonçalves Reynaud Schaefer.

This study assessed the diversity, structure and life-form patterns in three plant communities associated with rocky outcrops in the campos de altitude of the Caparaó National Park, MG/ES states, Brazil, as well as the influence of altitude and soil on these vegetation parameters in three communities from the Serra do Brigadeiro State Park, MG state, Brazil. For that, 100 plots (1x1 m) were randomly distributed across each of the three environments (300 in each park). Classical quantitative parameters were calculated: diversity and evenness indexes, floristic similarity, and rarefaction and dominance-diversity curves. Biological and vegetation spectra were also analyzed, by using Raunkiaer's life-form classification. For soil chemical and physical analyses, a simple sample (0-10 cm depth) was collected. In the PARNA Caparaó, were sampled a total of 58 species belonging to 49 genera and 32 families were sampled. The rarefaction curves showed a tendency to stabilization of the asymptote at approximately 75 of the sampled units in all areas. There are significant differences between the areas regarding species richness, abundance and coverage. Shannon-Wiener's diversity index ranged between 3.00 and 2.76, while Pielou's evenness index showed the values of 0.77 and 0.75. The dominance-diversity curves showed log-normal and geometric distributions. The proportion of the number of species per life-form was similar between the areas, with the hemicryptophytes showing the highest values. The vegetation spectrum, however, differed. In the PESB, were sampled A total of 9276 individuals belonging to 39 families and 102 species were analyzed. There are significant differences between the areas regarding richness, abundance, coverage and edaphic parameters. The areas, however, are relatively similar. Shannon-Wiener's diversity index ranged between 3.07 and 3.20, while Simpson's index ranged from 0.6 to 0.8 and Pielou's evenness from 0.74 to 0.79. The CCA revealed the existence of two distinct gradients formed by abundance and coverage, thus indicating the concentration of species in preferential habitats according to the altitude, as well as to soil fertility and texture. Through the GLM, the species richness was shown to be correlated with soil chemical attributes, as were both vegetation structural parameters, which besides showing a relationship with soil chemical variables were also influenced by the

altitude. The results indicate the lack of a relationship with abiotic factors on these environments.

SUMÁRIO

I. Introdução Geral.....	1
II. Referências Bibliográficas.....	4
III. Capítulo 1 - Diversidade e Estrutura da Vegetação de Campos de Altitude no Parque Nacional do Caparaó, MG/ES, Brasil	8
RESUMO.....	8
ABSTRACT.....	9
Introdução.....	10
Material e Métodos.....	12
Resultados.....	15
Discussão.....	21
Conclusão.....	26
Referências Bibliográficas.....	27
ANEXO.....	34
IV. Capítulo 2 - Influência da Altitude e Variáveis Edáficas Sobre a Vegetação de Campos de Altitude no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, MG,Brasil	49
RESUMO.....	38
ABSTRACT.....	39
Introdução.....	40
Material e Métodos.....	43
Resultados.....	47
Discussão.....	58
Conclusão.....	63
Referências Bibliográficas.....	64
ANEXO.....	71
V. Conclusão Final.....	76

I. Introdução geral

As regiões tropicais apresentam uma diversidade de ecossistemas e, conseqüentemente, maior biodiversidade que outras zonas climáticas. (Gentry 1988; Hawkins 2001; Duque et al. 2002). Dentre os determinantes sugeridos para a elevada riqueza de espécies nos trópicos, destacam-se os processos históricos e ecológicos, bem como a heterogeneidade espacial, a extensa área superficial total (Gaston 2000; Buzas 2002), maior incidência luminosa, altas temperaturas (Rohde 1992) e elevados regimes hídricos (Hawkins et al. 2003; Currie et al. 2004, Townsend et al. 2009).

Em pequenas escalas os padrões de diversidade, abundância e distribuição dos organismos refletem das interações bióticas locais, dispersão e filtros ambientais (Baraloto et al. 2012; Peña Claros et al. 2012). Dentre os filtros destacam-se a heterogeneidade nas propriedades físicas e químicas do solo, topografia (Anderson et al. 2010; Guerra et al. 2013; Dubuis et al. 2013; Neri et al. 2012, 2013), temperatura, distúrbios antropogênicos, bem como disponibilidade de luz e água (Wiens e Donoghue 2004; Wiens et al. 2011). Variações significativas na geologia, geomorfologia, solo e vegetação, assim como as relações existentes entre os mesmos, são relevantes na estruturação e funcionalidade dos ecossistemas (Townsend et al. 2008).

O solo é um importante estruturador de ambientes e um dos principais componentes físicos responsáveis pela composição (Freitas et al. 2014), distribuição, diversidade (Peña Claros et al. 2012; Dubuis et al. 2013) e fornecimento de nutrientes e água para as plantas terrestres (Tilman et al. 2012). As plantas se diferenciam nos atributos funcionais e, conseqüentemente, na preferência por condições e propriedades físicas e químicas do solo (Dubuis et al. 2013). Dentre os parâmetros edáficos, a textura e a química do solo destacam-se por influenciar direta e/ou indiretamente as características das comunidades vegetais (Peper et al. 2010; Peña Claros et al. 2012; Veloso et al. 2014), ao controlar a retenção de umidade, capacidade de drenagem, concentração de íons e disponibilidade de nutrientes no solo (Kozłowski 2002; Walter 2006; Kamrani et al. 2011).

Em montanhas, a composição da comunidade de plantas (Dubuis et al. 2013) e a distribuição das espécies (Gobat et al. 2004) podem ser explicadas pelo pH do solo. A baixa e a elevada acidez do solo acarretam deficiências nutricionais nas plantas, impedindo a liberação de íons essenciais e estimulando a formação de complexos de Fósforo (P) e Nitrogênio (N) com outros íons, respectivamente (Gobat et al. 2004). Em contra partida, a elevada acidez do solo pode melhorar a solubilização de vários metais, tais como Alumínio e Ferro, responsáveis pela toxidez para espécies menos adaptadas (Dubuis et al. 2013).

Em afloramentos de rocha, condições pedológicas, topográficas e microclimáticas predominantes são associadas às elevadas altitudes (Jacobi e Fonseca do Carmo 2011) e envolve alta exposição solar, nebulosidade, ventos constantes, amplitudes térmicas diárias

acentuadas, baixa fertilidade do solo, déficit hídrico e elevada taxa de erosão (SaffordeMartinelli2000;Szarzynski2000; Silva et al. 2006). Em conjunto, estes fatores resultam na formação de solos rasos e com elevada taxa de erosão, ácidos, com baixo conteúdo de argilas, altos níveis de carbono total, baixa retenção hídrica e baixa fertilidade (Porembski e Barthlott 2000; Benites et al. 2007), devido a limitados teores de P e N (Dörrstock et al. 1996).

Afloramentos rochosos contribuem substancialmente para a diversidade vegetal regional (Jacobi e Fonseca do Carmo 2011), sendo reconhecidos como centros mundiais de endemismo (Barthlott et al. 1993; Alvese Kolbek 1994; Porembski et al. 1994; Giuliotti et al. 1997). Para sobreviverem às condições geodáficas estressantes, espécies vegetais exibem adaptações anatômicas, morfológicas, fisiológicas e reprodutivas (Porembski e Barthlott 2000; Porembski 2007), além de diferentes formas de vida de acordo com a classificação de Raunkiaer (1934). Entretanto, ainda são escassos os estudos quantitativos e qualitativos que relacionam os fatores edáficos e vegetacionais dos sistemas rochosos na região tropical, principalmente no território brasileiro. Dos poucos estudos sobre ambientes rupestres a maioria trata da ecologia dos Complexos Rupestres sobre Quartzito e Canga (Giulietti et al. 2000; Vincent 2004; Jacobi et al. 2007; Messias et al. 2012), sendo a ecologia dos Campos de Altitude ainda pouco estudada.

Nas áreas subalpinas úmidas restritas aos picos mais altos e platôs das montanhas do sudeste do Brasil (Serra do Mar, Mantiqueira e Caparaó) encontram-se os Campos de Altitude, com uma área total de aproximadamente 350 Km² (Safford 1999a), associados a afloramentos de rochas graníticas e/ou rochas intrusivas ácidas ricas em sílica e alumínio (Caiafa e Silva 2005). Esses habitats ocorrem acima dos limites das florestas alto-montanas no Domínio da Mata Atlântica, onde predominam extensões variáveis de afloramentos rochosos (Safford e Martinelli 2000), caracterizados pela presença expressiva de líquens, musgos e vegetação herbácea e/ou arbustivas das famílias Asteraceae, Poaceae, Cyperaceae, Orchidaceae, Melastomataceae, entre outras (Safford 1999a). Várias fitofisionomias podem ser observadas além das que estão presentes nos afloramentos de rocha, como os campos propriamente ditos, brejos, bambuzais, florestas de arbustos prostrados (dwarf Forest) e encostas úmidas (Dusén 1995; Safford 1999a). Diante disso, a terminologia sugerida por Semir (1991) de Complexo Rupestre seria a mais adequada, por considerar a heterogeneidade espacial e vegetacional dos Campos de Altitude.

Os Campos de Altitude exibem relativa similaridade florística com formações alpinas equatoriais nos Andes, leste da África e Nova Guiné (Safford 2007). Evidências sugerem que estes ecossistemas foram centros de glaciações locais durante o Quaternário, ou seja, são ambientes, relativamente, antigos do final do Pleistoceno quando o clima frio e seco dominava a porção sudeste da América do Sul (Safford 1999b; 2007). Dois fatores são importantes para explicar o elevado número de espécies endêmicas e a alta diversidade destes ambientes: o isolamento geográfico e a distribuição disjunta que os mesmos apresentam (Pegaleveorg 2008).

Além da topografia e rede de drenagem, fatores edáficos estão relacionados, em grande parte, com a distribuição das espécies vegetais (Brade 1956). Nas montanhas cujas rochas são de origem Pré-Cambriana de embasamento cristalino, como granito-gnaiss, a vegetação sobre os afloramentos rochosos constituem verdadeiros “tapetes”, denominados “ilhas de vegetação” (Medina et al. 2006) ou “ilhas de solo” (Conceição e Pirani 2005). Algumas espécies das famílias Cyperaceae e Velloziaceae, tidas como formadoras de “tapetes”, atuam como facilitadoras no processo de sucessão, fornecendo um substrato sobre o qual as outras plantas podem se desenvolver, devido ao aumento na disponibilidade de água e suporte mecânico (Medina et al. 2006; Ribeiro et al. 2007), uma vez que os solos apresentam certa deficiência físico-química.

Embora estudos tenham sido realizados em áreas de Campo de Altitude, poucos são os que tratam dos processos ecológicos deste ecossistema (Camerik e Werger 1981; Safford 1999a; Scarano 2002; Medina et al. 2006; Ribeiro et al. 2007; Safford 2007), sendo que nenhum destes abordam a influência das características edáficas na distribuição e diversidade das espécies vegetais em áreas de afloramentos rochosos. A maioria são estudos essencialmente florísticos (Brade 1956; Dusén 1995; Segadas-Vianna 1965; Forster e Souza 2013) e relacionados ao clima (Segadas-Vianna 1965; Safford 1999b). Apesar dos Campos de Altitude apresentarem relevância ecológica significativa, caracterizada por elevado índice de endemismo e biodiversidade, bem como alto potencial para o sequestro de carbono, poucos são os estudos sobre a estrutura, formas de vida e, principalmente, a influência do solo na distribuição das espécies. Além disso, afloramentos rochosos, quando comparados a outros tipos de vegetação, são os ambientes mais propensos à extinção, suas características singulares são relevantes para a compreensão dos mecanismos que podem conduzir a este evento (Leão et al. 2014). No Brasil, a maior parte desse ecossistema está abrigado em Unidades de Conservação, porém são poucas as ações conservacionistas, visto que sofrem constantemente com a pressão do turismo e queimadas.

II. Referências Bibliográficas

- Alves, R. J. V.; Kolbek, J. 1994. Plant species in savanna vegetation on table mountains (Campo Rupestre) in Brazil. **Vegetation** **113**:125-139.
- Anderson, M.J.; Crist, T. O.; Chase, J. M.; Vellen, M.; Inouye, B. D. 2010 Navigating the multiple meanings of by diversity a roadmap for practicing ecologist. **Ecology Letters** **14**: 19-28.
- Baraloto, C.; Hérault, B.; Paine, C. E. T.; Massot, H.; Blanc, L.; Bonal, D.; J.F.; Molino, E.; Nicolini, A.; Sabatier, D. 2012. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. **Journal of Applied Ecology** **49**:861-87.
- Benites, V. M.; Schaefer, C. E. G. R.; Simas, F. N. B.; Santos, H. G. 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 569-577.
- Brade, A. C. 1956. "A Flora do Parque Nacional de Itatiaia". **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia** **5**:1-112.
- Buzas, M. A.; Collins, L. S.; Culver, S. J. 2002. Latitudinal difference in biodiversity caused by higher tropical rate of increase. **Proceedings of the National Academy of Sciences** **99**: 7841-7843.
- Caiafa, A. N.; Silva, A. F. 2005. Composição florística e espectro biológico de um Campo de Altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. **Rodriguésia** **56**:163-173.
- Camerik, A. M.; Werger, M. J. A. 1981. "Leaf Characteristics of the Flora of the High Plateau of Itatiaia, Brasil". **Biotropica** **13** (1): 39-48.
- Conceição, A. A.; Pirani, J. R. 2005. "Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: Substrato, composição florística e aspectos estruturais". **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** **23**: 85-111.
- Currie, D. J.; Mittelbach, G. G.; Cornell, H. V.; Field, R.; Guegan, J.-F.; Hawkins, B. A.; Kaufman, D. M.; Kerr, J. T.; Oberdorff, T.; O'Brien, E.; Turner, J. R. G. 2004. Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad scale variation in taxonomic richness. **Ecology Letters** **7**: 1121-1134.
- Dörrstock, S.; Porembski, S.; Barthlott, W. 1996. Ephemeral flush vegetation on inselbergs in the Ivory Coast. **Candollea** **51**: 407-419.
- Dusén, P. K. H. 1995. "Contribuições Para a Flora Do Itatiaia". **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia** **4**: 6-91.
- Dubuis, A.; Giovanettina, S.; Pellisseir, L.; Pottier, J.; Vittoz, P.; Guisan, A. 2013. Improving the prediction of plant species distribution and community composition by adding edaphic to topo-climatic variables. **Journal of Vegetation Science** **24** (4): 593-606.
- Duque, A.; Sánchez, M.; Cavelier, J.; Duivenvoorden, J. 2002. Different floristic composition patterns of woody understory and canopy plants in Colombian Amazonian. **Journal of Tropical Ecology** **18**: 499-525.

- Fonseca do Carmo, F.; Jacobe, C. M. 2013. A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: caracterização e contexto fitogeográfico. **Rodriguésia** **64** (3): 527-541.
- Freitas, C. G.; Dambros, C. S.; Eiserhardt, W. L.; Costa, F. R. C.; Svenning, J. C.; Balsev, H. 2014. Phylogenetic structure of a palm community in the central Amazon: changes along a hydro-edaphic gradient. **Plant Ecology** **215**: 1173-1185.
- Gaston, K. J. 2000. Global patterns in biodiversity. **Nature** **405**: 220-227.
- Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden** **75**:1-34.
- Giulietti, A.M.; Pirani, J.R.; Harley, R.M. 1997. Espinhaço Range Region, Eastern Brazil. In: Davis, S. D.; Heywood, V. H., Herrera Macbryde, O.;Villa-Lobos, J.; Hamilton, A.C. Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation. v.3. The Americas (eds.). **IUCN Publication Unity**. Cambridge. pp.397-404.
- Giulietti, A. M.; Harley, R. M.; Queiroz, L. P.; Wanderley, M. G. L.; Pirani, J. R. 2000. Caracterização e endemismo os campor rupestres da Cadeia do Espinhaço. In: Cavalcanti, T. B.; Walter, B. M. T. **Tópicos Atuais em Botânica**. Brasília. pp. 311-318.
- Gobat, J.M.; Aragio, M.; Matthey, W. (2004). **Fundamentals of soil science and biology**. Science Publisher inc., Enfield, New Hampshire, 602p.
- Guerra, T. N. F.; Rodal, M. J. N.; Lins e Silva, A. C. B.; Alves, M.; Silva, M. A. M.; Mendes, P. G. A. 2013. Influence of edge and topography on the vegetation in an Atlantic Forest remnant in northeastern Brazil. **Journal of Forest Research** **18** (2): 200-208.
- Hawkins, B. A.; 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology** **84**: 3105-3117.
- Jacobi, C. M.; Carmo, F. F.; Vicent, R. C.; Stehmann, J. R. 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity Conservation** **16**:2185-2200.
- Kamrani, A.; Jalili, A.; Naqinezhad, A.; Attar, F.; Maassoumi, A.A.; Shaw, S.C. 2011. Relationships between environmental variables and vegetation across mountain wetland sites, N. Iran. **Biologia** **66**: 76-87.
- Kozłowski, T.T. 2002. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. **Wetlands** **22**: 550-561.
- Leão, T. C. C.; Fonseca, C. R.; Peres, C. A.; Tabarelli, C. 2014. Predicting Extinction Risk of Brazilian Atlantic Forest Angiosperms. **Conservation Biology** **0**: 1-11.
- Medina, B.M.O., Ribeiro, K.T., Scarano, F.R. 2006. "Plant-Plant and Plant- Topography Interactions on a Rock Outcrop at High Altitude in Southeastern Brazil". **Biotropica** **38** (1): 27-34.
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley e Sons, 93p.
- Neri, A. V.; Schaefer, C. E. G. R.; Silva, A. F.; Souza, A. L.; Ferreira-Junior, W. G.; Meira-Neto, J. A. A. 2012. The influence of soils on the floristic composition and community structure of an area of brazilian cerrado vegetation. **Edinburgh Journal of Botany** **69** (01): 1-27.

- Neri, A. V.; Schaefer, C. E. G. R.; Souza, A. L.; Ferreira-Junior, W. G.; Meira-Neto, J. A. A. 2013. Pedology and plant physiognomies in the cerrado, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** **85**: 87-102.
- Peña-Claros, M.; Poorter, L.; Alarcón, A.; Blate, G.; Choque, U.; Fredericksen, T. S. et al. 2012. Soil effects on Forest structure and diversity in a moist and a dry tropical Forest. **Biotropica** **44** (3): 276-283.
- Peper, J.; Pietzsch, D.; Manthey, M. 2010. Semi-arid rangeland vegetation of the Greater Caucasus foothills in Azerbaijan and its driving environmental conditions. **Phytocoenologia** **40**: 73-90.
- Porembski, S.; Barthlott, W.; Dörrstock, S.; Biedinger, N. 1994. Vegetation of rock outcrops in Guinea: granite inselbergs, sandstone table mountains and ferricretes – remarks on species numbers and endemism. **Flora** **189**: 315-326.
- Porembski, S.; Barthlott, W. 2000. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology** **151**: 19-28.
- Porembski, S. 2007. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 579-586.
- Raunkiaer, C. 1934. **The life forms of plants and statistical geography**. Clarendon. Oxford. 632p.
- Ribeiro, K. T.; Medina, B. M. O.; Scarano, F. R. 2007. “Species Composition and Biogeographic Relations of the Rock Outcrop Flora on the High Plateau of Itatiaia, Se- Brazil”. **Revista Brasileira de Botânica** **30** (4): 623-639.
- Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. **Oikos** **65**, 514-527.
- Safford, H. D. 1999a. “Brazilian Paramos I. An Introduction to the Physical Environment and Vegetation of the Campos De Altitude”. **Journal of Biogeography** **26** (4): 693-712.
- Safford. 1999b. ‘Brazilian Paramos II. Macro - and Mesoclimate of the Campos De Altitude and Affinities with High Mountain Climates of the Tropical Andes and Costa Rica”. **Journal of Biogeography** **26** (4): 713-737.
- Safford, H.D., Martinelli, G. 2000. Southeast Brazil.. In: Porembski.S., Barthlott. W. (eds.). **Inselbergs**. Heidelberg, Ecological Studies, v.146. Springer-Verlag. pp. 339-389.
- Safford. 2007. “Brazilian Páramos IV. Pytogeography of the Campos De Altitude”. **Journal of Biogeography** **34** (4): 1701-1722.
- Scarano, F. R. 2002. “Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest”. **Annals of Botany** **90** (4): 517-524.
- Segadas-Vianna, F. 1965. “Ecology of the Itatiaia Range, Southeastern Brazil -Altitudinal Zonation of the Vegetation”. **Arquivos do Museu Nacional** **LIII**: 7- 30.
- Semir, J. 1991. **Revisão taxonômica de Lychnophora Mart. (Vernoniae: Compositae)**. Tese Doutorado em Biologia Vegetal. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 242p.

Silva, I. V.; Meira, R. M. S. A.; Azevedo, A. A.; Euclides, R. M. A. 2006. Estratégias anatômicas foliares de treze espécies de Orchidaceae ocorrentes em um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) - MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**20(3): 741-750.

Szarzynski, J. 2000. Xeric Islands: Environmental Conditions on Inselbergs. In: Porembski, S., Barthlott, W.(eds.). **Inselbergs: biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Berlin: Ecological Studies, v. 146. Springer-Verlag. pp. 37-47.

Tilman, D., Reich, P.B., Isbell, F.2012. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory.**Proceedings of the National Academy of Sciences**109: 10394-10397.

Townsend. A. E.; Asner, G. P.; Cleveland, C. C. 2008. The biogeochemical heterogeneity of tropical Forest. **Trends in Ecology and Evolution** 23 (8): 424-431.

Townsend, C. R.; Begon, M.; Harper, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed. 3ª ed., 2010, 136p.

Veloso, M. D. M.; Nunes, Y. R. F.; Azevedo, I. F. P.; Rodrigues, P. M. S.; Fernandes, L. A.; Santos, R. M.; Fernandes, G. W.; Pereira, J. A. A. 2014. Floristic and structural variations of the arboreal community in relation to soil properties in the Pandeiros river riparian Forest, Minas Gerais, Brazil. **Interciencia** 39 (9): 628-636.

Vincent, R. C. 2004. **Florística, fitossociologia e relação entre a vegetação e o solo em áreas de campos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.119p.

Wiens, J. J.; Donoghue, M. J.2004. Historical biogeography, ecology and species richness. **Trends in Ecology and Evolution**19: 639-644.

Wiens, J. J.; Pyron, R. A.; Moen, D. S. 2011. Phylogenetic origins of local-scale diversity patterns and the causes of Amazonian megadiversity. **Ecology Letters** 14: 643–652.

III. CAPÍTULO 1

DIVERSIDADE E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE CAMPOS DE ALTITUDE NO PARQUE NACIONAL DO CAPARAÓ, MG/ES, BRASIL

RESUMO - Nas áreas subalpinas úmidas restritas aos picos mais altos e platôs das montanhas do sudeste do Brasil encontram-se os Campos de Altitude, ecossistemas que se caracterizam por extensões variáveis de afloramentos rochosos e vegetações herbáceas. O objetivo desse estudo foi determinar padrões de diversidade e estrutura de comunidades vegetais associadas a afloramentos rochosos nos campos de altitude no Parque Nacional do Caparaó, MG/ES, Brasil. Foram alocadas 100 parcelas de 1x1 m distribuídas ao acaso em cada um dos três ambientes, totalizando 300 parcelas. Para comparar a importância de cada espécie foi calculado seu valor de importância. As espécies foram classificadas quanto a forma de vida. Foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, Simpson e equabilidade de Pielou. A similaridade florística entre as áreas foi analisada através do índice de Jaccard. Utilizou-se a análise de rarefação para comparar a riqueza de espécies estimada e observada. Foram construídas curvas de dominância-diversidade, como um método para explorar o tipo de distribuição da relação abundância-espécie, analisadas a partir de cinco modelos, sendo comparados por meio do critério de informação de Akaiake (AIC). A normalidade da distribuição de dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk. Os valores dos parâmetros estruturais da comunidade foram comparados pela função ANOVA, seguido do teste a posteriori de Tukey. A riqueza de espécies e os índices de diversidade foram analisados pela PERMANOVA. Para verificar se os espectros biológicos e vegetacionais diferem entre as áreas aplicou-se o teste qui-quadrado X^2 . Foram amostradas 58 espécies, pertencentes a 49 gêneros e 32 famílias. Entre as áreas existem diferenças significativas entre a riqueza, abundância e cobertura. O índice de diversidade de Shannon-Wiener permaneceu entre 3,00-2,76 e equabilidade de Pielou com dois valores 0,77 e 0,75. As curvas de dominância-diversidade apresentaram distribuição log-normal e geométrica. A proporção do número de espécies por forma de vida foi similar entre as áreas, entretanto o espectro vegetacional foi diferente, com destaque para as espécies hemicriptófitas. Dessa forma, a pequena diferença altimétrica entre as áreas parece ser um fator importante na estruturação das comunidades.

Palavras-chave: vegetação de montanha, afloramento rochoso, forma de vida, gradiente altitudinal

ABSTRACT- (Diversity and structure of the Campos de Altitude vegetation of the Caparaó National Park, MG/ES states, Brazil). High Altitude Grasslands can be found in the subalpine wet areas restricted to the highest mountain peaks and plateaus of Southeastern Brazil. In these habitats, rocky outcrops of variable extension predominate, and are widely recognized as worldwide centers of endemism. The aim of this study was to determine and compare diversity and structure patterns in plant communities associated with rocky outcrops from the high altitude grasslands of the Caparaó National Park, MG/ES states, Brazil. For that, 100 plots (1x1 m) were randomly distributed across each of the three environments, thus totaling 300 plots. In order to compare the importance of each species, their importance value was calculated. Species were classified according to their life-forms. Shannon-Wiener's and Simpson's diversity indexes were calculated, as well as Pielou's evenness. The floristic similarity between the areas was analyzed through Jaccard's index. The rarefaction analysis (species-area relationship) was used to compare the estimated species richness with the observed one. Additionally, dominance-diversity curves were constructed, as a method used to explore the type of distribution of the species-abundance relationship, analyzed with five models and compared using the Akaike information criterion (AIC). The normality of data distribution was verified through Shapiro-Wilk's test. Values on the community structural parameters were compared with the ANOVA function followed by a Tukey's post hoc test. Species richness and diversity indexes were analyzed by PERMANOVA. To verify whether biological and vegetation spectra differed between areas, the chi-squared (X^2) test was used. A total of 58 species belonging to 49 genera and 32 families were sampled. The rarefaction curves showed a tendency to stabilization of the asymptote at approximately 75 of the sampled units in all areas. There are significant differences between the areas regarding species richness, abundance and coverage. Shannon-Wiener's diversity index ranged between 3.00 and 2.76, while Pielou's evenness index showed the values of 0.77 and 0.75. The dominance-diversity curves showed log-normal and geometric distributions. The proportion of the number of species per life-form was similar between the areas, with the hemicryptophytes showing the highest values. The vegetation spectrum, however, differed. The slight altimetric difference between the areas seems therefore to be an important factor determining the structure of the plant communities.

Keywords: mountain vegetation, rocky outcrops, life-forms, altitudinal gradient.

INTRODUÇÃO

Ecosistemas de montanha ocupam aproximadamente 12% da superfície terrestre (Körner et al. 2010). Tendo em vista seu amplo espectro de condições ambientais (i.e. topograficamente e geologicamente), suportam cerca de um quarto de toda diversidade biológica global (Spehn et al. 2006), sendo caracterizados por um

elevado endemismo de espécies e provisão contínua de serviços ecossistêmicos (Körner et al. 2005). Dentre as regiões montanhosas, as tropicais e subtropicais correspondem aos principais centros de diversidade de plantas (Barthlott et al. 2005). Nessas regiões, variações nas comunidades vegetais estão relacionadas não somente à altitude (Baruch 1984; Körner 2005, 2007), mas também a fatores locais, como topografia, condições geodáficas e histórico do uso da terra (Cingolani et al. 2003; Mediola et al. 2004; Gallardo-Cruz et al. 2009; Valencia et al. 2013) representando assim, um gradiente ambiental complexo.

A temperatura, dentre os fatores climáticos, apresenta-se como um dos principais determinantes da estratificação de comunidades vegetais altomontanas (Troll 1968; Körner et al. 2009), uma vez que mudanças no seu regime definem a ocorrência de cinturões de vegetação caracterizados por diferentes composições de espécies e abundâncias (Sarmiento et al. 1986; Gentry 1995). Distinto do que ocorre nos ambientes alpinos temperados, regiões montanhosas na região tropical, apresentam oscilações diárias de temperatura mais acentuadas do que as sazonais (Janzen 1967; Ohsawa 1995), com espécies altamente adaptadas às amplitudes de variação térmica entre o dia e a noite. Entretanto, independente da diferença latitudinal, entre ambas as regiões existem similaridades climáticas definidoras da composição florística dominante da paisagem (Safford et al. 1999b, 2007), comprovadas pela correlação positiva entre o aumento altitudinal e a dominância de táxons de origem temperada em regiões alpinas tropicais (Safford et al. 2007).

No leste da América do sul, o único representante dos trópicos úmidos frios, é conhecido como campos de altitude (Safford 1999a,b). Esse ecossistema encontra-se nas áreas restritas aos picos mais altos e plâtos das montanhas do sudeste do Brasil (Serra do Mar, Mantiqueira e Caparaó), com uma área total de, aproximadamente 350 Km² (Safford 1999a), associados a rochas do complexo cristalino (granitos e gnaisses) (Benites et al. 2007).

Os campos de altitude correspondem a campos (grasslands) associados a afloramentos rochosos acima de 1.700 m (Safford e Martinelli 2000), caracterizados como “ilhas” de clima temperado inseridos no domínio da Mata Atlântica, com uma vegetação peculiar, marcada pelo elevado endemismo e diversidade, bem como acentuadas similaridades com a flora tropical Andina (Safford et al. 2007). Seu alto número de espécies pode ser decorrente da sua elevada heterogeneidade ambiental, uma vez que o amplo espectro topográfico dos afloramentos rochosos permite que plantas

com requerimentos diferentes ocorram próximas uma das outras e/ou em mosaicos (Ribeiro et al. 2007; Speciale e Ezcurra 2012). Além da topografia, a rede de drenagem e fatores edáficos influenciam a distribuição das espécies (Brade 1956). Dessa forma, diferentes fisionomias podem ser encontradas, além das presentes nos afloramentos de rocha, como os campos propriamente ditos, arbustais (Tinti et al. 2015), brejos, bambuzais e encostas úmidas (Dusén 1995; Safford 1999a), caracterizando o que Benites et al. (2003) classificou como Complexos Rupestres de Altitude (High Altitude Complexos Rocky).

No Brasil, a maior parte desse ecossistema está abrigado em Unidades de Conservação, porém são poucas as ações conservacionistas, visto que sofrem constantemente com a pressão do turismo e queimadas. Afloramentos rochosos, quando comparados a outros tipos de vegetação, são os ambientes mais propensos à extinção (Leão et al. 2014), suas características singulares, como o elevado número de espécies microendêmicas, são relevantes para a compreensão dos mecanismos que podem conduzir a este evento, principalmente em relação a mudança climática global (Speciale e Ezcurra 2012; Bitencourt et al. 2016). Estudos ecológicos nas comunidades vegetais associadas aos afloramentos rochosos nos campos de altitude, ainda são escassos (Camerik e Werger 1981; Safford 1999a; Scarano 2002; Caiafa e Silva 2005; Medina et al. 2006; Ribeiro et al. 2007; Safford 2007), principalmente os relacionados com a diversidade, estrutura e formas de vida. A maioria são essencialmente florísticos (Brade 1956; Dusén 1995; Segadas-Vianna 1965; Mucochinski e Scheer 2008; Rezende et al. 2013; Forster e Souza 2013; Tinti et al. 2015) e relacionados ao clima (Segadas-Vianna 1965; Safford 1999b). Segundo Caiafa e Silva (2007), existe uma carência de estudos de comparação, dificuldade de amostragem, além da necessidade de adaptar os métodos fitossociológicos para amostrar vegetação sobre afloramentos rochosos, uma vez que a heterogeneidade de habitats dificulta análises estruturais das comunidades vegetais. Portanto, estudos ecológicos em comunidade vegetais associadas aos afloramentos rochosos brasileiros, principalmente nos campos de altitude, são importantes para ampliar o conhecimento fitogeográfico do país, bem como delinear estratégias e ações para a conservação da biodiversidade desse ecossistema.

A flora rupícola brasileira caracteriza-se pela sua distinta e restrita composição de espécies, que afloramentos rochosos geograficamente próximos exibem inventários florísticos diferentes (Barthlott et al. 1993). Dessa forma, os objetivos do presente estudo foram determinar e comparar padrões de diversidade e estrutura de comunidades

vegetais, bem como o espectro biológico e vegetacional de três áreas de afloramento rochoso em campos de altitude, no Parque Nacional do Caparaó, Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em áreas de campo de altitude no Parque Nacional do Caparaó localizado na Serra do Caparaó, região da Mantiqueira setentrional, sudeste do Brasil (RADAMBRASIL 1983). A Unidade de Conservação possui uma área total de 31.853 ha entre as coordenadas 20°19' - 20°37' S e 41°43' - 41°53' W, na divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (IBGE 2011; Mazine e Souza 2008). O Parque apresenta as maiores altitudes do lado leste da América do Sul, com cinco dos dez picos mais altos do país, entre eles o Pico da Bandeira com 2.892 m (3° mais alto Brasil), Pico do Calçado a 2.849 m (5°) e Pico do Cristal a 2.769 m (9°) (IBGE 2004). Além disso, destaca-se por apresentar extensões variáveis de afloramentos rochosos, em torno de 2.000 m de altitude, onde se encontra os campos de altitude (Figura 1).

De acordo com a classificação de Köppen (1984), o clima da região é tropical de altitude (CWb), com temperatura média anual de 13 °C (ca. 0,55°C/100 m de altitude; Safford 1998b) e precipitação média anual variando entre 1.000 mm e 1.500 mm (Safford 1999b, 2001). O substrato geológico é Pré-cambriano e envolve rochas metamórficas de médio a alto grau, principalmente gnaisse soerguido ao longo de falhas durante o Terciário e o princípio do Quaternário (Safford 1999a). As principais classes de solos correspondem a Cambissolo Húmico Distrófico, Neossolo Litólico Húmico, Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico Húmico e Organossolo Háplico Hêmico (Rodrigues 2010).

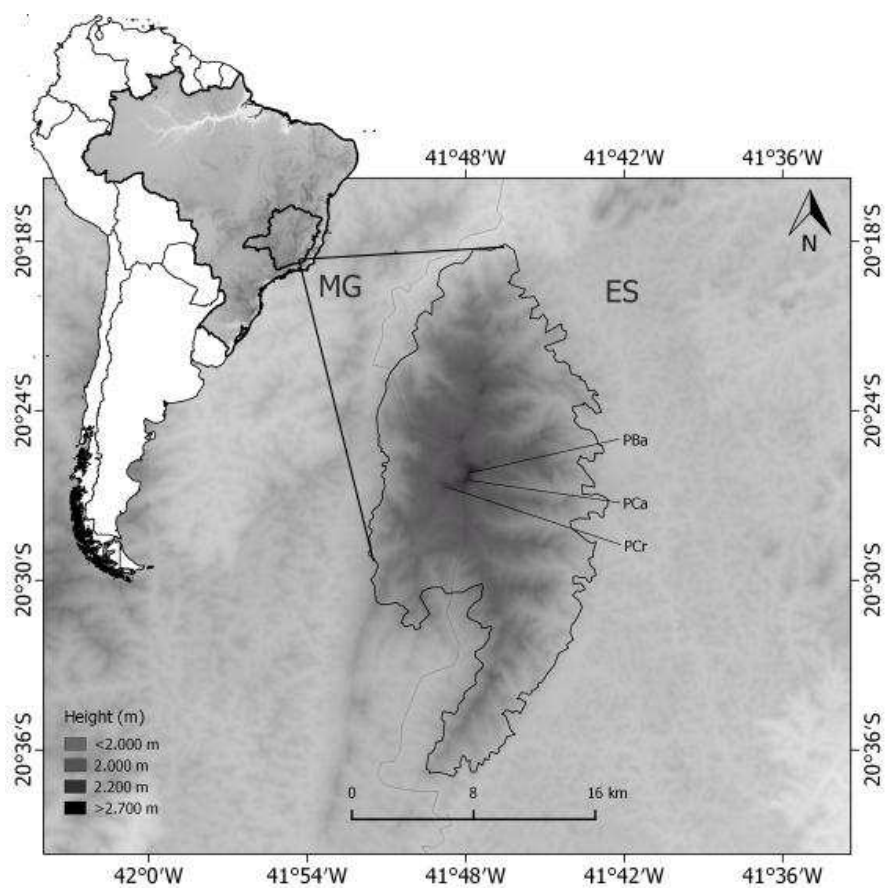


Figura 1- Área de estudo no Parque Nacional do Caparaó, Estados de Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. Em destaque as três áreas de amostragem da vegetação: Pico do Cristal (PCr); Pico do Calçado (PCa); Pico da Bandeira (PBa). A distância relativa entre picos é: PBa-PCa: 530 m; PCa-PCr: 1.390 m; PCr-PBa: 1.670 m.

Coleta de dados

A descrição da diversidade e estrutura da vegetação foi realizada em áreas de afloramento rochoso nos três picos: Pico da Bandeira, Pico do Calçado e Pico do Cristal (Figura 2).



Figura 2 - Áreas amostradas no Parque Nacional do Caparaó, Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. A: Pico do Cristal; B: Pico do Calçado; C: Pico da Bandeira.

A amostragem das espécies de plantas vasculares foi feita de junho a setembro de 2014, alocando 100 parcelas de 1 m² (1 x 1m) distribuídas aleatoriamente em cada uma das três áreas, totalizando 300 parcelas (300 m²). A estrutura da comunidade foi avaliada pela escala de valor de cobertura e abundância proposta por Braun-Blanquet (1979), no qual a cobertura das espécies em cada parcela foi determinada por sua projeção horizontal sobre o solo. Foi realizada a contagem de indivíduos por espécie em cada parcela. Para as espécies que apresentaram crescimento cespitoso, cada touceira foi considerada um indivíduo.

As espécies amostradas foram classificadas quanto à forma de vida de acordo com o sistema proposto por Raunkier (1934) adaptado por Braun-Blanquet (1979). Os resultados foram expostos em gráficos relativos ao espectro vegetacional e florístico, correspondentes ao número de indivíduos e espécies por forma de vida, respectivamente (Raunkier 1934).

Análise de dados

A estrutura fitossociológica foi descrita segundo Braun-Blanquet (1979) e Kent (2012) no qual para comparar a importância de cada espécie foi calculado seu valor de importância (VI) dado pela soma da densidade relativa (DR), frequência relativa (FR) e cobertura relativa (CR). Para cada área foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, Simpson e equabilidade de Pielou (Magurran 2004). A similaridade florística entre as áreas foi calculada através do índice de Jaccard (Magurran 1988). Utilizou-se a análise de rarefação, por meio da construção de curvas de acumulação de espécies (relação espécie-área) e do estimador de riqueza não paramétrico Chao1, com a finalidade de comparar a riqueza de espécies estimada e observada entre as áreas amostradas. Estimadores não paramétricos podem ser utilizados para calcular o número total espécies não detectados nas amostras, a partir dos dados de abundância ou presença e ausência das espécies (Chao 2005). O estimador Chao1 possui a vantagem de incluir o número de espécies raras das amostras (Chao 1984, 2009), o que neste tipo de ambiente têm sido característico (Safford 2007; Silveira et al. 2015). As curvas foram construídas por meio do método de aleatorização com 1.000 permutações utilizando o software EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013). A distribuição dos valores de riqueza estimados para as unidades amostrais por meio das permutações foram inseridos na curva de acumulação de espécies com seus respectivos intervalos de confiança a 95%.

As curvas de dominância-diversidade, como um método para explorar o tipo de distribuição da relação abundância-espécie nas três áreas (Whittaker 1965), foram analisadas a partir de cinco modelos, o geométrico, nulo, lognormal, zipf e mandelbrot. Foi utilizada a máxima verossimilhança dos modelos para compará-los por meio do critério de informação de Akaiake (AIC). O melhor entre os modelos comparados tende a possuir o menor valor de AIC, como foi o caso do lognormal (PCr) e geométrico (PCa e PBa), com a indicação das suas respectivas equações e valores de ajuste da regressão (Akaike 1973). As análises foram realizadas no programa R versão 2.15.1 (R Development Core Team 2012) utilizando o pacote “Vegan” (Oksanen et al. 2013).

A normalidade da distribuição de dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk. Os valores dos parâmetros estruturais da comunidade (abundância e cobertura) foram comparados entre as áreas amostradas pela função ANOVA (One-way analysis), seguido do teste a posteriori de Tukey (HSD=0,05). A riqueza de espécies e índices de diversidade foram analisados por meio de uma análise de variância permutacional de duas vias (PERMANOVA +). Para verificar se os espectros biológicos e vegetacionais diferem entre as áreas aplicou-se o teste qui-quadrado X^2 . Essas análises foram realizadas no software Statistic version 10.0 (StatSoft Inc. 2011).

RESULTADOS

Diversidade de espécies

Foi amostradas 58 espécies nas três áreas, pertencentes a 49 gêneros e 32 famílias. O número de espécies diminuiu, proporcionalmente com o incremento da altitude: PCr (49) > PCa (44) > PBa (38) (Figura 3). As famílias mais ricas e de grande expressividade em todos os picos foram Asteraceae e Poaceae, com destaque para a primeira, PCr (13spp e 5spp), PCa (13 e 4) e PBa (11 e 3). Do número total de espécies, 13 (22,41%) apresentaram ocorrência única, 28 (48,27%) ocorreram nas três áreas e 17 (29,31%) foram comuns a duas áreas (Figura 3). As similaridades florísticas pelo índice Jaccard entre as áreas foram elevadas: PCr e PCa (66%) > PCr e PBa (64%) > PCa e PBa (57%).

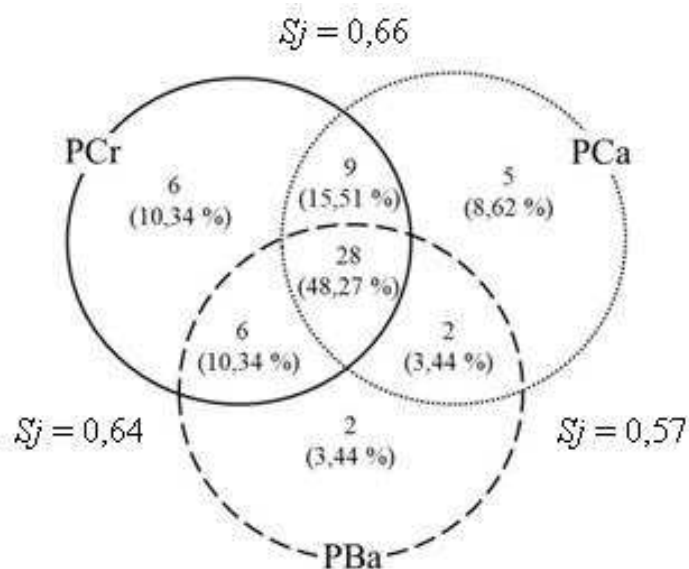


Figura 3 - Diagrama de Venn produzido a partir das espécies compartilhadas e exclusivas entre as três áreas amostradas no Parque Nacional do Caparaó, Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. Pico do Cristal (PCr); Pico do Calçado (PCa); Pico da Bandeira (PBa). S_j = índice de Similaridade de Jaccard entre os pares de estratos indicado.

As curvas de acumulação de espécies apresentaram tendência à estabilização da assíntota aproximadamente a partir das 75 unidades amostrais em todas as áreas (Figura 4). Essas mantiveram um padrão semelhante ao estimador sem maiores diferenças por áreas, com valores estimados ligeiramente maiores que os observados. Entretanto, entre as áreas encontram-se diferenças na riqueza esperada e observada (ANOVA: $F_{4,58}$, $p < 0,0001$).

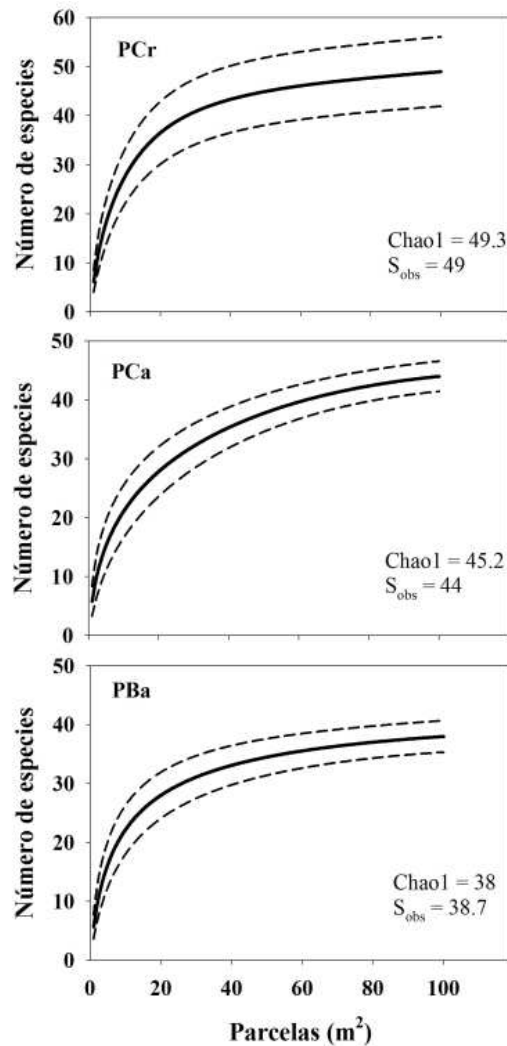


Figura 4. Curva de acumulação de espécies com base no esforço de amostragem (100 m² em cada área) realizado nas três áreas, Parque Nacional do Caparaó, Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. Pico do Cristal (PCr); Pico do Calçado (PCa); Pico da Bandeira (PBa). Linha preta sólida (S) e linhas tracejadas (intervalo de confiança de 95%). S_{obs}, riqueza de espécies observada. Chao1, riqueza de espécies estimada.

Estrutura da comunidade

As curvas de dominância-diversidade apresentaram distribuição log-normal para o PCr e geométrica para o PCa e PBa (Figura 5). Ao longo da categoria de espécies, o PCr apresentou maiores valores em relação as outras áreas após as 10 espécies mais abundantes. Poaceae1, Eryngium elegans, Baccharis opuntioides, Gaylussacia caparoensis, Chusquea baculifera e Paepalanthus caparoensis foram às espécies comuns as três áreas com maior número de indivíduos. Essas estiveram entre as 10 espécies com maior valor de importância (VI), com 34,60% (PCr) < 40,82% (PBa) < 58,63% (PCa), em função dos maiores valores relativos de cobertura, frequência e

densidade (ANEXO; Tabela 1). O índice de Shannon-Wiener (H') para as três áreas permaneceu entre 3,00 e 2,76 e Equabilidade de Pielou (J) com apenas dois valores (0,77 e 0,75) (Tabela 1).

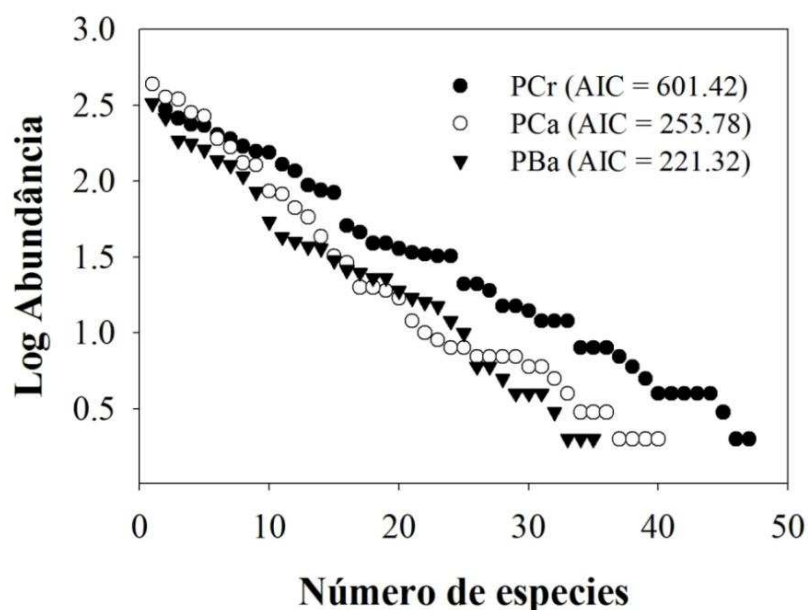


Figura 5 - Padrão da relação dominância-diversidade nas três áreas amostradas ($n=3$), considerando a abundância relativa das espécies em todas as parcelas de cada área ($n=100$) no Parque Nacional do Caparaó, Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. Pico do Cristal (PCr) (distribuição log-normal); Pico do Calçado (PCa) e Pico da Bandeira (PBa) (distribuição geométrica). Modelos estimados a partir da função Rad do R baseado nos menores valores obtidos pelo critério de informação Aikike's (AIC).

Tabela 1. Funções das regressões exponenciais das curvas de dominância-diversidade das três áreas do Parque Nacional do Caparaó, Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. Pico do Cristal (PCr) (distribuição log-normal); Pico do Calçado (PCa) e Pico da Bandeira (PBa) (distribuição geométrica). Apresentam-se valores do coeficiente de determinação (r^2) e riqueza (S), estimador não paramétrico (Chao1), índice de diversidade Shannon (H'), Simpson (D), e equabilidade de Pielou (J).

	Equação	r^2	S	Chao1	H'	D	J
PCr	$y = 3.2693e-0.04x$	0,92	49 ^a	49,33 ^a	3,00	0,07	0,77
PCa	$y = -0.0618x + 2.5714$	0,97	44 ^b	45,20 ^b	2,86	0,07	0,75
PBa	$y = -0.063x + 2.4876$	0,98	38 ^c	38,75 ^c	2,76	0,09	0,75

*Letras diferentes na mesma coluna significam diferenças significativas ($p < 0,05$)

Entre as áreas existem diferenças entre os valores de abundâncias (PERMANOVA: $F_{28,79}$; $p < 0,0002$) e coberturas relativas das principais espécies

(PERMANOVA: $F_{18,21}$; $p < 0,0002$). Além das espécies dominantes expressadas nas curvas dominância-diversidade (Figura 5), *Bulbostylis* sp. e *Achyrocline satureioides* também se destacam em relação a esses dois parâmetros estruturais da comunidade, mostrando tendências à variar a abundância e cobertura em relação à altitude. O padrão de distribuição da abundância entre as espécies dominantes é relativamente uniforme, contudo existem diferenças em pelo menos em uma das áreas (ANOVA: $F_{4,75}$, $df= 116$, $p < 0,001$). Destaca-se que *Bulbostylis* sp. é a única espécie a apresentar o maior valor de abundância no PCr em relação as demais espécies e reduzido valor em PBa em relação à PCr (Figura 6). As coberturas relativas entre as espécies dominantes mantiveram-se com amplitude de valores semelhantes quando comparadas entre si, embora com diferenças entre as áreas quando analisadas isoladamente (ANOVA: $F_{5,2}$, $df= 116$, $p < 0,001$). As espécies que apresentaram altos valores de cobertura em todas as áreas foram *Poaceae* sp. 1, *Eryngium elegans*, *Chusquea baculifera*, bem como *Bulbostylis* sp. (Figura 6).

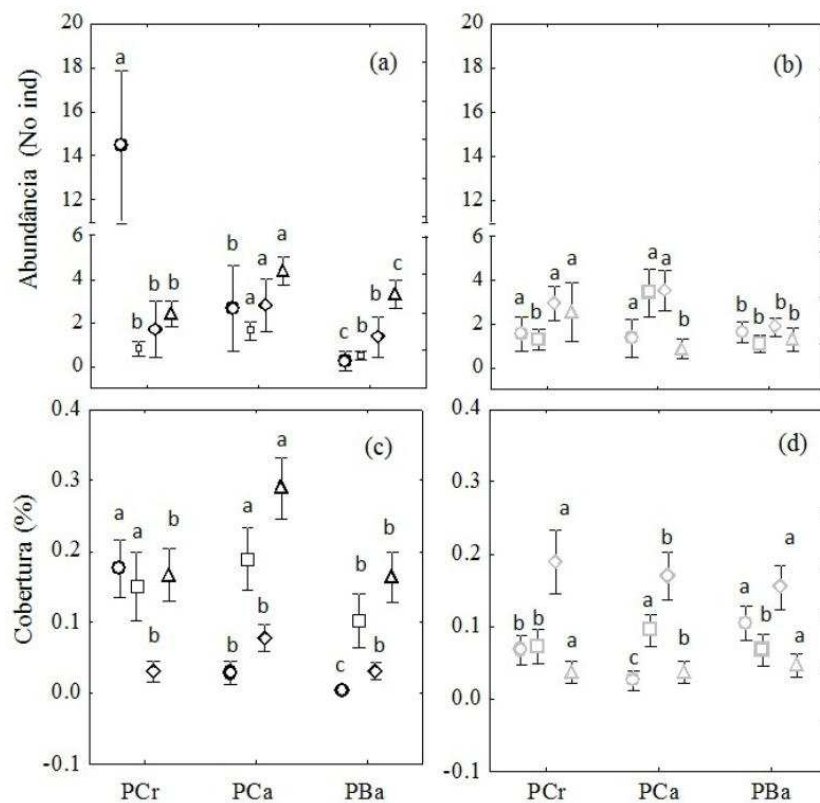


Figura 6-Padrão de abundância e cobertura das espécies mais dominantes da comunidade do Parque Nacional do Caparaó, Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. (○) *Bulbostylis* sp., (□) *Chusquea baculifera*, (◇) *Paepalanthus caparoensis* e (Δ) *Poaceae* sp. 1. (◊) *Achyrocline satureioides*, (◻) *Baccharis opuntioides*, (◊) *Eryngium elegans*, (Δ) *Gaylussacia caparoensis*. Indicam-se os valores médios \pm DP com letras iguais sem

diferença significativa (Tukey = 0.05). Cores: Preto (Hemicriptófitas) e cinza (Caméfitas).

Forma de vida

A proporção do número de espécies por forma de vida foi similar entre as áreas ($X^2_{5,76}$, $p > 0,001$), contudo o espectro vegetacional foi diferente ($X^2_{481,77}$, $p < 0,001$). O espectro biológico apresentou predominância de hemicriptófitas, seguidas por caméfitas e nanofanerófitas que corresponderam a 89,79%, 90,89% e 89,47% da riqueza total para o PCr, PCa e PBa, respectivamente. Assim, também se destacaram por ter mais de 93% do número de indivíduos para cada pico amostrado (Figura 7). As espécies dominantes da comunidade estão distribuídas proporcionalmente nas formas de vida hemicriptófitas e caméfitas (Figura 6).

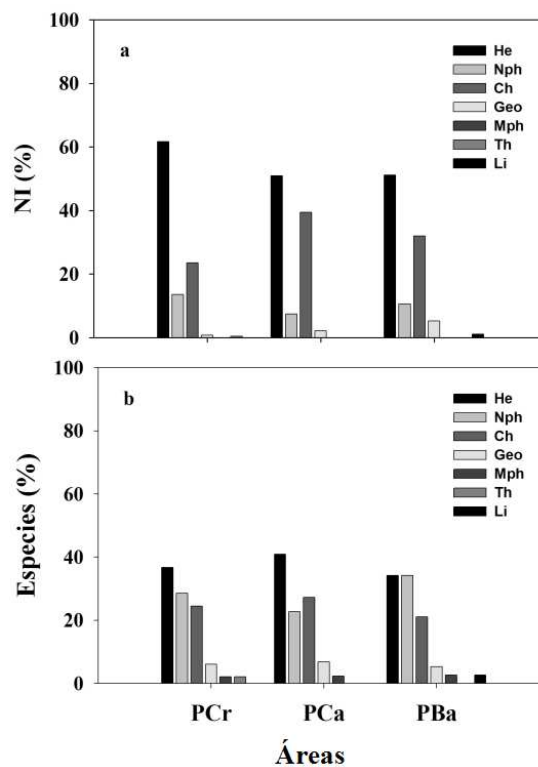


Figura 7 – Espectro vegetacional e biológico amostrado nas três áreas do Parque Nacional do Caparaó, Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. a) Número de indivíduos por forma de vida; b) Número de espécies por forma de vida. Pico do Cristal (PCr); Pico do Calçado (PCa); Pico da Bandeira (PBa). Hemicriptófitas (He); Nanofanerófitas (Nph); Caméfitas (Ch); Geófitas (Geo); Microfanerófitas (Mph); Terófitas (Th); Lianas (Li).

DISCUSSÃO

Os resultados revelaram informações florísticas e estruturais relevantes para o conhecimento de comunidades sobre afloramentos rochosos em elevadas altitudes. De uma forma geral, a pequena diferença altimétrica entre as áreas parece ser um fator importante no que diz respeito às alterações significativas na composição, diversidade e estrutura das três comunidades de campos de altitude. Além disso, espécies que apresentaram um sistema de brotamento ao nível do solo, se destacaram no contexto deste trabalho, no que diz respeito ao espectro biológico e vegetacional.

A alta riqueza florística por unidade de área dos picos, corroboram padrões fitogeográficos reportados em trabalhos pioneiros no Brasil (Safford 2007), sendo atribuído a elevada heterogeneidade ambiental em uma pequena escala espacial (Ribeiro et al. 2007), com diferentes tipos de habitats que se configuram em uma matriz ecológica. Esse padrão tem sido descrito em ecossistemas de montanhas neotropicais, como os que ocorrem em quartzito, conhecidos por “Campo Rupestre” (Barbosa et al., 2015; Silveira et al., 2015; Bitencourt et al., 2016), em canga nos “Campos Rupestres ferruginosos” (Nunes et al. 2015), granito nos “Campo de Altitude” (Tinti et al. 2015), gnaisse e granito dos “Inselbergs” (Safford e Martinelli 2000; Porembski 2007; Groger e Huber 2007), bem como nos páramos andinos (Hernández e Monasterio 2006; Cuello et al. 2010; Londoño et al. 2014), e Tepuis na região da Guayana no norte da América do Sul (Sklenár e Balslev 2005; Vegas-Vilarrúbia et al. 2012).

Fundamentado nas características geológicas similares e pequena distância entre as áreas, apontamos que, provavelmente o efeito da altitude sobre a variação regional da temperatura poderia atuar como o principal fator ambiental determinante das diferenças existentes na riqueza, com notável padrão de decréscimo no número de espécies com o aumento altitudinal ($PCr > PCa > PBa$). Entre as áreas extremas (PCr e PBa) existe uma diferença altitudinal de 123 m, que corresponderia a uma diminuição na temperatura de, aproximadamente 0,67 °C. Esse padrão tem sido observado para campos de altitude no Brasil com uma variação média de 0,55 °C a cada 100 m (Safford 1998b) e diferentes ecossistemas de montanhas tropicais com oscilações entre 0,50 °C e 0,70 °C (Sarmiento 1986; McCain e Grytnes 2010).

A composição florística dos campos de altitude da Serra do Caparaó apresenta-se com elevada similaridade ao nível de famílias e gêneros botânicos com outras montanhas do Brasil de amplitude altitudinal semelhante (1.900 - 2.800 m), como a Serra do Itatiaia, Serra dos Órgãos e Serra do Brigadeiro (Safford 1999a, 2007; Caiafa e

Silva 2007; Ribeiro 2007). Contudo, em nível específico as semelhanças entre esses ecossistemas são pequenas (Tinti et al. 2015), assim como entre áreas adjacentes de baixa e média elevação (Safford et al. 2007). Segundo Safford et al. (2007), em uma escala mais ampla, as relações entre espécies de campo de altitude são mais pronunciadas com áreas andinas tropicais, sendo explicadas, principalmente pelas similaridades climáticas resultantes do gradiente altitudinal.

Asteraceae e Poaceae apresentaram uma maior representatividade de táxons, em concordância com padrões semelhantes de distribuição e dominância de ambas as famílias nos ambientes citados anteriormente. As análises proporcionais dessas famílias são similares ao encontrado por Safford (1999a) durante avaliação fitogeográfica dos campos de altitude na Serra do Itatiaia e Serra dos Órgãos, as quais apresentaram maior relevância (aproximadamente 20% e 5% do total das espécies, respectivamente). Com a mesma importância relativa do presente estudo. Ambas as famílias foram descritas por Cuello et al. (2010) dentre as quatro famílias com mais de 50% de similaridade entre si e com maior número de espécies em oito páramos (3.000 - 4.000 m) distribuídos na Costa Rica, Panamá, Venezuela, Colômbia e Equador. No entanto, em altitudes superiores a 4.000 m, nos superpáramos do Equador, a composição altera-se com a dominância de famílias mais tolerantes às baixas temperaturas, concluindo-se que diferenças florísticas entre superpáramos dos Andes são devido, principalmente ao efeito da umidade (Sklenár e Balslev 2005). Em outros ecossistemas de montanhas somente Asteraceae, juntamente com outras famílias, apresentaram maior relevância, como nos Tepuis Chimantá da Guyana (Rull 2005; Nogue et al. 2009) e na Serra do Brigadeiro, onde as famílias mais ricas foram Orchidaceae (15 espécies), seguida por Asteraceae (13) (Tinti et al. 2015). Esses autores sugerem que variações geodáficas são determinantes na composição de espécies nesses ambientes.

As curvas de acumulação de espécies observadas neste estudo refletem o mesmo padrão descrito em diferentes comunidades ecológicas (Magurram 2011; Gotelli e Colwell 2011), as quais a diversidade aumenta com relação ao número de unidades amostrais. Deste modo, a estabilização das curvas da riqueza observada e estimada para as três áreas indicou que o tamanho amostral foi suficiente para alcançar a riqueza total da comunidade. Em regiões tropicais, mesmo com um elevado esforço amostral, a definição dos limites da comunidade torna-se difícil, uma vez que a riqueza e raridade das espécies são elevadas (Gotelli e Colwell 2011). Entretanto, neste estudo, apesar de apresentar uma alta diversidade e expressivo número de espécies raras, atinge uma área

mínima necessária para representar a comunidade local. Padrão similar foi encontrado em outros afloramentos rochosos granito-gnáissico (Meirelles et al. 1999) e quartzítico da região sudeste do Brasil (Maracahipes et al. 2011), bem como num páramo venezuelano (Cáceres et al. 2014), sugerindo que este padrão pode estar relacionado com a maior heterogeneidade ambiental numa pequena escala espacial (Safford 2007; Ribeiro et al. 2007; McCain e Grytnes 2010; Magurran 2011).

A riqueza estimada foi ligeiramente superior àquela observada, contudo, a diferença entre ambas diminui na medida em que se aumentou o esforço amostral para o PCr e PBa. No PCa essa diferença manteve-se maior ao longo da amostragem, possivelmente devido à ocorrência de um grande número de espécies com baixa frequência e poucos indivíduos, as quais corresponderam, aproximadamente a 1/4 da riqueza total. O número de espécies presentes em poucas amostras e em menor número é relevante na definição das estimativas de riqueza de espécies (Chao et al. 2009). Assim, estimadores não paramétricos, como o Chao 1, podem utilizar informações acerca do número de espécies raras, presentes em uma ou duas unidades amostrais (Chao et al. 2005), bem como as infreqüentes existentes em até dez amostras (Magurran 2003; Gotelli e Colwell 2011). Portanto, segundo Magurran (2011), este estimador irá exceder cada vez mais a riqueza observada conforme a frequência de espécies representadas por apenas um indivíduo aumenta.

Em contrapartida, o PCr exibiu maior aproximação das riquezas e elevado intervalo de confiança, ou seja, em comparação aos outros picos estudados, além das curvas alcançarem uma rápida saturação, existe uma maior variação entre o número de espécies com poucos indivíduos e as dominantes da comunidade. Dentre as espécies com maior dominância, *Bulbostylis* sp. foi a responsável pelo contraste existente em relação à abundância. Nessa área, a maioria das espécies apresentou abundâncias intermediárias, sendo poucas as raras e com elevado número de indivíduos. Assim, tem sido demonstrado que as espécies dominantes apresentam maior capacidade de ocupar uma maior amplitude do nicho em relação às localmente restritas com requerimentos ambientais específicos do gradiente (Brown 1984), o que poderia ser analisado parcialmente para cada sitio por meio da relação dominância-diversidade da comunidade. No entanto, uma análise das interações planta-planta para conhecer o balanço e dinâmica entre facilitação e competição ao longo dos gradientes ambientais dos campos de altitude, seria relevante na compreensão da estrutura e estabilidade das comunidades.

O padrão de distribuição do número de indivíduos por espécies no PCr é mostrado pelo ajuste significativo da curva dominância-diversidade na tendência log-normal, descrita inicialmente em termos estatísticos por Preston (1948), o que, de acordo com Sugihara (1980) está associado com o modelo biológico, no qual o espaço de nicho total é dividido sequencialmente entre às espécies da comunidade, em frações proporcionais às abundâncias das espécies, separando-as em grupos desde as mais dominantes até as mais raras. Em geral, comunidades que se ajustam à distribuição log-normal exibem maior diversidade de espécies e nichos ecológicos (Krebs 1999). Dentre outros fatores, como apontado pela literatura, poderia ser uma evidência de comunidades preservadas, sem impactos antrópicos significativos (Garibotti et al. 2013). O ajuste à serie geométrica para o PCa e PBa, explica adequadamente o padrão de distribuição de abundância das espécies em função da partição proporcional de recursos, no qual a abundância de uma espécie pode ser equivalente à porção do “espaço do nicho pré-ocupado” pelas espécies dominantes até as espécies raras (Ferreira e Petreire 2008; Magurran 2011). Ao contrário da distribuição log-normal, o modelo geométrico prevê uma maior proporção de espécies raras, e uma pequena proporção destas com elevado número de indivíduos, sendo característica de comunidades, sobretudo em ambientes com condições extremas, baixa diversidade de espécies ou estágios iniciais de sucessão pós-distúrbio (Magurran 2011), o que se aplica às duas comunidades estudadas, áreas com condições ambientais extremas e sob pressão antrópica por serem áreas extremamente visitadas por turistas.

O padrão de distribuição de dominância-diversidade observado corrobora os altos valores de equabilidade e baixa dominância nas comunidades estudadas, embora as diferenças existentes na equabilidade mantenham-se com semelhante padrão da riqueza específica em relação à altitude (PCr > PCa > PBa) e com, relativamente a mesma dominância entre as áreas. Isto poderia indicar comunidades relativamente estáveis quanto à distribuição das suas abundâncias e recursos do nicho, porém seria necessário avaliar a variabilidade da equabilidade e dominância ao longo do tempo, segundo a variabilidade climática dos campos de altitude. Alguns estudos sugerem que a heterogeneidade ambiental gerada pela complexidade topográfica dos ecossistemas de montanhas, pode ser essencial para a persistência da diversidade em cenários de mudanças climáticas futuras (Willis e Bhagwat 2009).

O PBa, por ser o terceiro ponto mais alto e com maior acessibilidade dentre as montanhas mais elevadas do país (IBGE 2011), sofre com severos impactos ambientais,

em decorrência do alto número de turistas que a unidade de conservação recebe todos os anos, em média 4.800 visitantes por mês. Tais distúrbios antrópicos poderiam estar causando modificações na dinâmica das comunidades vegetais. Em ecossistemas tropicais altomontanos, alterações na composição e abundância das espécies são decorrentes, não somente de perturbações induzidas pelo homem com diferentes intensidades e frequências (Sarmiento et al. 2003), mas também pela influência de variáveis ambientais locais, como topografia (Buytaert et al. 2011), presença de afloramentos rochosos e, principalmente o efeito do gradiente altitudinal (Körner 2007; McCain e Grytnes 2010; Valencia et al. 2013). Além disso, fatores ambientais não considerados neste trabalho, como condições físico-químicas do solo poderiam auxiliar na explicação da distribuição e estrutura das comunidades. Resultados semelhantes aos nossos referentes à interferência de fatores abióticos na dinâmica vegetacional, foram encontrados nos paramos colombianos (Valencia et al. 2013), venezuelanos (Hernández e Monasterio 2006), região nordeste da Argentina (Mendiola 2004), assim como no trabalho de Safford (2001) em áreas de campos de altitude no sudeste brasileiro. Nosso estudo presume que as diferenças existentes nas abundâncias e coberturas relativas das espécies no PCr em relação ao PBa também poderiam ser devido, principalmente à temperatura que atua como filtro ambiental, em decorrência do efeito da altitude.

Em resposta às adversidades ambientais, espécies vegetais podem ser agrupadas de acordo com o grau de proteção de suas gemas (Raunkier, 1934). O predomínio de hemicriptófitos, caméfitos e nanofanerófitos é característico de formações vegetais sobre diferentes afloramentos rochosos do leste brasileiro (Caiafa e Silva 2005; Ribeiro et al. 2007; Jacobi e Fonseca do Carmo 2011; Messias et al. 2011; Le Stradic et al. 2015). Esses ambientes apresentam condições ambientais restritas, determinadas por fatores abióticos limitantes, como marcada sazonalidade climática, elevada amplitude térmica diária (Caiafa e Silva 2005), déficit hídrico e encharcamento do solo (Messias et al. 2011), bem como incidência do fogo. Em conjunto, estes fatores podem explicar a elevada dominância de hemicriptófitos em ambientes rupícolas, já que seu sistema de brotamento encontra-se protegido ao nível do solo, possibilitando o desenvolvimento na estação favorável (Caiafa e Silva 2005).

Pela formação de pequenas manchas de solo, encostas montanhosas exibem uma proporção de hemicriptófitos crescente (Safford e Martinelli 2000), assim como caméfitos com o acréscimo da altitude (Cain 1950). Por outro lado, a alta representatividade de nanofanerófitos nesses ambientes está relacionada com a presença

de fissuras ou fendas nas rochas, que propiciam micro-habitats favoráveis ao seu estabelecimento, devido à maior espessura da camada de solo e, conseqüentemente maior armazenamento de água e nutrientes (Costa et al. 2011), bem como suporte mecânico (Ribeiro et al. 2007). Segundo Costa e Cielo-Filho (2012) e Le Stradic et al. (2015), variações no espectro biológico estão relacionadas com condições edáficas contrastantes nas comunidades vegetais, sendo que habitats com fitofisionomia semelhante apresentam apenas variações na abundância por forma de vida.

CONCLUSÕES

Nossos resultados revelaram análises ecológicas inéditas sobre a estrutura e diversidade de comunidades vegetais associadas a afloramentos rochosos nos campos de altitude. Considerando as características geológicas similares e a pequena distância relativa entre as áreas, corroboramos que existe heterogeneidade ambiental em pequena escala espacial, responsável pelas variações contrastantes na composição florística e abundância relativa das espécies que configuram a estrutura da comunidade. A pequena diferença altimétrica entre as áreas foi considerada fator importante para as alterações significativas na composição, diversidade e estrutura. Espécies com um sistema de brotamento ao nível do solo se destacaram nos campos de altitude, no que diz respeito ao espectro biológico e vegetacional. Uma novidade neste estudo foi determinar os primeiros padrões de rarefação e relação dominância-diversidade para os campos de altitude demonstrando que uma pequena área amostral foi suficiente para alcançar a riqueza total da comunidade. Além disso, as relações dominância-diversidade foram melhores ajustadas aos modelos lognormal e geométrico, indicando que as comunidades estiveram representadas, principalmente por espécies com abundâncias intermediárias e poucas dominantes com maior abundância, corroborando a maior equabilidade e baixa dominância nas comunidades estudadas segundo os índices de diversidade. Estes resultados mostram um primeiro panorama geral da teoria do nicho com modelos contrastantes entre as áreas de estudo nos campos de altitude.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: B. N. Petrov and F. Csaki (eds.). **Second international symposium on information theory**. Budapest: Academiai Kiado.
- Barbosa, N.P.; Fernandes, U.; Sanchez-Azofeifa, G.W. 2015. A relict species restricted to a quartzitic mountain in tropical America: an example of microrefugium. **Acta Botânica Brasilica** **29**: 299-309.
- Barthlott, W., A. Gröger and S. Porembski. 1993. Some remarks on the vegetation of tropical inselbergs: diversity and ecological differentiation. **Biogéographica** **69**: 105-124.
- Barthlott, W.; Mutke, J.; Rafiqpoor, M. D.; Kier, G.; Kreft, H. 2005. Global centres of vascular plant diversity. **Nova Acta Leopoldina** **92**: 61-83
- Benites, V. M.; Caiafa, N.; Mendonça, E.S.; Schaefer, C.E.; Ker, J.C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente** **10**: 76-85.
- Benites, V.M.; Caiafa, A. N.; Mendonça, E.S.; Schaefer, C.E.G.R.; Ker, J.C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Revista Floresta e Ambiente** **10**: 76-85.
- Bitencourt, C.; Rapini, A.; Damascena dos Santos, L.; De Marco Junior, P. 2016. The worrying future of the endemic flora of a tropical mountain range under climate change. **Flora** **218**: 1-10.
- Brade, A. C.1956. "A Flora do Parque Nacional de Itatiaia". **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia** **5**:1-112.
- Braun-Blanquet, J. 1979. **Fitosociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. Ed. Blume. Madrid.
- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. **American Naturalist** **124**: 255-279.
- Buytaert, W.; Cuesta-Camacho, F.; Tobón, C. 2011. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. **Global Ecology Biogeography** **20**: 19-33.
- Caiafa, A. N.; Silva, A. F. 2005. Composição florística e espectro biológico de um Campo de Altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. **Rodriguésia** **56**:163-173.
- Caiafa, A. N.; Silva, A. F. 2007. Structural analysis of the vegetation on a highland granitic rock outcrop in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 657-664.
- Cain, S.A., 1950. Life forms and phytoclimate. **Botanical Review** **16**: 1-32

- Camerik, A. M.; Werger, M. J. A. 1981. "Leaf Characteristics of the Flora of the High Plateau of Itatiaia, Brasil". **Biotropica** **13** (1): 39-48.
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics** **11**: 265-270.
- Chao, A.; Chazdon, R. L.; Colwell, R. K.; Shen, T.J. 2005. A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. **Ecology Letters** **8**:148-159.
- Chao, A.; Colwell, R.K.; Lin, C.W.; Gotelli, N.J. 2009. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. **Ecology** **90**:1125-1133.
- Chao, A.; Colwell, R.K.; Lin, C.W.; Gotelli, N.J. 2009. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. **Ecology** **90**: 1125-1133.
- Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application available online < <http://purl.oclc.org/estimates>>.
- Costa, N. O.; Cielo-Filho, R. 2013. Espectros biológicos florísticos de campos rupestres de afloramento e campos úmidos diferem entre si e em relação ao espectro biológico normal de Raukiaer. **Revista do Instituto de Floresta** **24** (2): 159-171.
- Costa, N.O.; Cielo-Filho, R.; Pastore, J. A.; Aguiar, O. T.; Baitello, J.B.; Lima, C.R.; Souza, S. C. P. M. Franco, G. A. D. C. 2011. Caracterização florística da vegetação sobre afloramento rochoso na Estação Experimental de Itapeva, SP, e comparação com áreas de campos rupestres e de altitude. **Revista do Instituto Florestal** **23** (1): 81-108.
- Cuello, N. I.; Cleef, A. M.; Aymard, G. 2010. Phytogeography of the vascular páramo flora of Ramal de Guaramacal (Andes, Venezuela) and its ties to other páramo floras. **Anales del Jardín Botánico de Madrid** **67** (2): 177-193.
- Dusén, P. K. H. 1995. "Contribuições Para a Flora Do Itatiaia". **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia** **4**: 6-91.
- Ferreira, F.C.; Petreire, M. 2008. Comments about some species abundance patterns: classic, neutral, and niche partitioning models. **Brazilian Journal Biology** **68**: 1003-12.
- Forster, W.; Souza, V. C. 2013. "Laellinae (Orchidaceae) do Parque Nacional do Caparaó, Estados do Espírito Santo e Minas Gerais, Brasil". **Hoehnea** **40** (4): 701-726.
- Gallardo-Cruz, J.A.; Pérez-García, E.A.; Meave, J.A. 2009. β -Diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. **Landscape Ecology** **24**: 473-482.
- Garibotti, I.A.; Pissolito, C.I.; Villalba, R. 2011. Vegetation Development on Deglaciaded Rock Outcrops from Glaciar Frias, Argentina. **Arctic Antarctic and Alpine Research** **43**: 35-45.
- Gentry, A. H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical montane forests. In: Churchill, S. P. Balslev, H. Forero, E. and Luteyn, J. L. (eds.).

Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests. Proceedings of the Neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium. The New York Botanical Garden, New York. 389-354.

Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. *Biology. Diversity. Front Meas Assessment* **34**: 39-54.

Gröger, A.; Huber, O. 2007. Rock outcrop habitats in the Venezuelan Guayana lowlands: main vegetation types and floristic components. *Revista Brasileira de Botânica* **30**: 599-609.

Gröger, A.; Huber, O. 2007. Rock outcrop habitats in the Venezuelan Guayana lowlands: their main vegetation types and floristic components. *Revista Brasileira de Botânica* **30**: 599-609.

Hernández, Z.; Monasterio, M. 2006. Functional Diversity of Wetland Vegetation in the High-Andean Páramo, Venezuela. *Land Use Change and Mountain*. 124p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. http://www.ibge.gov.br/ibgeteen/noticias/pontos_culminantes_brasileiros.html (acessado em 15/12/2011).

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Projeto Pontos Culminates http://www.ibge.gov.br/ibgeteen/noticias/pontos_culminantes_brasileiros.html (acessado em 15/12/2004).

Cuello, N. I.; Cleef, A. M.; Aymard, G. 2010. Phytogeography of the vascular páramo flora of Ramal de Guaramacal (Andes, Venezuela) and its ties to other páramo floras. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* **67** (2): 177-193.

Sklenár, P.; Luteyn, J.L.; Ulloa, C.U.; Jorgensen, P.M.; Dillon, M.O. 2005 Flora genérica del páramo: guía ilustrada de plantas vasculares. *Memoirs of the New York Botanical Garden***92**: 1-499.

Vegas-Vilarrúbia, T.; Nogué, S.; Rull, V. 2012. Global warming, habitat shifts and potential refugia for biodiversity conservation in the neotropical Guayana Highlands. *Biological Conservation* **152**: 159-168.

Jacobi, C. M.; Carmo, F. F. D. 2011. Life-forms, pollination and seed dispersal syndromes in plant communities on ironstone outcrops, SE Brazil. *Acta Botânica. Brasilica* **25**: 395-412.

Janzen, D. H. 1967. Why mountain passes are higher in the tropics? *American Nature***101**: 233-249.

Kent, M. 2012. **Vegetation Description and Data Analysis**. West Sussex, U.K. 414p.

Körner, C.; Ohsawa, M.; Spehn, E.; Berge, E.; Bugmann, H.; Groombridge, B.; Hamilton, L.; Hofer, T.; Ives, J.; Jodha, N.; Messerli, B.; Pratt, J.; Price, M.; Reasoner, M.; Rodgers, A.; Thonell, J.; Yoshino, M.; Baron, J.; Barry, R.; Blais, J.; Bradley, R.; Hofstede, R.; Kapos, V.; Leavitt, P.; Monson, R.; Nagy, L.; Schindler, D.; Vinebrooke, D.; Watanabe, T. 2005. Mountain Systems. In: Hassan, R.; Scholes, R.; Ash, N (eds.)

Ecosystems and human well-being: Current state and trends, Volume 1. Washington D.C. Island Press, 681-716 pp.

Körner, C.; Paulsen, J.; Spehn, E. 2010. A digital “Mountain Biodiversity Portal” for global biodiversity research: <<http://www.mountainbiodiversity.org>>

Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. Addison Wesley Educational Publishers, Menlo Park.

Leão, T. C. C.; Fonseca, C. R.; Peres, C. A.; Tabarelli, C. 2014. Predicting Extinction Risk of Brazilian Atlantic Forest Angiosperms. **Conservation Biology** **0**: 1-11.

Londoño, C.; Cleef, A.; Madrinán, S. 2014. Angiosperm flora and biogeography of the páramo region of Colombia, Northern Andes. **Flora** **209**: 81-87.

Magurran, A. E. 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. **Nature** **422** (6933): 714-716.

Magurran, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p.

Magurran, A. E. 2011. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba, Editora UFPR. 261p.

Magurran, A. E. 1989. **Diversidad ecológica y su medición**. Barcelona: Vedral. 200p

Mazine, F.F.; Souza, V.C. 2008. Myrtaceae dos campos de altitude do Parque Nacional do Caparaó, Espírito Santo/Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia** **59** (1): 057-074.

McCain, C.M.; Grytnes, J.A. 2010. Elevational Gradients in Species Richness. **Encyclopedia Life Science** **15**: 1-10.

McCain, C.M.; Grytnes, J.A. 2010. Elevational Gradients in Species Richness. **Encyclopedia Life Science** **15**: 1-10.

Medina, B. M. O.; Ribeiro, K. T.; Scarano, F. R. 2006. “Plant-Plant and Plant-Topography Interactions on a Rock Outcrop at High Altitude in Southeastern Brazil”. **Biotropica** **38** (1): 27-34.

Meirelles, S.T., Pivello, V.R., Joly, C.A. 1999. The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. **Environmental Conservation** **26**: 10-20.

Mendiola, M.Q., 2004. Highland Grassland Vegetation in the Northwestern Andes of Argentina. **Mountain Research and Development Journal** **24**: 243-250.

Mendiola, M.Q., 2004. Highland Grassland Vegetation in the Northwestern Andes of Argentina. **Mountain Research and Development Journal** **24**: 243-250.

Messias, M.C.T.B.; Leite, M.G.P. 2011. Fatores ambientais condicionantes da diversidade florística em campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Dep. Geol. PhD, 139p.

- Mucochinski, A. Y.; Scheer, M. B. 2008. Campos de altitude na Serra do Mar Paranaense: Aspectos Florísticos. **Floresta** **38**(4): 625-640.
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley e Sons, 93p.
- Nogué, S.; Rull, V.; Vegas-Vilarrúbia, T. 2009. Modeling biodiversity loss by global warming on Pantepui, northern South America. **Climatic Change** **94**: 78-85.
- Nunes, J.A.; Schaefer, C.E.G.R.; Ferreira-Junior, W.G.; Neri, A.V.; Correa, G.R.; Enright, N.J. 2015. Soil-vegetation relationships on a banded ironstone 'island', Carajás Plateau, Brazilian Eastern Amazonia. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** **9**:1-14.
- Ohsawa, M. 1995. Latitudinal comparison of altitudinal changes in forest structure, leaf-type, and species richness in humid monsoon Asia. **Vegetation****121**: 3-10.
- Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Wagner, H. 2013. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.0-7.
- Porembski, S. 2007. Tropical inselbergs: habitats types, adaptative strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 579-586.
- Preston, F.W. 1948. The commonness and the rarity of species. **Ecology** **29**: 254-283.
- R Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <<http://www.R-project.org>>
- RADAMBRASIL. 1983. Folhas SF. 23/24 - Rio de Janeiro/Vitória. Brasil, MME, **Levantamento de Recursos Naturais**, Vol. 32.
- Raunkiaer, C. 1934. **The life forms of plants and statistical geography**. Claredon. Oxford. 632p.
- Rezende, M.G.; Elias, R.C.L.; Salimena, F.R.G.; Menini Neto L. 2013. Flora vascular da Serra da Pedra Branca, Caldas, Minas Gerais e relações forísticas com áreas de altitude da Região Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** **13**: 201-224.
- Ribeiro, K.T.; Medina, B.M.O.; Scarano, F.R. 2007. Species composition and biogeographic relations of the rock outcrop flora on the high plateau of Itatiaia, SE-Brazil., **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 5-17.
- Rodrigues, K. R. 2010. **Geoambientes e gradiente fitopedológico do Parque Nacional do Caparaó - MG**. Dissertação de mestrado, Viçosa, UFV. 32p.
- Rull, V. 2005. Vegetation and environmental constancy in the Neotropical Guayana Highlands during the last 6000 years? **Review of Paleobotany and Palynology** **135**: 205-222.
- Safford, H. D. 1998b. Brazilian páramos II. Macro-and mesoclimate of the campos de altitude and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. **Journal of Biogeography** **46**: 78-94.

- Safford, H. D. 1999a. "Brazilian Paramos I. An Introduction to the Physical Environment and Vegetation of the Campos De Altitude". **Journal of Biogeography** **26** (4): 693-712.
- Safford, H. D. 2001. Brazilian páramos III. Patterns and rates of post fire regeneration in the Campos de Altitude. **Biotropica** **33**: 282-302.
- Safford, H. D. 1999b. "Brazilian Paramos II. Macro - and Mesoclimate of the Campos De Altitude and Affinities with High Mountain Climates of the Tropical Andes and Costa Rica". **Journal of Biogeography** **26** (4): 713-737.
- Safford, H.D., Martinelli, G. 2000. Southeast Brazil. In: Porembski.S., Barthlott. W. (eds.). **Inselbergs**. Heidelberg, Ecological Studies, v.146. Springer-Verlag. pp. 339-389.
- Safford. 2007. "Brazilian Páramos IV. Pytogeography of the Campos De Altitude". **Journal of Biogeography** **34** (4): 1701-1722.
- Sarmiento, G. 1986. Ecologically crucial features of climate in high tropical mountains. In: Vuilleumier, F., Monasterio, M. (eds): **High Altitude Tropical Biogeography**. Oxford University Press, Oxford.135-156.
- Sarmiento, L.; Llambí, L. D.; Escalona, A.; Márquez, N. 2003. Vegetation patterns, regeneration rates and divergence in an old-field succession of the high tropical Andes. **Plant Ecology** **166**: 63-74.
- Scarano, F. R. 2002. "Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest". **Annals of Botany** **90** (4): 517-524.
- Segadas-Vianna, F. 1965. "Ecology of the Itatiaia Range, Southeastern Brazil-Altitudinal Zonation of the Vegetation". **Arquivos do Museu Nacional** **LIII**: 7- 30.
- Silveira, F.A.O.; Negreiros, D.; Barbosa, N.P.U.; Buisson, E.; Carmo, F.F.; Carstensen, D.W.; Conceição, A.A.; Cornelissen, T.G.; Echternacht, L.; Fernandes, G.W.; Garcia, Q.S.; Guerra, T.J.; Jacobi, C.M.; Lemos-Filho, J.P.; Le Stradic, S.; Morellato, L.P.C.; Neves, F.S.; Oliveira, R.S.; Schaefer, C.E.; Viana, P.L.; Lambers, H. 2015. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant Soil** **28**: 134-123.
- Sklenár, P.; Luteyn, J.L.; Ulloa, C.U.; Jorgensen, P.M.; Dillon, M.O. 2005 Flora genérica del páramo: guía ilustrada de plantas vasculares. **Memoirs of the New York Botanical Garden****92**: 1-499.
- Spehn, E.M.; Liberman, M.; Körner, C. 2006. Land use change and mountain biodiversity. CRC Press, **Boca Raton** **34**:21-25.
- Speziale, K.L.; Ezcurra, C. 2012. The role of outcrops in the diversity of Patagonian vegetation: Relicts of glacial palaeofloras? **Flora** **207**:141-149.
- Statistic 2011.Rexer Survey: is highest in adoption and customer satisfaction in predictive analytics.

Stradic, L.E. 2015. Vegetation Composition and Structure off Some Neotropical Mountain Grasslands in Brazil. **Journal of Applied Ecology** **12**: 864-877.

Sugihara, G.; Bersier, L.F.; Southwood, T.R.E.; Pimm, S.L.; May, R.M. 2003. Predicted correspondence between species abundances and dendrograms of niche similarities. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** **100**: 5246-51.

Tinti, B. V.; Schaefer, C.E.R.G.; Nunes, J.A.; Rodrigues, A.C.; Fialho, I.F. 2015. Plant diversity on granite / gneiss rock outcrop at Pedra do Pato, Serra do Brigadeiro State Park, Brazil. **Check List** **11**(3): 1780.

Troll, C. 1968. The cordilleras of the tropical Americas: Aspects of climatic, phytogeographical and agrarian ecology. In: Troll, C. (ed.). **Geocology of mountainous regions of the tropical Americas**. Colloquium Geographicum 9 ed. Geografisches Institut, Bonn, Germany. 237-252.

Valencia, J.; Lassaletta, L.; Velázquez, E.; Nicolau, J.M.; Sal, A.G. 2013. Factors Controlling Compositional Changes in a Northern Andean Páramo (La Rusia, Colombia). **Biotropica** **45** (1): 18-26.

Vegas-Vilarrúbia, T.; Nogué, S.; Rull, V. 2012. Global warming, habitat shifts and potential refugia for biodiversity conservation in the neotropical Guayana Highlands. **Biological Conservation** **152**: 159-168.

Whittaker, R. H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. **Science** **147**: 250 - 260.

Willis, K. J.; Bhagwat, S.A. 2009. Biodiversity and climate change. *Science* **326**: 806-807.

ANEXO

Tabela 1- Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas nas três áreas com seus respectivos parâmetros fitossociológicos estimados, apresentadas em ordem decrescente de valor de importância (VI), Parque Nacional Serra do Caparaó, Minas Gerais/ Espírito Santo, Brasil. Pico do Cristal (PCr); Pico do Calçado (PCa); Pico da Bandeira (PBa). DR = Densidade Relativa (DR) (%); Frequência Relativa (FR) (%); Cobertura Relativa (CR) (%) e VI = valor de importância.

Pico do Cristal (PCr)				
Espécie	DR	FR	CR	VI
Poaceae sp. 1	10,9	11,96	15,43	38,31
Eryngium elegans Cham. & Schltdl.	8,95	10,12	12,81	31,89
Bulbostylis sp.	18,62	4,37	5,17	28,17
Chusquea baculifera Silveira	3,3	7,13	11,03	21,46
Baccharis opuntioides Mart.	6,22	7,24	5,91	19,39
Achyrocline satureioides (Lam.) DC.	4,87	6,67	4,98	16,54
Paepalanthus caparoensis Ruhland	6,32	4,54	3,46	14,33
Poaceae sp. 3	4,17	4,48	4,09	12,75
Gaylussacia caparoensis Sleumer	5,08	4,37	2,98	12,43
Sisyrinchium vaginatum Spreng.	4,39	3,27	1,96	9,64
Chionolaena arbuscula DC.	1,24	3,73	3,97	8,96
Croton erythroxyloides Baill.	2,42	3,16	3,28	8,86
Paepalanthus sp.	2,91	1,66	1,62	6,21
Baccharis platypoda DC.	0,71	2,01	1,85	4,58
Juncus sp.	2,53	0,51	0,59	3,64
Baccharis parvidentata Malag.	0,96	1,61	0,98	3,56
Baccharis dubia Deble & Oliveira	0,45	1,55	1,36	3,36
Senecio caparaoensis Cabrera	1,22	1,26	0,83	3,32
Polygala linoides Poir.	1,57	1,15	0,54	3,27
Barbacenia irwiniana L.B. Sm.	0,22	1,09	1,89	3,21
Stevia camporum Baker	0,95	1,43	0,74	3,13
Graphistylis itatiaiae (Dusén) B.Nord.	0,67	1,49	0,87	3,04
Hippeastrum glaucescens Mart.	1,05	1,26	0,70	3,02
Cyperaceae	1,71	0,57	0,48	2,78
Austrolycopodium erectum (Phillipi) Holub	1,31	0,63	0,68	2,63
Rubiaceae	0,27	1,03	1,24	2,55
Gaultheria serrata (Vell.) Sleumer ex Kin.-Gouv.	1,04	0,69	0,75	2,48
Tibouchina microphylla Cogn.	0,5	0,92	1,03	2,46
Senna organensis (Glaz. ex Harms) H.S. Irwin & B	0,35	1,09	0,88	2,32
Poaceae sp. 2	0,52	0,97	0,74	2,24
Plantago commersoniana Decne.	0,66	0,8	0,62	2,09
Esterhazyia eitenorum Barringer	0,28	0,97	0,68	1,95

Continuação...

...Continuação

<i>Symphopappus lymansmithii</i> B.L. Rob.	0,26	0,8	0,62	1,69
<i>Baccharis imbricata</i> Heering	0,24	0,8	0,62	1,67
<i>Dyckia bracteata</i> (Wittm.) Mez	0,41	0,23	0,56	1,21
<i>Oxalis confertissima</i> A. St.-Hil.	0,25	0,57	0,31	1,14
<i>Dichondra parvifolia</i> Meisn.	0,12	0,51	0,44	1,08
<i>Chusquea pinifolia</i> (Nees) Nees	0,06	0,28	0,71	1,07
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	0,1	0,46	0,45	1,02
<i>Melpomene peruviana</i> (Desv.) A.R. Sm. & R.C. M	0,26	0,34	0,31	0,92
<i>Chionolaena lychnophorioides</i> Sch. Bip.	0,12	0,28	0,43	0,85
<i>Abatia americana</i> (Gardner) Eichler	0,07	0,28	0,27	0,63
<i>Nothochilus coccineus</i> Radlk.	0,24	0,23	0,13	0,61
<i>Hypochaeris lutea</i> (Vell.) Britton	0,12	0,29	0,18	0,60
<i>Spermacoce aff ovalifolia</i>	0,16	0,23	0,18	0,57
Lamiaceae	0,04	0,23	0,29	0,56
<i>Doryopteris paradoxa</i> (Fée) C. Chr.	0,07	0,29	0,09	0,45
<i>Ditassa leonii</i> Fontella & T.U.P. Konno	0,02	0,12	0,20	0,34
<i>Schlumbergera microsphaerica</i> (K.Schum.) H	0,03	0,12	0,09	0,23
	100	100	100	300

Pico do Calçado (PCa)

Espécie	DR	FR	CR	VI
Poaceae sp. 1	11,73	12,86	16,58	41,17
<i>Eryngium elegans</i> Cham. & Schltldl.	9,63	10,88	13,76	34,27
<i>Bulbostylis</i> sp.	20,04	4,70	5,56	30,29
<i>Chusquea baculifera</i> Silveira	3,55	7,66	11,85	23,06
<i>Baccharis opuntioides</i> Mart.	6,70	7,79	6,35	20,84
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	5,25	7,17	5,35	17,77
<i>Paepalanthus caparoensis</i> Ruhland	6,81	4,88	3,71	15,40
Poaceae sp. 3	4,49	4,82	4,39	13,70
<i>Gaylussacia caparoensis</i> Sleumer	5,47	4,70	3,20	13,37
<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	4,73	3,52	2,11	10,36
<i>Chionolaena arbuscula</i> DC.	1,34	4,02	4,27	9,62
<i>Paepalanthus</i> sp.	3,14	1,79	1,74	6,67
<i>Baccharis platypoda</i> DC.	0,77	2,16	1,98	4,92
<i>Baccharis parvidentata</i> Malag.	1,04	1,73	1,06	3,83
<i>Baccharis dubia</i> Deble & Oliveira	0,48	1,67	1,46	3,61
<i>Senecio caparaoensis</i> Cabrera	1,32	1,36	0,89	3,56
<i>Polygala linoides</i> Poir.	1,70	1,24	0,58	3,51
<i>Barbacenia irwiniana</i> L.B. Sm.	0,24	1,17	2,03	3,45
<i>Stevia camporum</i> Baker	1,03	1,55	0,80	3,37
<i>Graphistylis itatiaiae</i> (Dusén) B.Nord.	0,73	1,61	0,94	3,27
<i>Hippeastrum glaucescens</i> Mart.	1,13	1,36	0,76	3,25
Cyperaceae	1,85	0,62	0,52	2,98

...Continuação				
<i>Austrolycopodium erectum</i> (Phillipi) Holub	1,42	0,68	0,73	2,83
Flor roxa cristal- RUBIACEAE	0,30	1,11	1,33	2,74
<i>Gaultheria serrata</i> (Vell.) Sleumer ex Kin.-Gouv.	1,12	0,74	0,81	2,67
<i>Tibouchina microphylla</i> Cogn.	0,54	0,99	1,11	2,64
Poaceae sp. 2	0,57	1,05	0,79	2,41
<i>Plantago commersoniana</i> Decne.	0,72	0,87	0,66	2,24
<i>Baccharis imbricata</i> Heering	0,27	0,87	0,67	1,80
<i>Oxalis confertissima</i> A. St.-Hil.	0,28	0,62	0,33	1,22
<i>Dichondra parvifolia</i> Meisn.	0,14	0,56	0,47	1,16
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	0,12	0,49	0,48	1,09
<i>Melpomene peruviana</i> (Desv.) A.R. Sm. & R.C. Moran	0,29	0,37	0,33	0,99
<i>Chionolaena lychnophorioides</i> Sch. Bip.	0,14	0,31	0,46	0,91
<i>Elaphoglossum gayanum</i> (Fée) T.Moore	0,12	0,37	0,39	0,87
<i>Baccharis hemiptera</i> G. Heiden & A. A.	0,14	0,31	0,23	0,68
<i>Abatia americana</i> (Gardner) Eichler	0,08	0,31	0,29	0,68
<i>Nothochilus coccineus</i> Radlk.	0,27	0,25	0,14	0,65
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	0,03	0,19	0,38	0,60
coletada na trilha do calçado - flor branca	0,08	0,19	0,19	0,46
<i>Chaptalia graminifolia</i> (Dusén ex Malme) Cabrera	0,07	0,12	0,09	0,29
<i>Xyris</i> sp.	0,12	0,12	0,05	0,29
<i>Schlumbergera microsphaerica</i> (K.Schum.) Hoevel	0,03	0,12	0,09	0,25
<i>Roupala montana</i> Aubl.	0,02	0,12	0,09	0,24
	100	100	100	300

Pico da Bandeira (PBa)

Espécie	DR	FR	CR	VI
Poaceae sp. 1	12,21	12,55	16,31	41,07
<i>Eryngium elegans</i> Cham. & Schldtl.	10,02	10,62	13,53	34,18
<i>Bulbostylis</i> sp.	20,85	4,59	5,47	30,90
<i>Chusquea baculifera</i> Silveira	3,70	7,48	11,66	22,84
<i>Baccharis opuntioides</i> Mart.	6,97	7,60	6,24	20,82
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	5,46	7,00	5,27	17,73
<i>Paepalanthus caparoensis</i> Ruhland	7,08	4,77	3,65	15,50
Poaceae sp. 3	4,67	4,71	4,32	13,70
<i>Gaylussacia caparoensis</i> Sleumer	5,69	4,59	3,15	13,42
<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	4,92	3,44	2,07	10,43
<i>Chionolaena arbuscula</i> DC.	1,39	3,92	4,20	9,51
<i>Croton erythroxyloides</i> Baill.	1,46	3,32	3,50	8,28
<i>Paepalanthus</i> sp.	3,26	1,75	1,71	6,73
<i>Baccharis platypoda</i> DC.	0,80	2,11	1,95	4,87
<i>Baccharis parvidentata</i> Malag.	1,08	1,69	1,04	3,81
<i>Baccharis dubia</i> Deble & Oliveira	0,50	1,63	1,43	3,57

<i>Polygala linoides</i> Poir.	1,76	1,21	0,57	3,54
				Continuação...
...Continuação				
<i>Barbacenia irwiniana</i> L.B. Sm.	0,25	1,15	2,00	3,40
<i>Hippeastrum glaucescens</i> Mart.	1,18	1,33	0,74	3,25
<i>Graphistylis itatiaiae</i> (Dusén) B.Nord.	0,76	1,57	0,92	3,25
Flor roxa cristal- RUBIACEAE	0,31	1,09	1,31	2,71
<i>Stevia camporum</i> Baker	0,41	1,51	0,78	2,70
<i>Gaultheria serrata</i> (Vell.) Sleumer ex Kin.-Gouv.	1,16	0,72	0,80	2,68
<i>Senna organensis</i> (Glaz. ex Harms) H.S. I.B	0,47	1,15	0,93	2,54
Poaceae sp. 2	0,59	1,03	0,78	2,40
<i>Plantago commersoniana</i> Decne.	0,74	0,84	0,65	2,24
<i>Esterhazyia eitenorum</i> Barringer	0,32	1,03	0,72	2,07
<i>Symphyopappus lymansmithii</i> B.L. Rob.	0,32	0,84	0,65	1,82
<i>Baccharis imbricata</i> Heering	0,28	0,84	0,66	1,78
<i>Oxypetalum leonii</i> Fontella	0,25	1,03	0,47	1,75
<i>Oxalis confertissima</i> A. St.-Hil.	0,29	0,60	0,32	1,21
<i>Dichondra parvifolia</i> Meisn.	0,14	0,54	0,46	1,15
<i>Melpomene peruviana</i> (Desv.) A.R. Sm. & R.C. M	0,30	0,36	0,33	0,99
<i>Elaphoglossum gayanum</i> (Fée) T.Moore	0,12	0,36	0,38	0,86
<i>Abatia americana</i> (Gardner) Eichler	0,08	0,30	0,28	0,67
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum	0,04	0,18	0,37	0,59
<i>Doryopteris paradoxa</i> (Fée) C. C	0,05	0,30	0,09	0,44
<i>Ditassa leonii</i> Fontella & T.U.P. K	0,07	0,12	0,21	0,40
<i>Vernonia</i> sp.	0,02	0,12	0,05	0,19
	100	100	100	300

IV. CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA DA ALTITUDE E VARIÁVEIS EDÁFICAS SOBRE A VEGETAÇÃO DE CAMPOS DE ALTITUDE NO PARQUE ESTADUAL SERRA DO BRIGADEIRO, MG, BRASIL

RESUMO - O presente estudo teve como objetivos comparar e avaliar a heterogeneidade florística e estrutural, bem como investigar a influência da altitude e características edáficas na estrutura e riqueza das espécies, em três áreas de afloramento rochoso em campos de altitude, no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Foram alocadas 100 parcelas de 1x1 m distribuídas ao acaso em cada um dos três ambientes, totalizando 300 parcelas. A estrutura da comunidade foi avaliada pela escala de valor de cobertura e abundância. Foi coletada uma amostra simples de solo superficial por parcela (0-10 cm de profundidade), a qual foi submetida às análises químicas e físicas. Para comparar a importância de cada espécie foi calculado seu valor de importância. Foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, Simpson e equabilidade de Pielou. A similaridade florística entre as áreas foi analisada através do índice de Jaccard. Para ordenar dados da estrutura das comunidades, empregou-se o método de Escalonamento Multidimensional Não - Métrico (NMDS). Os parâmetros físico-químicos do solo foram resumidos por meio da Análise de Componente Principal (PCA). Para avaliar a existência de um gradiente foram realizadas Análise de Correspondência Canônica (CCA). As relações entre os atributos físico-químicos, altitude e vegetação foram verificadas empregando regressões lineares dos Modelos Lineares Generalizados (GLM). A normalidade da distribuição de dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk, seguido do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e Mann-Whitney. Os valores dos parâmetros estruturais da comunidade foram analisados pela PERMANOVA. Foram amostrados 9.276 indivíduos, pertencentes a 39 famílias e 102 espécies. Entre as áreas existem diferenças significativas entre a riqueza, abundância, cobertura, bem como nos parâmetros edáficos. O índice de diversidade de Shannon-Wiener permaneceu entre 3,07-3,20, Simpson (0,6-0,8) e equabilidade de Pielou (0,74-0,79). A CCA indicou dois grupos distintos formados para abundância e cobertura, indicando a concentração das espécies em habitats preferenciais, em função da altitude, bem como da fertilidade e textura do solo. A partir do GLM, a riqueza de espécies foi correlacionada com atributos químicos do solo, assim como ambos os parâmetros estruturais da vegetação, que além de apresentar relação com variáveis químicas do solo, foram influenciados pela altitude. Assim, foi observado que a

fertilidade do solo e altitude apresentou papel relevante na estruturação das comunidades.

Palavras-chave: vegetação de montanha, afloramento rochoso, solo altomontano, gradiente

ABSTRACT- (The influence of altitude and edaphic variables on the Campos de Altitude vegetation of the Serra do Brigadeiro State Park, MG state, Brazil). This work aimed to compare and evaluate the floristic and structural heterogeneity as well as to investigate the influence of altitude and edaphic features on the vegetation structure and species richness of three areas of rocky outcrops in high altitude grasslands at the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais state, Brazil. For that, 100 plots (1x1 m) were randomly distributed across each of the three environments, thus totalizing 300 plots. The community structure was evaluated using the cover-abundance scale. A simple sample per plot was collected from the superficial soil (0-10 cm depth) and submitted to chemical and physical analyses. In order to compare the importance of each species, their importance value was calculated. Shannon-Wiener's and Simpson's diversity indexes were calculated, as well as Pielou's evenness index. The floristic similarity between the areas was analyzed through Jaccard's index. To order the data on the structure of the communities, the Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) method was used. Soil physicochemical parameters were summarized with the Principal Component Analysis (PCA). To evaluate the existence of a gradient, a Canonical Correlation Analysis (CCA) was performed. The relationships between physicochemical attributes, altitude and vegetation were assessed by employing linear regressions of the Generalized Linear Models (GLM). The normality of data distribution was verified by Shapiro-Wilk's test, followed by the non-parametric Kruskal-Wallis' and Mann-Whitney's tests. Values on the community structural parameters were analyzed by a PERMANOVA. A total of 9276 individuals belonging to 39 families and 102 species were analyzed. There are significant differences between the areas regarding richness, abundance, coverage and edaphic parameters. The areas, however, are relatively similar. Shannon-Wiener's diversity index ranged between 3.07 and 3.20, while Simpson's index ranged from 0.6 to 0.8 and Pielou's evenness from 0.74 to 0.79. The CCA revealed the existence of two distinct groups formed by abundance and coverage, thus indicating the concentration of species in preferential habitats according to the altitude, as well as to soil fertility and texture. Through the GLM, the species richness was shown to be correlated with soil chemical attributes, as were both vegetation structural parameters, which besides showing a relationship with soil chemical variables were also influenced by the altitude. Therefore, it could be observed that the altitude and soil fertility play an important role on the structure of the studied plant communities.

Keywords: mountain vegetation, rocky outcrops, upper montane soil, gradient.

INTRODUÇÃO

As regiões tropicais apresentam expressiva diversidade de unidades de paisagens e, conseqüentemente, caracterizam-se biologicamente mais diversas que outras zonas climáticas (Gentry 1988; Hawkins 2001; Duque et al. 2002). Dentre essas unidades, ecossistemas de montanhas abrigam uma parcela significativa da biodiversidade global (Burke 2003; Körner et al. 2005), sendo caracterizados pelo elevado número de espécies endêmicas, grande variedade de condições microclimáticas e, assim habitat para um maior número de espécies (Brown 1993; Spehn et al. 2006; Körner et al. 2005).

Diversos fatores ambientais podem ser considerados relevantes na biologia e nos processos evolutivos das espécies que ocorrem nesses ambientes. Comunidades vegetais, em escala local, podem ser influenciadas por variações edafo-climáticas resultantes de gradientes altitudinais, pela descontinuidade entre montanhas (Whittaker 1975; Martinelli 2007; Jacobi e Carmo 2011), topografia, geomorfologia (Mediola et al. 2004; Gallardo-Cruz et al. 2009), interações bióticas (Armand 1992) e/ou distúrbios antropogênicos (Valencia et al. 2013). Desses fatores, o topográfico pode atuar como modificador do microclima (Geiger 1965; Barbosa et al. 2015), assim como a altitude das propriedades físico-químicas do solo (Benites 2003) que, juntos são considerados os principais determinantes primários da composição, estrutura e diversidade da vegetação de montanhas (Whittaker 1975).

Os ecossistemas montanhosos tropicais apresentam extensões significativas de superfície rochosa, que em escala microtopográfica, são caracterizadas por uma elevada heterogeneidade de habitats (Carmo et al. 2016). Tal característica atua como preditores de parâmetros vegetacionais relevantes, como a riqueza de espécies (Ribeiro et al. 2007; Carmo et al. 2016), uma vez que permite a co-ocorrência de espécies com requerimentos distintos próximas uma das outras (Ribeiro et al. 2002).

Dentre esses ecossistemas, comunidades vegetais altomontanas associadas aos afloramentos de rochas graníticas e/ou intrusivas ácidas ricas em sílica e alumínio (Caiafa e Silva 2005) são, comumente conhecidas como campos de altitude (Safford, 1999a,b). Esse ecossistema encontra-se nas cadeias montanhosas mais elevadas no leste da América do sul (Serra do Mar, Mantiqueira e Caparaó), acima de 1.700 m (Safford e Martinelli 2000), o qual exhibe uma relativa similaridade florística com a flora tropical Andina. Sendo marcado pelo elevado endemismo e diversidade, decorrente do amplo

espectro topográfico dos afloramentos rochosos e isolamento geográfico da vegetação (Safford et al. 2007).

Ambientes rupestres exibem elevado grau de estresse para comunidades vegetais (Porembski e Barthlott 2000; Jacobi et al. 2007). Além das características climáticas (e.g. alta radiação solar, ventos constantes e variações bruscas na temperatura), os recursos edáficos são severamente limitados (Porembski et al. 1997; Scarano et al. 2002; Esgario et al. 2009; Silveira et al. 2015). Dentre as características dos solos associados às formações rupestres, destaca-se o seu menor grau de desenvolvimento, visto que pelas elevadas altitudes e relevo movimentado, apresentam alto índice de erosão (Benites 2003, 2007). Devido à ausência de grandes acumulações de solo, bem como a predominância da textura arenosa, pouca retenção hídrica ocorre (Porembski 2007). São solos ácidos, com elevada saturação por alumínio, pobres em nutrientes e pronunciada acumulação de matéria orgânica nos horizontes superficiais (Benites et al. 2007; Messias et al. 2013; Silveira et al. 2015). Muitas espécies apresentam estratégias adaptativas, que as auxiliam sobreviver às condições ambientais adversas (Porembski 2007), principalmente onde os solos são desfavoráveis ao seu desenvolvimento (Brade 1956; Ramírez-Rodríguez et al. 2005). Segundo Dubuis et al. 2013, as espécies se diferenciam nos atributos funcionais e, conseqüentemente, na preferência por condições e propriedades físico-químicas do solo.

Diversos estudos apontam o solo como um importante estruturador de ambientes, sendo um dos principais componentes físicos responsáveis pela composição, diversidade e distribuição das espécies (Abreu et al. 2012; Messias et al. 2013; Dubuis et al. 2013; Le Stradic et al. 2015). Esses estudos ao analisar as características específicas do solo (e.g. disponibilidade de nutrientes e granulometria) sugerem que tais parâmetros da vegetação são principalmente influenciados pela disponibilidade de cátions, pH, capacidade de troca catiônica, concentração de Al, bem como a porcentagem de areia no solo, que concomitantemente atuam como filtros na seleção de espécies. Ainda são incipientes os estudos quantitativos e qualitativos que relacionam fatores edáficos e vegetacionais dos sistemas rochosos na região tropical, particularmente no território brasileiro. Dos poucos estudos sobre ambientes rupestres altomontanos a maioria trata da ecologia dos afloramentos sobre quartzitos (Conceição e Giulietti 2002; Conceição et al. 2007; Gastauer et al. 2012; Messias 2012, Le Stradic et al. 2015) e ferruginosos (Vincent e Meguro 2008; Jacobi e Carmo 2011; Nunes et al. 2015; Carmo et al. 2016), sendo os sobre sienito (Ribeiro et al. 2002; 2007) e granito-

gnáisse ainda pouco explorados (Caiafa e Silva 2005, 2007, Safford 2007; Santos et al. 2010), principalmente nas maiores altitudes da porção leste do território. Embora alguns autores tenham sugerido que o solo influencia a flora dominante desses ambientes (Benites et al. 2003, 2007), nenhum estudo detalhado foi realizado sobre o papel da altitude e características edáficas na riqueza e estrutura da vegetação em áreas de campos de altitude.

Neste contexto, os objetivos deste estudo foram avaliar e comparar a heterogeneidade florística e estrutural, bem como investigar se a altitude e características químicas e físicas do solo influenciam a estrutura e riqueza de espécies nas três áreas de afloramento rochoso em campos de altitude. Especificamente, buscou-se responder as seguintes questões: (i) existe diferença na composição florística, estrutura e riqueza entre as áreas? (ii) as variáveis edáficas diferem entre as áreas? (iii) a abundância, cobertura e riqueza estão relacionadas com a altitude e propriedades do solo?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em áreas de campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB - 42°20' - 42°40' S e 20°20' - 21°00' W), situado na Zona da Mata do estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil (Engevix 1995) (Figura 1). Inserido no Domínio da Mata Atlântica, o PESB localiza-se na Serra da Mantiqueira, feição topográfica acidentada com escarpas e maciços com extensas áreas de afloramentos rochosos (Caiafa e Silva 2007), modelada por rochas plutônicas (granito) e metamórficas de alto grau (migmatitos, gnaisse) (Benites et al. 2007), bem como eventuais níveis de quartzo (Machado Filho et al. 1983). De acordo com a classificação de Köppen (1948), o clima da região é do tipo mesotérmico médio (CWb). A temperatura média anual é de 18 °C e precipitação média anual de 1.300 mm (Tinti et al. 2015).

No Parque, dentre as serras que compõem a paisagem, a “Serra das Cabeças” é composta por três subserras (Caiafa e Silva 2007): Totem Deitado (PTD) (1.725 m), Elefante (PE) (1.790 m) e Mamute (PM) (1.857 m), com extensões variáveis de afloramentos de rocha onde se encontra, acima de 1.600 m, os *campos de altitude*.

Nessas áreas, ilhas de vegetação, compostas por uma formação campestre altomontana e pequenos arbustos, predominam nos locais com maior profundidade de solo. A classificação do solo nos afloramentos rochosos corresponde ao Neossolo Litólico Húmico (Caiafa e Silva 2005).

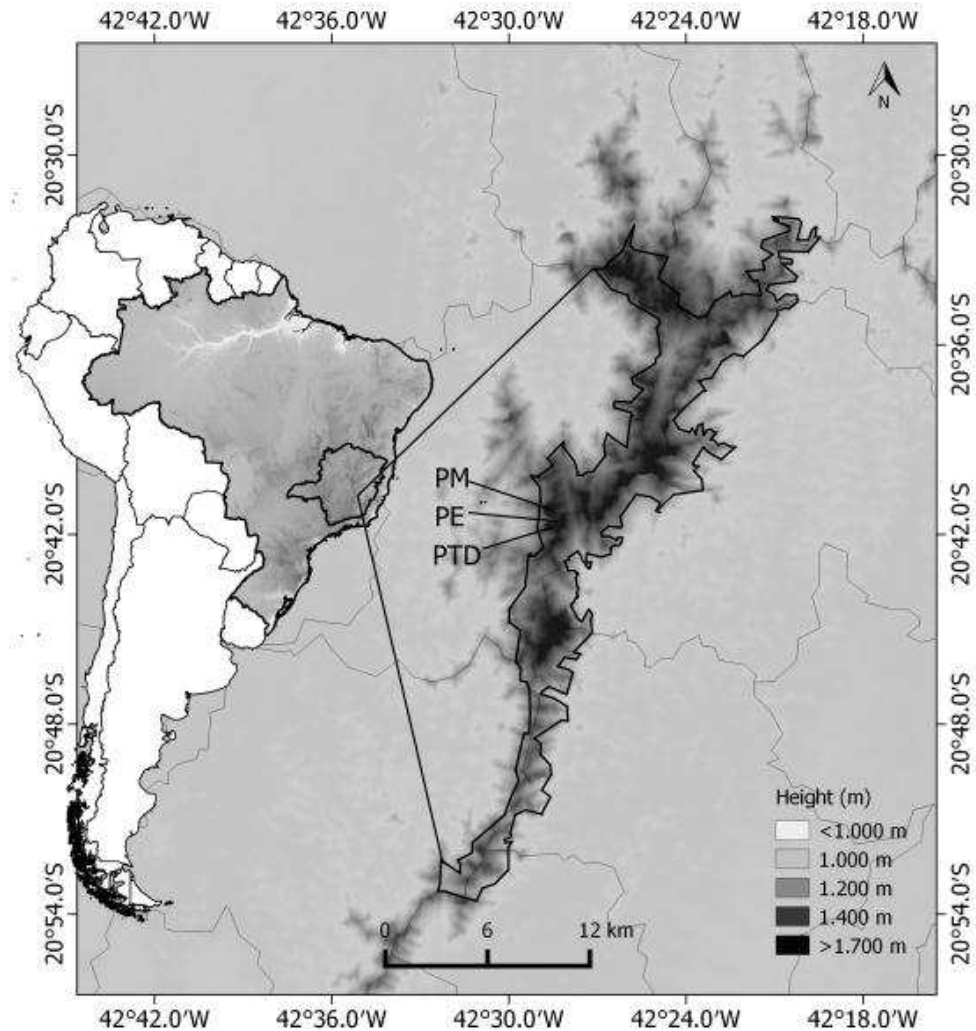


Figura 1- Área de estudo no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Em destaque as três áreas de amostragem da vegetação: Pico Totem Deitado (PTD); Pico Elefante (PE); Pico Mamute (PM). A distância relativa entre picos é: PTD-PE: 1.370 m; PE-PM: 900 m; PTD-PM: 1.980 m.

Coleta de dados

O estudo da influência da altitude e solo na riqueza e estrutura da vegetação foi realizado nas áreas de afloramentos rochosos inseridas nas três subseras da “Serra das Cabeças”: Totem Deitado, Elefante e Mamute.

A amostragem das espécies de plantas vasculares foi feita de janeiro a setembro de 2013, alocando 100 parcelas de 1 m² (1 x 1m) distribuídas aleatoriamente em cada um dos três ambientes, totalizando 300 parcelas (300 m²). A estrutura da comunidade foi avaliada pela escala de valor de cobertura e abundância proposta por Braun-Blanquet (1979), no qual a cobertura das espécies em cada parcela foi determinada por sua projeção horizontal sobre o solo. Foi realizada a contagem de indivíduos por espécie em cada parcela. Para as espécies que apresentaram crescimento cespitoso, cada touceira foi considerada um indivíduo.

Os espécimes coletados foram incorporados ao Herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa. A identificação taxonômica foi realizada com o auxílio de literatura especializada, consulta a especialistas e ao Herbário VIC. Para a classificação dos táxons foi utilizado o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (APG III 2009). A nomenclatura das espécies e respectivas abreviações dos autores foram conferidas de acordo com as bases de dados da lista do Tropicos.org (MOBOT 2015).

Para caracterizar o solo, em cada parcela foi coletada uma amostra simples de solo superficial (0-10 cm de profundidade). As amostras foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2mm. As análises químicas e físicas das amostras foram realizadas no Laboratório de Análise de Solo da Universidade Federal de Viçosa, seguindo os protocolos da Embrapa (1997). As variáveis dos solos incluíram acidez ativa (pH) em água; acidez trocável (H+Al); teores K, Ca, Mg, Al e P disponível; P remanescente (P-rem); soma de bases (SB); saturação por bases (V); capacidade de troca catiônica efetiva (t) e a pH 7,0 (T); saturação por alumínio (m); matéria orgânica (MO); granulometria (teores de areia grossa e fina, argila e silte).

Análise dos dados

A estrutura das comunidades foi descrita segundo Braun-Blanquet (1979) e Kent (2012), no qual para comparar a importância de cada espécie foi calculado seu valor de importância (VI) dado pela soma da densidade relativa (DR), frequência relativa (FR) e cobertura relativa (CR). Para cada área foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, Simpson e equabilidade de Pielou (Magurran 2004). A similaridade florística entre as áreas foi calculada através do índice de Jaccard (Magurran 1988). A análise da similaridade foi realizada no software PAST (Hammer et al. 2001).

Para ordenar dados da estrutura das comunidades, empregou-se o método de Escalonamento Multidimensional Não - Métrico (NMDS) (Kruskal 1964) utilizando índice de distância Euclidiana para dados de abundância e cobertura das espécies em

cada comunidade (Clarke 1993). Esses valores, assim como a riqueza das espécies foram transformados pelo seu logarítmico ($\ln(x + 1)$) para compensar os desvios causados por eventuais valores elevados (Ter Braak 1987).

Os parâmetros físico-químicos do solo foram resumidos por meio da Análise de Componente Principal (PCA). As variáveis escolhidas foram aquelas que apresentaram a melhor correlação com eixos de maior autovalor: (pH) em água; acidez trocável (H+Al); teores K, Ca e Mg; capacidade de troca catiônica efetiva (t); matéria orgânica (MO); granulometria (teores de areia grossa e fina). A altitude foi incluída nas análises multivariadas. Assim como os parâmetros estruturais, as variáveis edáficas foram transformadas pelo seu logarítmico natural, exceto pH em água (pH_H₂O).

As relações entre as espécies com as variáveis edáficas e altitude foram verificadas empregando a Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Ter Braak 1987). A matriz principal consistiu das espécies com quinze ou mais indivíduos do levantamento total (ANEXO; Tabela 1). A matriz das variáveis ambientais foi representada pelas variáveis da PCA. Foi utilizado o teste de permutação de Monte Carlo com 1000 randomizações para verificar a significância dos autovalores gerados e das relações espécie-ambiente (Ter Braak e Prentice 1988). As análises de ordenação foram realizadas no programa PC-ORD versão 6.0 (McCune e Mefford 2006).

Para avaliar a influência dos atributos físico-químicos e altitude sobre a riqueza e estrutura da vegetação, foram realizadas regressões lineares dos modelos lineares generalizados (GLM), utilizando o eixo 1 da NMDS para abundância e cobertura, bem como a riqueza das espécies como variável resposta. A interação entre tais componentes da comunidade e variáveis ambientais foram usadas como variáveis explicativas em cada modelo. Foi utilizada a máxima verossimilhança dos modelos para compará-los por meio do critério de informação de Akaiake (AIC). O menor valor de AIC indica o modelo mais parcimonioso (Akaike 1973). As análises foram realizadas no programa R versão 2.15.1 (R Development Core Team 2012) utilizando a distribuição Gaussian.

A normalidade da distribuição de dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk. Uma vez que as variáveis edáficas e riqueza das espécies não apresentaram distribuição homogênea, foram submetidas ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade (Zar 1988). O teste de Mann-Whitney foi utilizado para a comparação das medianas entre as áreas. Os valores dos parâmetros estruturais da comunidade (abundância e cobertura) foram analisados por meio de

variância permutacional de duas vias (PERMANOVA +). As análises estatísticas foram realizadas no software Statistic “*version*” 10.0 (StatSoft Inc., 2011).

RESULTADOS

Composição florística

Foram amostrados um total de 9.276 indivíduos, distribuídos em 102 espécies, pertencentes a 67 gêneros e 39 famílias. Entre as comunidades, o PTD e PE apresentaram o mesmo número de espécies (66), seguido do PM com 48 (Figura 2), com diferenças nas riquezas entre os mesmos (Kruskal-Wallis: $H = 35,1$; $p < 0,05$). Asteraceae, Orchidaceae, Melastomataceae e Bromeliaceae foram as famílias com maior representatividade em relação ao número de espécies para as três áreas, juntas apresentaram aproximadamente 40,39 %, 43,93% e 42% da riqueza total para o PTD, PE e PM, respectivamente. Do número total de famílias em cada área, mais 78% apresentaram duas ou apenas uma espécie. Da riqueza total, 49 espécies (48,03%) apresentaram ocorrência única, 25 (24,50%) ocorreram nas três áreas e 28 (27,45%) foram comuns a duas áreas. As similaridades florísticas pelo índice Jaccard entre as áreas foram: PE e PM (47%) > PTD e PE (40%) > PTD e PM (30%) (Figura 2).

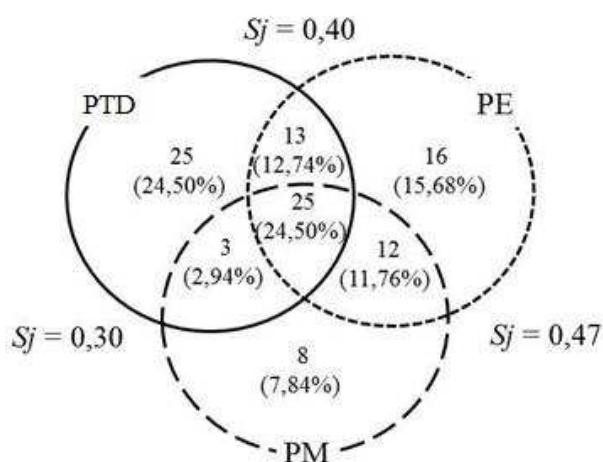


Figura 2 - Diagrama de Venn produzido a partir das espécies compartilhadas e exclusivas entre as três áreas amostradas no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas

Gerais, Brasil. Pico Totem Deitado (PTD); Pico Elefante (PE); Pico Mamute (PM). Sj = índice de Similaridade de Jaccard entre os pares indicado.

Estrutura e diversidade

Entre as áreas existem diferenças nos valores de abundâncias (PERMANOVA: $F_{14,56}$; $p < 0,0002$) e coberturas relativas das principais espécies (PERMANOVA: $F_{24,23}$; $p < 0,0002$). As 10 espécies com maior valor de importância, ou seja, menos de 20% da riqueza total, concentram aproximadamente 61,80%, 58,63%, 69,66% do VI total para o PTD, PE e PM, respectivamente (ANEXO; Tabela 1). Dentre as mesmas, apenas *Baccharis platypoda* é compartilhada entre as três áreas, com maior VI no PM (33,59), devido o seu maior valor de densidade relativa (DR) na comunidade (13, 27%). Além disso, das 10 espécies com maior VI, PE e PM compartilham o maior número de espécies: *Anemia villosa*, *Rhynchospora emaciata* e *Vernonia decumbens*, que se destacam por apresentar elevados valores de densidades e coberturas relativas.

O PTD apresenta o maior número de espécies exclusivas dentre as dez dominantes das três comunidades: *Vellozia variegata*, *Trilepis lhotzkiana*, *Tibouchina manicata*, *Anemia* sp., *Rhynchospora emaciata*, *Pitcairnia decidua* e *Polygala* sp. Nessa área, a espécie *Bulbostylis scabra*, destacou-se na paisagem com maior percentual de cobertura (21,82%), aproximadamente 11% superior a segunda (*Vellozia variegata*) e a terceira espécie (*Doryopteris crenulans*), que apresentaram os maiores valores de DR da comunidade. No PE, as duas espécies de maior dominância na comunidade (*Anemia villosa* e *Pitcairnia carinata*), obtiveram os maiores valores de VI, devido aos altos valores de DR, ambas somaram mais de 33,3 % da DR total. No PM, o VI foi equilibrado entre coberturas, frequências e densidades relativas das espécies (ANEXO; Tabela 1).

O índice de diversidade de Shannon - Wiewer (H') para as três áreas permaneceu entre 3,07 e 3,20, Simpson entre 0,06 e 0,08 e Equabilidade de Pielou (J) entre 0,74 e 0,79 (Tabela 1).

Tabela 1: Resumos das análises florísticas, estruturais e diversidade nas três áreas do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Pico Totem Deitado (PTD); Pico Elefante (PE); Pico Mamute (PM). Apresentam-se os valores do número de Indivíduos (NI), riqueza (S), família (F), índice de diversidade Shannon (H'), equabilidade de Pielou (J) e Simpson (D).

	PTD	PE	PM
NI	2.447	3.393	3.164
S	66	66	47

F	27	29	19
H'	3,28	3,10	3,07
J	0,78	0,74	0,79
D	0,06	0,08	0,06

Caracterização edáfica

Entre todas as áreas existem diferenças nas variáveis edáficas (Tabela 2). O PTD apresentou os maiores teores de areia fina e grossa, enquanto o PE e PM exibiram os maiores teores de silte e argila, respectivamente.

As variáveis químicas caracterizam os solos dos campos de altitude estudados como ácidos (pH 4,6 a 4,9), com elevados níveis de alumínio trocável e altos teores de matéria orgânica. Além disso, podem ser considerados álicos (saturação por alumínio > 50%), com baixa CTC efetiva e distróficos (saturação por bases < 50%). Os teores de fósforo disponível, magnésio, cálcio e potássio foram baixos em todas as áreas. O PE apresentou os maiores valores de macronutrientes, juntamente com matéria orgânica. O PTD foi o que exibiu os menores valores desses atributos, bem como baixa CTC efetiva ($2,10 \pm 0,57$), entre as áreas estudadas, sendo a dos PE e PM considerada média. Além disso, apresentou os menores valores de pH, acidez potencial quando comparado as demais áreas (Tabela 2).

Tabela 2: Variáveis físicas e químicas do solonas três áreas do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Pico Totem Deitado (PTD); Pico Elefante (PE); Pico Mamute (PM). Os dados estão representados pelas médias entre as parcelas, com seus respectivos desvios padrão. H = Teste de Kruskal Wallis; * p < 0.05.

	PTD	PE	PM	H	p valor
pH em Água	4,63 ± 0,35 ^b	4,92 ± 0,45 ^a	4,83 ± 0,38 ^a	39,6	*
P (mg/dm ₃)	5,43 ± 2,83 ^b	6,34 ± 2,39 ^c	8,14 ± 3,73 ^a	45,7	*
Ca ²⁺ (cmol _c /dm ³)	0,25 ± 0,17 ^b	0,56 ± 0,38 ^a	0,31 ± 0,33 ^b	67,5	*
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	0,12 ± 0,06 ^b	0,21 ± 0,11 ^a	0,16 ± 0,09 ^b	53,4	*
K ⁺ (mg/dm ₃)	40,49 ± 21,38 ^b	55,77 ± 16,63 ^a	41,74 ± 18,17 ^b	41,8	*
SB (cmol _c /dm ³)	0,48 ± 0,26 ^b	0,92 ± 0,49 ^a	0,55 ± 0,43 ^b	70,9	*
CTC (t) (cmol _c /dm ³)	2,10 ± 0,57 ^b	2,43 ± 0,49 ^a	2,61 ± 0,74 ^a	26,54	*
CTC (T) (cmol _c /dm ³)	12,55 ± 3,75 ^c	17,13 ± 2,87 ^b	19,12 ± 4,06 ^a	109,1	*
Al ³⁺ (cmol _c /dm ³)	1,68 ± 0,46 ^b	1,51 ± 0,42 ^c	2,05 ± 0,59 ^a	49,6	*
H+Al ³⁺ (cmol _c /dm ³)	12,07 ± 3,62 ^c	16,21 ± 2,83 ^b	18,57 ± 3,94 ^a	110,9	*

V (%)	3,90 ± 1,83 ^b	5,47 ± 3,09 ^a	2,90 ± 2,13 ^c	72,9	*
m (%)	77,38 ± 11,89 ^b	62,85 ± 15,67 ^c	79,22 ± 12,48 ^a	83,9	*
M.O. (dag/kg)	14,73 ± 7,75 ^c	23,63 ± 7,94 ^a	19,73 ± 5,35 ^b	65,1	*
P-rem (mg/dm ₂)	30,55 ± 9,35 ^a	5,0 ± 7,27 ^b	16,89 ± 8,33 ^b	104,9	*
Areia grossa (dag.kg ⁻¹)	45,53 ± 11,33 ^a	39,78 ± 6,24 ^b	41,91 ± 5,72 ^b	19,86	*
Areia fina (dag.kg ⁻¹)	27,37 ± 7,47 ^a	24,64 ± 3,99 ^b	25,80 ± 4,23 ^b	13,39	*
Silte (dag.kg ⁻¹)	14,29 ± 6,15 ^b	19,48 ± 5,08 ^a	14,12 ± 4,62 ^b	58,56	*
Argila (dag.kg ⁻¹)	12,00 ± 3,55 ^c	16,00 ± 2,52 ^b	18,00 ± 3,73 ^a	121,3	*

pH = Potencial de Hidrogênio; P = Fósforo disponível; Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; K = Potássio; SB = Soma de Bases; CTC (t) = Capacidade de Troca Catiônica efetiva; CTC (T) = Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; Al = Alumínio; H + Al = Acidez Potencial; V = Índice de Saturação de Bases; m = Índice de Saturação de alumínio; MO = Matéria Orgânica; P-rem = Fósforo remanescente. Valores seguidos pelas mesmas letras na linha não diferem entre si pelo teste de Mann Whitney em nível de 5% de probabilidade.

Relação altitude-solo-vegetação

Na análise de ordenação NMDS para dados da estrutura da vegetação, os dois primeiros eixos foram significativos ($p < 0,05$), com valor de estresse de 15,57 % e 16,98% para abundância e cobertura, respectivamente. Ambos os valores, indicaram que a ordenação foi adequada para interpretação dos referidos dados da vegetação.

Pela análise da PCA, 53,65% da variância acumulada foi explicada nos dois primeiros eixos, com autovalores de 6,64 e 4,08 para o Eixo 1 e 2, respectivamente.

O diagrama de ordenação da CCA separou nitidamente dois grupos de acordo com suas variações edáficas e altimétricas (Figura 3). O primeiro, formado por parcelas do PTD e PE correlacionadas com areia grossa e fina, e o segundo, formado por parcelas do PE e PM correlacionadas com as demais variáveis ambientais. Na CCA, apenas o autovalor do primeiro eixo para abundância (0,589) e cobertura (0,562) foi significativo ($p = 0,001$), explicando 4,2% e 5,2% da variância dos dados, respectivamente. O índice de correlação de Pearson, obtidos a partir do teste de Monte Carlo, indicou correlações elevadas e significativas para esse eixo entre abundância ($r = 0,907$; $p = 0,001$) e cobertura ($r = 0,904$; $p = 0,001$) com as variáveis ambientais. Para a abundância, o primeiro eixo foi positivamente correlacionado com areia grossa e fina e negativamente com altitude, pH_{H₂O}, potássio, cálcio, magnésio, H+Al⁺³, CTC efetiva, matéria orgânica e altitude. Para a cobertura o primeiro eixo foi correlacionado com as variáveis ambientais de maneira oposta a abundância. Dentre essas, as que apresentaram elevadas correlações com ambos os parâmetros estruturais da vegetação ($> 0,5$) foram: altitude, CTC efetiva e H+Al⁺³.

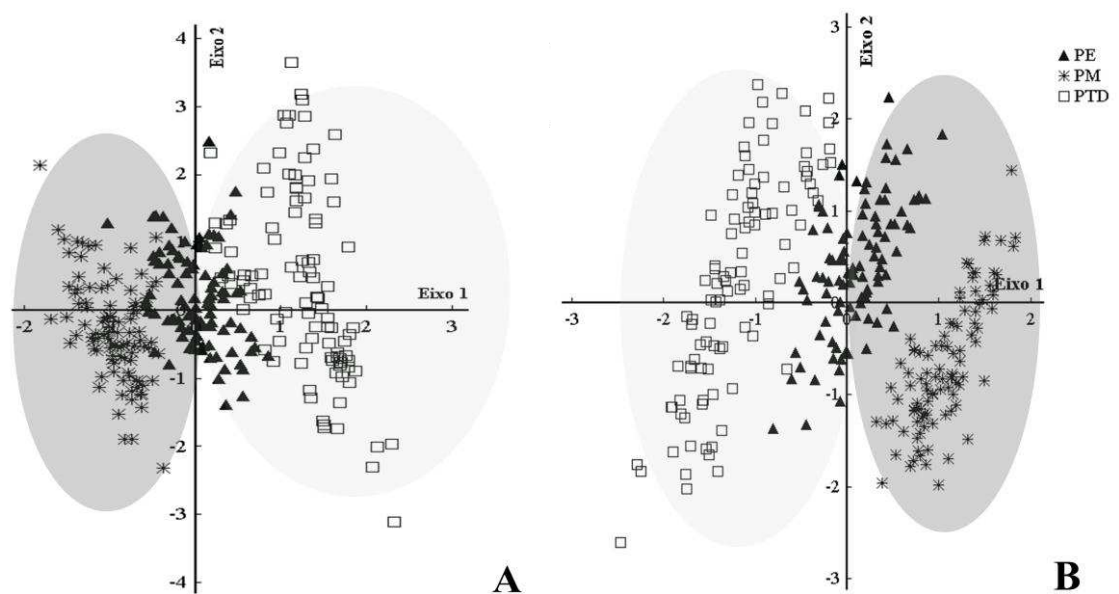


Figura 3: Diagrama de ordenação das 300 parcelas, produzido pela análise de correspondência canônica para **A)** abundância e **B)** cobertura, nas três áreas do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. PTD = Pico Totem Deitado; PE = Pico Elefante; PM = Pico Mamute. Círculo cinza claro corresponde às parcelas correlacionadas com variáveis edáficas representadas por vetores de **Areia fina** e **Areia grossa**. Círculo cinza escuro corresponde às parcelas correlacionadas com os vetores **altitude** e variáveis edáficas: **pH_{H₂O}**, **potássio (K)**, **cálcio (Ca)**, **magnésio (Mg)**, **H+Al⁺³**, **CTC efetiva (t)** e **matéria orgânica (MO)**.

A distribuição das abundâncias e coberturas das espécies em relação às variáveis ambientais seguiu um padrão semelhante. Com relação a esses parâmetros estruturais, as espécies mais correlacionadas com areia grossa e fina foram *Doryopteris crenulans*, *Vellozia variegata*, *Pitcairnia carinata*, *Rhynchospora emaciata*, *Anemia* sp., *Polygala* sp., *Trilepis lhotzkiana*. As espécies correlacionadas as maiores cotas altimétricas e solos mais ácidos, com os maiores teores de macronutrientes e matéria orgânica foram *Anemia villosa*, *Lantana* sp., *Vernonia decumbens*, *Croton migrans*, *Tibouchina manicata*, *Baccharis platypoda* (Figura 4 e 5).

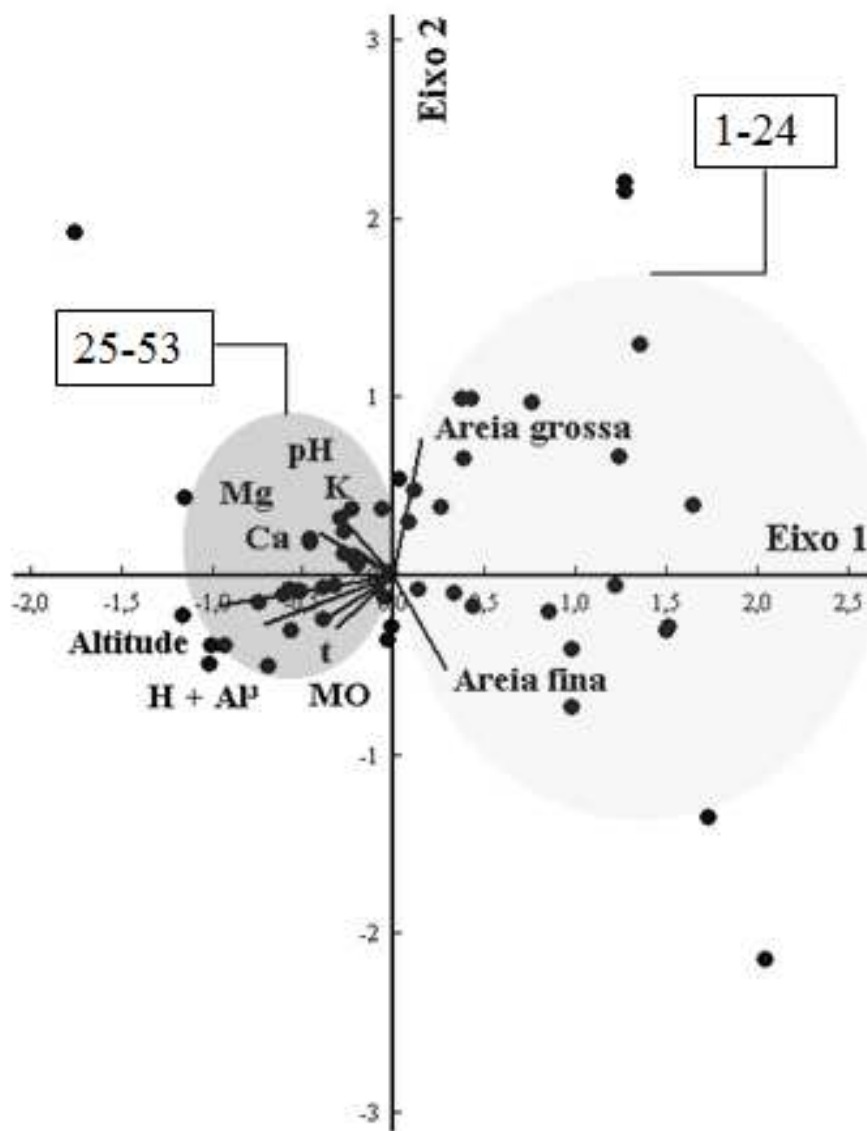


Figura 4: Diagrama de ordenação para **ABUNDÂNCIA** das 53 espécies nas três áreas do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Círculo cinza claro corresponde às espécies correlacionadas com os vetores **Areia fina** e **Areia grossa**. Círculo cinza escuro corresponde às espécies correlacionadas com os vetores **altitude** e variáveis edáficas: **pH_{H₂O}**, **potássio (K)**, **cálcio (Ca)**, **magnésio (Mg)**, **acidez potencial (H+Al³⁺)**, **CTC efetiva (t)** e **matéria orgânica (MO)**. **Numeração 1-24:** *Marsetia taxifolia*, *Lavoisiera imbricata*, *Polygala* sp., *Rhynchospora emaciata*, Iridaceae, *Trimezia* sp., Ochnaceae; *Spermacoce poaya*, *Bulbostylis scabra*, *Vernonia scorpioides*, *Vellozia variegata*, *Dyckia bracteata*, Indeterminada 1, *Lippia triplinervis*, *Tibouchina* sp., *Pitcairnia carinata*; *Trilepsis lhotzkiana*; *Pleurothallis prolifera*; *Anemia* sp.; *Pitcairnia decídua*; *Doryopteris crenulans*; *Mayaca* sp.; *Doryopteris collina*; *Bromelia* sp.; **Numeração 25-53:** *Agarista niederleinii*, *Tibouchina manicata*, *Zygopetalum brachypetalum*, *Xyris filifolia*, *Cleistes gracilis*, *Vernonia geminata*, Poaceae sp.7, *Cuphea racemosa*, Poaceae sp.6, *Axonopus pressus*, *Achyrocline satuireioides*, *Rhynchospora splendens*, *Vernoniadecumbens*, Poaceae sp.5, *Eupatorium intermedium*, *Anemia villosa*, *Laelia* sp., *Lantana* sp., *Croton migrans*, Poaceae sp.4, *Esterhazyia splendida*, *Peperomia galioides*, *Baccharis platypoda*, *Oncidium barbaceniae*, *Neomarica* sp., *Hippeastrum glaucescens*, *Lycopodium clavatum*, *Abatia americana*, *Siparuna* sp.

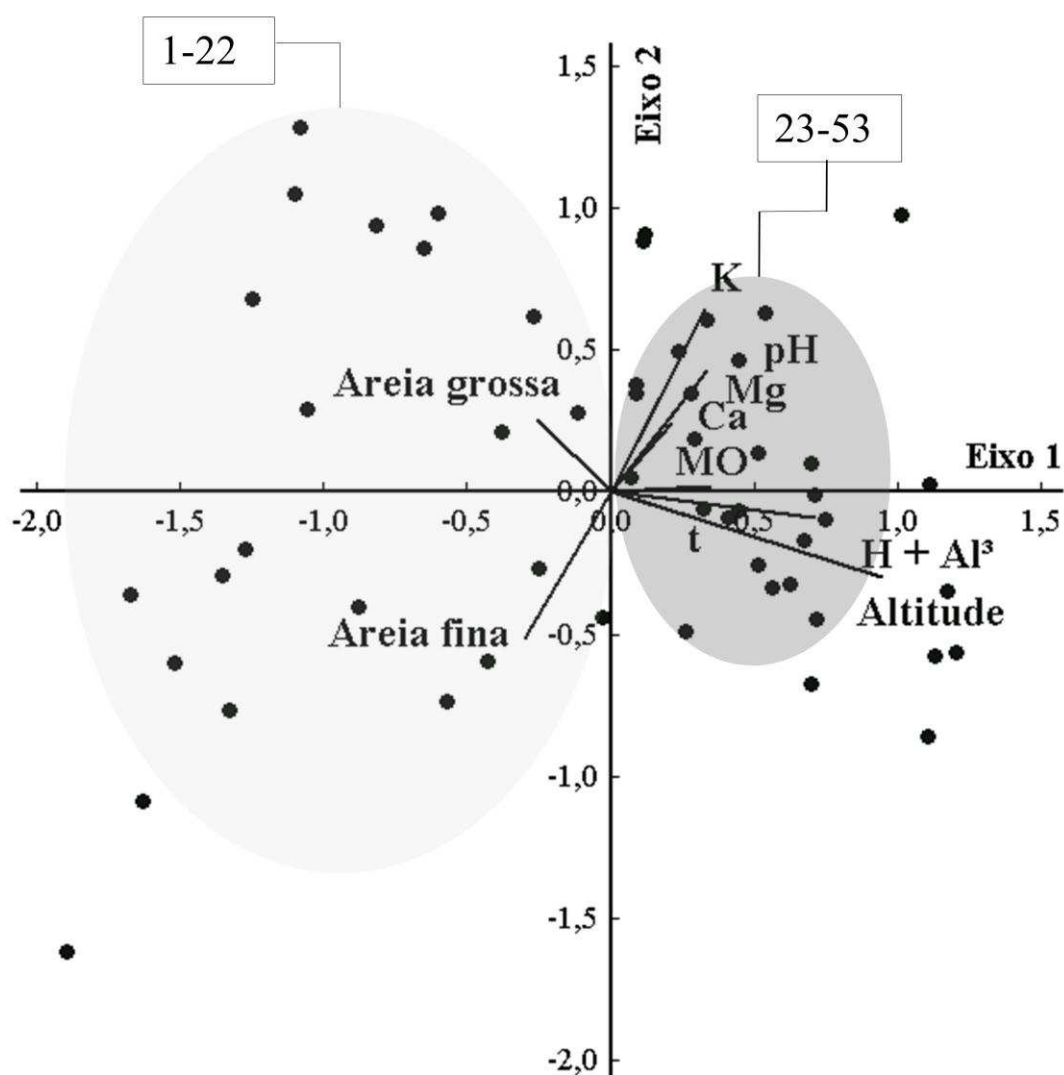


Figura 5: Diagrama de ordenação para **COBERTURA** das 53 espécies nas três áreas do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Círculo cinza claro corresponde às espécies correlacionadas com os vetores **Areia fina** e **Areia grossa**. Círculo cinza escuro corresponde às espécies correlacionadas com os vetores **altitude** e variáveis edáficas: **pH_{H₂O}**, **potássio (K)**, **cálcio (Ca)**, **magnésio (Mg)**, **acidez potencial (H+Al³⁺)**, **CTC efetiva (t)** e **matéria orgânica (MO)**. **Numeração 1-22**: *Marsetia taxifolia*, *Polygala* sp., *Rhynchospora emaciata*, Iridaceae, *Trimezia* sp., Ochnaceae; *Zygopetalum brachypetalum*, *Bulbostylis scabra*, *Vernonia scorpioides*, *Vellozia variegata*, Indeterminada 1, *Lippia triplinervis*, *Tibouchina* sp., *Pitcarnia carinata*; *Trilepsis lhotzkiana*; *Pleurothallis prolifera*; *Anemia* sp.; *Pitcairnia decídua*; *Doryopteris crenulans*; *Mayaca* sp.; *Doryopteris collina*; *Bromelia* sp. **Numeração 23-53**: *Dyckia bracteata*, *Spermacoce poaya*, *Agarista niederleinii*, *Tibouchina manicata*, *Xyris filifolia*, *Cleistes gracilis*, *Vernonia geminata*, Poaceae sp.7, *Cuphea racemosa*, Poaceae sp.6, *Axonopus pressus*, *Achyrocline satureioides*, *Lavoisiera imbricata*, *Rhynchospora splendens*, *Vernoniadecumbens*, Poaceae sp.5, *Eupatorium intermedium*, *Anemia villosa*, *Laelia* sp., *Lantana* sp., *Croton migrans*, Poaceae sp.4, *Esterhazyia splendida*, *Peperomia galioides*, *Baccharis platypoda*, *Oncidium barbaceniae*, *Neomarica* sp., *Hippeastrum glaucescens*, *Lycopodium clavatum*, *Abatia americana*, *Siparuna* sp.

A partir da análise dos modelos lineares generalizados, dentre os componentes do solo, cálcio, magnésio e areia grossa foram significativamente relacionados à abundância das espécies (Tabela 3). Em relação à cobertura, todas as variáveis do solo foram significativamente relacionadas a esse parâmetro vegetacional. Além dos atributos edáficos, a altitude também influenciou a estrutura da vegetação, com valores significativos para abundância e cobertura das espécies. A riqueza foi relacionada significativamente com matéria orgânica, cálcio e magnésio.

O modelo para explicar a distribuição dos parâmetros estruturais das comunidades, em relação às variáveis edáficas, apresentou um efeito da matéria orgânica, $H+Al^{+3}$, CTC efetiva (t); potássio e pH nas abundâncias e coberturas das espécies (Figura 6 e 7; Tabela 3). Dessas, $H+Al^{+3}$ (AIC = 555,33), K (AIC = 594,21), pH (AIC = 585,2) e matéria orgânica (AIC = 588,91) tiveram efeitos mais pronunciados sobre o número de indivíduos (Figura 6). Assim como a abundância, a acidez potencial (AIC = 504,19), pH (AIC = 537,19), potássio (AIC = 553,5) e matéria orgânica (AIC = 544,15 (Figura 7) tiveram efeito mais pronunciado na cobertura das espécies. A altitude expressou os menores valores de AIC para abundância (482,07) e cobertura (441,48) (Figura 6 e 7). Dentre as variáveis significativamente relacionadas a riqueza, matéria orgânica (AIC = 268,85) e magnésio (AIC = 270,27) foram as que apresentaram os maiores efeitos, segundo o modelo mais parcimonioso (Figura 8).

Tabela 3. Funções das regressões lineares dos modelos lineares generalizados (GLM) sumarizados na interação das parcelas (n = 300) do Eixo 1 (NMDS) para abundância, cobertura e riqueza com as variáveis edáficas das três áreas (n = 3) do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Para todos os modelos foram utilizadas a distribuição de erros gaussianos. *** p < 0.001; ** p < 0.01; * p < 0.05; ns = não significativo. Null Deviance df = 299; Residual Deviance df = 298; Null Deviance para abundância = 126,93; Null Deviance para cobertura = 115,65; Null Deviance para riqueza = 7,0083.

Variável resposta	Variável explicativa	Residual Deviance	Equação da reta	Erro padrão	t valor	p valor
<i>Estrutura</i>						
Abundância	Pico* pH(H ₂ O)	122.28	y= 0,29x -1,43	0.08	3.34	***
	Pico* K ⁺	120.82	y= 0,69x - 1,12	0.17	3.86	***
	Pico* Ca ⁺	126.51	y= 0,41x -0,05	0.41	0.98	ns
	Pico* Mg ⁺	126.32	y= 1,26x-0,07	1,06	1.18	ns
	Pico* H+Al ⁺³	110.55	y= 1,85x -2.23	0.28	6.61	***
	Pico* t	110.74	y= 1,08x - 0,56	0.34	6.61	***
	Pico*M.O	123.78	y= 0,54x -0,069	0,19	2.73	**
	Pico*Areia grossa	126.65	y= -0,24x + 0,40	0.30	-0.80	ns
	Pico*Areia fina	124.09	y= -0,81x + 1,15	0.31	-2.59	**
	Pico*Altitude	86,38	y= 6,3.10 ⁻³ x -11,7	0.26	-0.45	***
Cobertura	Pico* pH(H ₂ O)	104	y= - 0,47x + 2.27	0,08	-5,27	***
	Pico * K ⁺	102,32	y= - 1,02x + 1.66	-6,02	1,9.10 ⁻⁹	***
	Pico * Ca ⁺	111,89	y= - 1,24x + 0.15	-3,15	0,001	**
	Pico * Mg ⁺	112,5	y= - 2,89x + 0.18	1,07	-2,87	**
	Pico * H+Al ⁺³	93,06	y= - 2,18x + 2.62	0,25	-8,46	***
	Pico* t	92,18	y= - 2,24x + 2.73	0,25	-8,66	***
	Pico*M.O	106,46	y= - 0,92x + 1.18	0,18	-5,04	***
	Pico*Areia grossa	112,51	y= 0,83x - 1.36	0,29	2,87	**
	Pico*Areia fina	108,85	y= 1,25x - 1.78	0,29	4,29	***
	Pico*Altitude	75,34	y= -0,006x + 11,2	0,005	-12,56	***
Riqueza	Pico* pH(H ₂ O)	6,99	y= 0,01x +0,72	0,02	0,85	ns
	Pico*K ⁺	6,96	y= 0,05x + 0,72	0,04	1,30	ns
	Pico*Ca ⁺	6,68	y= 0,36x + 0,76	0,09	3,80	***
	Pico*Mg ⁺	6,85	y= 0,62x + 0,77	0,24	2,53	*
	Pico* H+Al ⁺³	6,95	y= 0,10x + 0,69	0,07	1,45	ns
	Pico* t	6,98	y= 0,09x + 0,76	0,10	0,90	ns
	Pico* M.O	6,89	y= 0,10x + 0,68	0,04	2,22	*
	Pico*Areia grossa	6,97	y= -0,09x + 0,96	0,07	-1,26	ns
	Pico*Areia fina	6,99	y= -0,05x + 0,89	0,07	-0,71	ns
	Pico* Altitude	7,00	y= 3,9.10 ⁻⁵ +0,74	1,54.10 ⁻⁴	0,25	ns

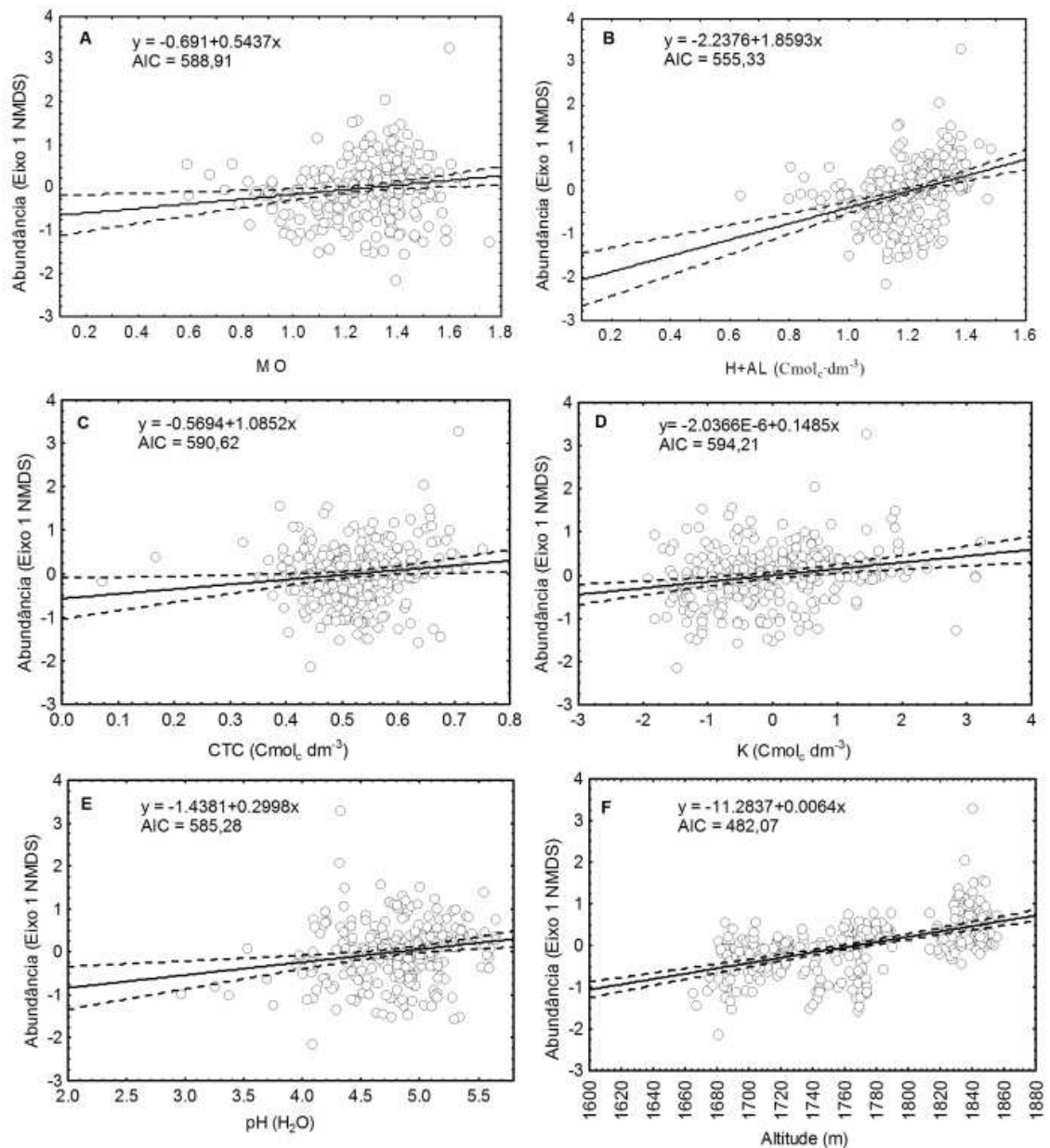


Figura 6: Relação entre abundância (Eixo 1 NMDS) e a) matéria orgânica (MO); b) acidez potencial ($H + Al^{+3}$); c) CTC efetiva (t); d) Potássio (K); e) pH_{H₂O} e f) Altitude das três áreas do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Destaca-se no gráfico a equação da reta e AIC (critériode informação Aikike's); n = 300.

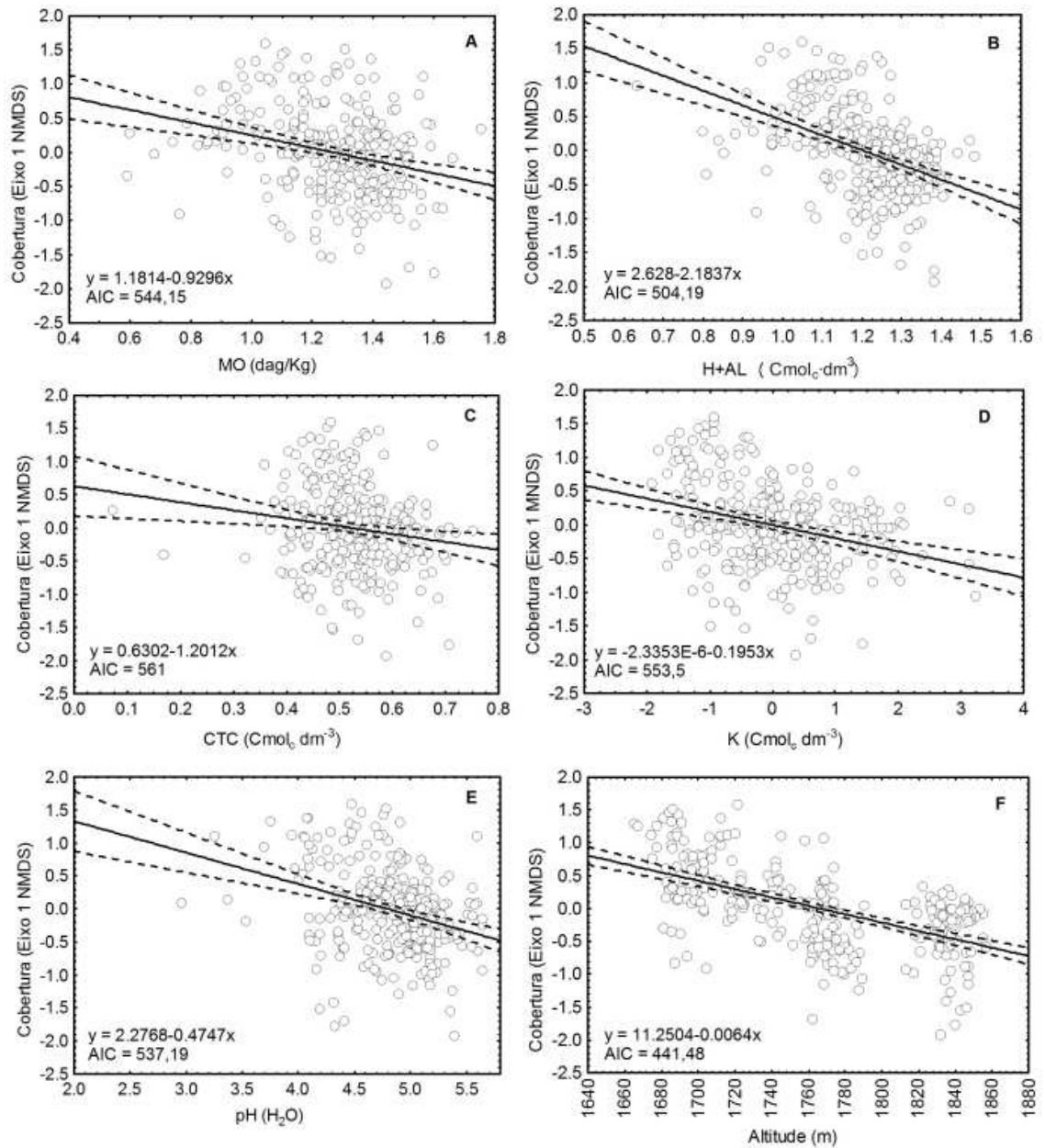


Figura 7: Relação entre cobertura (Eixo 1 NMDS) e a) matéria orgânica (MO); b) acidez potencial (H + Al⁺³); c) CTC efetiva (t); d) Potássio (K); e) pH_{H₂O} e f) Altitude das três áreas do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Destaca-se no gráfico a equação da reta e AIC (critério de informação Aikike's); n = 300.

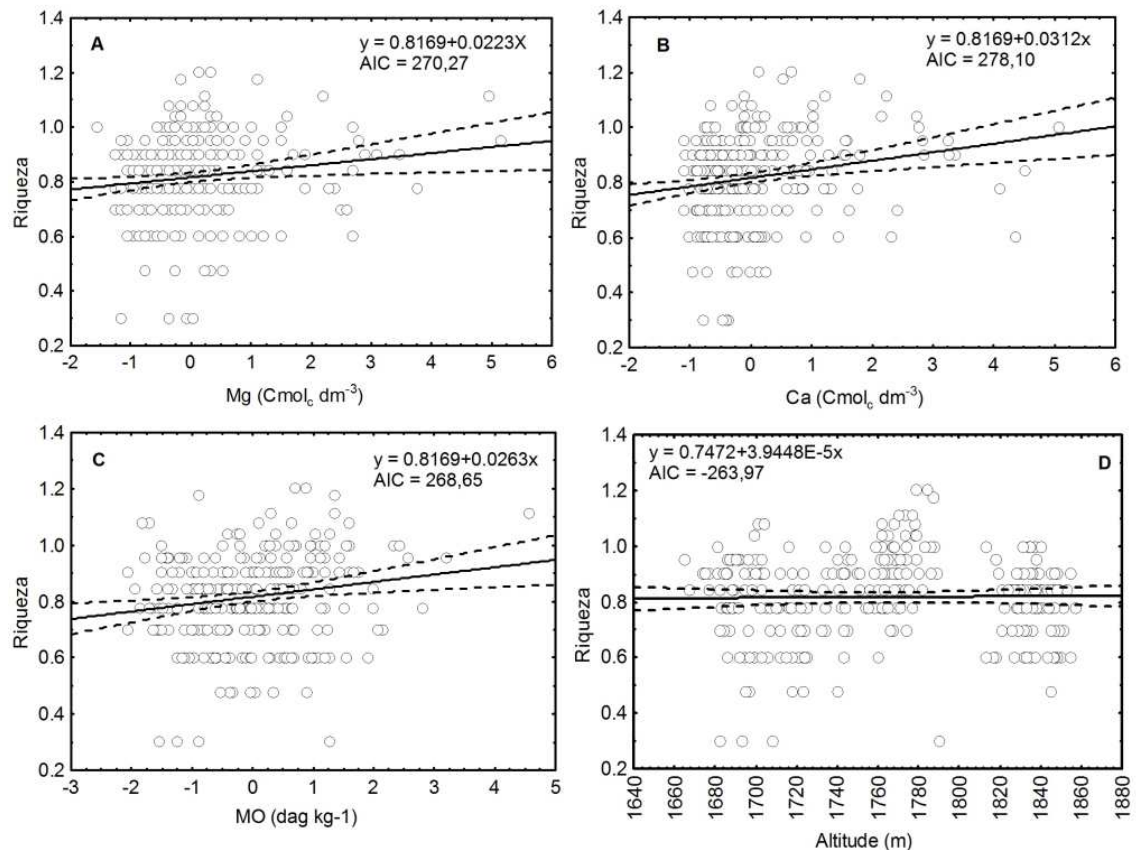


Figura 8: Relação entre riqueza e **A)** magnésio (Mg); **B)** cálcio (Ca); **C)** matéria orgânica (MO); **D)** Altitude das três áreas do Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Destaca-se no gráfico a equação da reta e AIC (critério de informação Aikike's); n = 300.

DISCUSSÃO

Neste estudo, foram descritas informações florísticas e estruturais relevantes, bem como analisado a relação solo/altitude-vegetação de comunidades sobre afloramentos rochosos em ecossistemas altomontanos. De uma forma geral, diferenças edáficas entre três comunidades, evidenciaram a pronunciada heterogeneidade ambiental na paisagem dos campos de altitude, em que propriedades físico-químicas do solo e altitude proporcionaram diferenças na composição, riqueza e estrutura da vegetação.

O elevado número de espécies das áreas amostradas corrobora outros padrões fitogeográficos, encontrados em ecossistemas montanos no Brasil (Safford 2007), sobre

diferentes litologias, como os que ocorrem em quartzito (Barbosa et al. 2015; Messias et al. 2012; Bitencourt et al. 2016), canga (Mourão e Stehmann 2007; Nunes et al. 2015), granitos e gnaisses (Safford e Martinelli 2000; Porembski 2007; Groger e Huber 2007; Tinti et al. 2015), bem como páramos andinos (Hernández e Monasterio 2006; Cuello et al. 2010; Londoño et al. 2014), e Tepuis na região da Guayana no norte da América do Sul (Sklenár e Balslev 2005; Vegas-Vilarrúbia et al. 2012). A riqueza em espécies levantadas por área pode ser considerada alta, quando comparada com outros levantamentos, que avaliaram a flora rupícola na mesma região (Caiafa e Silva 2005; Tinti et al. 2015). Esses autores destacam, em nível específico, a alta diversidade beta entre áreas de campo de altitude nas paisagens do sudeste brasileiro. Em concordância, Safford (2007), em uma escala mais ampla, aponta a maior relação de gêneros e espécies entre campos de altitude e áreas andinas, do que esses com áreas adjacentes pertencentes ao mesmo tipo vegetacional. Além da pronunciada variabilidade florísticas entre esses ecossistemas montanos, Ribeiro et al. (2007) e Carmo et al. (2016), atribuem o elevado número de espécies *in situ* heterogeneidade ambiental em uma pequena escala espacial dos afloramentos rochosos, em que a formação de microhabitats, como fissuras, fragmentos de rochas e ilhas de solo, atuam como preditores das comunidades vegetais. Além disso, espécies formadoras de tapetes, comumente encontradas em ambientes rupestres, facilitam o ingresso de outras espécies menos tolerantes, por propiciarem suporte mecânico, aporte de nutrientes e proteção às oscilações climáticas que esses ambientes estão submetidos (Meirelles et al. 1996; Porembski et al. 1998, Porembski 2007, Caiafa e Silva 2007).

As famílias mais representativas deste estudo, em relação ao número de espécies, são comumente encontradas em outros levantamentos sobre a flora dos campos de altitude (Safford 1999a; Caiafa e Silva 2005; Ribeiro et al. 2007; Rezende et al. 2013; Tinti et al. 2015) e demais vegetações rupestres do sudeste do Brasil (Porembski 1997; Esgario et al. 2009; Conceição et al. 2007; Carmo et al. 2014) com destaque para Asteraceae, que além de estar entre as famílias com maior riqueza nos inventários florísticos realizados em ambientes rupestres, destaca-se em ecossistemas de altitude da porção oeste da América do Sul e Central (Safford 2007; Cuello et al. 2010). A considerável riqueza de espécies dessa família pode estar ligada, à capacidade de muitas colonizarem ambientes sujeitos às condições edafoclimáticas severas, uma vez que apresentam adaptações em distintos aspectos biológicos.

Entre as áreas, as similaridades florísticas ao nível de espécies podem ser consideradas, relativamente elevadas, tendo em vista que 25 % é o limite mínimo para duas comunidades serem tratadas como floristicamente semelhantes (Müller-Dombois e Ellenberg 1974). Entretanto, observa-se que entre o PTD e PM esta similaridade não é tão pronunciada (30%), mesmo com uma curta distância geográfica. De acordo com Barthlott et al. (1993), a flora rupícola brasileira caracteriza-se pela sua distinta e restrita composição de espécies, que afloramentos rochosos geograficamente próximos exibem inventários florísticos diferentes. A distribuição das espécies pode ser influenciada tanto por perturbações antrópicas, com diferentes intensidades e frequências (Sarmiento et al. 2003), quanto por fatores ambientais locais, como topografia (Buytaert et al. 2010), presença de afloramentos rochosos, efeito do gradiente altitudinal (Körner 2007; McCain e Grytnes 2010), bem como condições edáficas (Valencia et al. 2013).

A diferença entre os solos das três áreas, com relação às variáveis físico-químicas, evidencia a pronunciada heterogeneidade das condições ambientais na paisagem dos campos de altitude do PESB. Em geral, as características edáficas do presente estudo, estão em conformidade com aquelas descritas por Benites et al. (2001), em trabalho sobre a caracterização da matéria orgânica e micromorfologia de solos desenvolvidos sobre rochas granítico-gnáissicas na Serra do Brigadeiro, assim como outras áreas altomontanas no sul (Volkoff et al. 1984; Vashchenko et al. 2007; Scheer et al. 2011) e sudeste brasileiro (Benites et al. 2003, 2007; Simas et al. 2005; Messias et al. 2013; Carmo e Jacobi 2014; Silveira et al. 2015).

Dentre as áreas, o PTD foi o que apresentou os maiores teores de areia grossa e fina quando comparado com PE e PM. Esses últimos, além de mostrarem baixo teor de areia e elevados de silte e argila, exibiram os maiores teores dos demais atributos do solo, com destaque para o PE que mostrou diferenças significativas nos valores de K, Ca e Mg em relação ao PTD e PM. Em ecossistemas altomontanos constituídos por solos arenosos, a pouca argila e elevado teor de matéria orgânica atuam na adsorção de cátions trocáveis (Benites et al. 2001; Le Stradic et al. 2015), que em conjunto, apresentam um papel relevante na retenção hídrica e nutricional dos solos (Resende et al. 1995; Rizzini 1997; Dutra 2005), indispensáveis para a sustentação da flora rupestre. Nesses sistemas a camada orgânica superficial tem sua decomposição reduzida, com acúmulo de substâncias húmicas, devido à baixa atividade microbiana, ocasionada tanto pelos elevados teores de alumínio trocável quanto pelas baixas temperaturas e restrições nutricionais (Benites et al. 2001; Simas et al. 2005; Messias 2011; Silveira et al.

2015). Para o PTD, seus altos teores de areia podem estar relacionados à elevada quantidade de veios de quartzo que o mesmo apresenta, como apontado por Caiafa e Silva (2005). Na Serra do Brigadeiro, em vários locais, pelo acúmulo pronunciado de sedimento de quartzo, ocorrem solos semelhantes aos encontrados no quartzito, classificados como areno-quartzosos, formados pela decomposição de migmatitos ricos em veios de quartzo (Benites, 2001).

Fundamentado nas distintas propriedades físico-químicas dos solos, bem como as diferentes cotas altimétricas das áreas, sugerimos que ambas as características ambientais possam promover diferenças florísticas e estruturais entre os mesmos. Tal fato é confirmado pela separação das parcelas de acordo com as variáveis ambientais, as quais podem estar relacionadas à distribuição em abundância e cobertura das espécies das três áreas deste estudo (Figura 3).

Dois grupos distintos foram formados, indicando a concentração das espécies em habitats preferenciais, em função da altitude, bem como da fertilidade e textura do solo: um formado pelas espécies que apresentaram correlações com solos mais arenosos, as quais são dominantes em termos de número de indivíduos e cobertura relativa no PTD, como *Vellozia variegata*, *Rhynchospora emaciata*, *Trilepis lhotzkiana* e *Bulbostylis scabra*. Essas pertencem às famílias *Cyperaceae* e *Velloziaceae*, frequentemente relatadas em ambientes rupestres arenosos (Conceição e Pirani 2005; Messias et al. 2012), caracterizadas por possuírem mecanismos adaptativos extremamente eficientes ao déficit hídrico, como a tolerância a dessecação (Porembski e Barthlott, 1995; Porembski e Barthlott 2000), uma vez que solos com elevados teores de areia apresentam baixa capacidade de reter umidade (Resende et al. 1995); o outro grupo corresponde às espécies que exibiram elevada correlação com solos mais férteis e menos arenosos, as quais apresentam as maiores abundâncias e coberturas nas áreas com as maiores altitudes (PM e PE), como *Anemia villosa*, *Baccharis platypoda* e *Vernonia decumbens*. Relações entre nutrientes disponíveis e textura do solo e características florísticas e estruturais da vegetação foram encontradas em áreas rupestres sobre granitos (Abreu et al. 2012). Segundo Abreu et al. (2012), esses autores, em escala local, a textura é capaz de limitar ou favorecer a distribuição de certas espécies, que juntamente com os atributos químicos do solo podem determinar fortemente a seleção das mesmas em habitats específicos.

O PE e PM possuem as maiores abundâncias e menores coberturas dentre as comunidades, com destaque para o PE que além de apresentar o maior número de

indivíduos, é a área com maior riqueza, juntamente com o PTD (Tabela 1). De acordo com Campos et al. (dados não publicados), uma pequena diferença altimétrica poderia ser responsável por alterações significativas na composição, diversidade e estrutura das comunidades altomontanas no sudeste brasileiro, com notável padrão de decréscimo no número de espécies, indivíduos e cobertura das espécies com o aumento altitudinal. Esses autores presumem que o efeito da altitude sobre a variação regional da temperatura nos campos de altitude, assim como tem sido comprovado em outros ecossistemas de montanha (Sarmiento 1986; Safford 1998b; McCain e Grytnes 2010), atuaria como principal fator ambiental nessas diferenças. Contudo, comparações relacionadas com o estudo realizado por Campos et al. (dados não publicados), tornam-se difíceis, haja visto que os campos de altitudes analisados pelos autores encontram-se, com uma elevação de, aproximadamente 1.000 m superior a do presente estudo, em que pequenas diferenças altimétricas poderiam ter um efeito mais pronunciado na dinâmica vegetacional. Borges et al. (2013), ao avaliar a variação da riqueza de espécies herbáceas ao longo de um gradiente altitudinal (1.105m a 1.545m), em ecossistema montano rupestre, não encontrou relação significativa entre ambas as variáveis, sugerindo que a riqueza de espécies em áreas, relativamente próximas, nesse tipo de ambiente pode estar sob influência de fatores locais predominantes. Assim, como apontado por Borges et al. (2013), sugerimos que a diminuição da riqueza para o PM, pode estar sendo influenciada por outros fatores, como face de exposição da montanha, declividade do terreno e pluviosidade, uma vez que não foram encontradas relação da altitude com esse parâmetro vegetacional.

Por outro lado, a riqueza de espécies foi correlacionada com matéria orgânica, magnésio e cálcio, assim como a abundância e cobertura, que além de apresentar relação com matéria orgânica, foram influenciadas pela acidez potencial, pH e potássio e altitude. O PE apresenta os maiores valores para abundância e riqueza de espécies e os menores para cobertura, sendo a área, juntamente com o PM, com as maiores cotas altimétricas. Assim, sugerimos que abundância, cobertura e riqueza podem estar relacionadas com características do solo, como maior fertilidade e maiores teores de acidez e matéria orgânica, que se alteram com o gradiente altitudinal. De acordo com Benites et al. (2007), a matéria orgânica é fundamental nos processos de gênese dos solos e sustentabilidade dos ecossistemas altomontanos. Nos horizontes superficiais, a elevada acidez potencial e pH, evidencia que a maior quantidade de cargas negativas é proveniente de compostos orgânicos (Simas et al. 2005) que atuam na adsorção de

elementos com cargas positivas, como Ca, Mg e K, promovendo assim, um aumento da eficiência nutricional dos solos. A dinâmica entre o solo e a vegetação ocorre de maneira cíclica, uma vez que as substâncias húmicas contribuem para o aumento da retenção de água e nutrientes do solo, favorecendo o desenvolvimento da vegetação, a qual retorna para o sistema mais matéria orgânica, por meio do aporte de material vegetal, assegurando dessa forma, a sustentabilidade desses ambientes (Simas et al., 2005; Benites et al., 2007). Assim, apesar de alguns estudos apontarem que a disponibilidade de nutrientes é concebida como fator condicionante da redução da riqueza de espécies em comunidade campestres (Huston 1979; Berendse e Elberse 1990), nossos resultados sugerem que a mesma pode ser o principal condicionante das diferenças na riqueza e estrutura entre as três comunidades analisadas ao longo do gradiente.

CONCLUSÕES

Nossos resultados indicam um gradiente ambiental determinado por fatores abióticos, como solo e altitude que se relacionam significativamente a estrutura e diversidade da vegetação associada aos afloramentos rochosos nos campos de altitude do PESB. As comunidades caracterizam-se pela sua expressiva riqueza de espécies, relacionadas à grande heterogeneidade ambiental em uma pequena escala espacial, além de um pronunciado grau de diferenciação florística, mesmo a curta distância geográfica. A pequena diferença altimétrica das áreas não foi suficiente para alterações significativas na riqueza. Contudo, tal fator abiótico influenciou a estrutura das comunidades, com relações significativas com a abundância e cobertura das espécies. Além da altitude, atributos edáficos foram significativamente relacionados com ambos os parâmetros vegetacionais, com a formação de dois grupos distintos indicando a concentração de espécies em habitats preferenciais de acordo com a altitude, fertilidade e textura do solo. Além de influenciar a estrutura da comunidade, atributos do solo relacionaram-se significativamente com a riqueza. Demonstramos que em ambientes sujeitos a severas condições ambientais, a pequena diferença na fertilidade do solo pode ser responsável por alterações na estrutura e diversidade das comunidades. Observamos que não somente o número de indivíduos das espécies aumentaram com a fertilidade do solo, mas também o número de espécies. Contudo, ressaltamos que a falta de informações sobre a dinâmica vegetacional dos campos de altitude, dificulta a

compreensão da distribuição espacial e temporal das espécies em relação aos fatores abióticos que possam reger nesses ambientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu, M.F., Pinto, J.R.R., Maracahipes, L., Gomes, L., Oliveira, E.A. De, Marimon, B.S., Marimon Junior, B.H., Farias, J. De, Lenza, E., 2012. Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree-shrub vegetation in typical and rocky outcrop cerrado areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. **Brazilian Journal of Botanic** **35**: 259-272.

Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: B. N. Petrov and F. Csaki (eds.). **Second international symposium on information theory**. Budapest: Academiai Kiado.

Barbosa, N.P.; Fernandes, U.; Sanchez-Azofeifa, G.W. 2015. A relict species restricted to a quartzitic mountain in tropical America: an example of microrefugium. **Acta Botânica Brasilica** **29**: 299-309.

Barthlott, W., A. Gröger and S. Porembski. 1993. Some remarks on the vegetation of tropical inselbergs: diversity and ecological differentiation. **Biogéographica** **69**: 105-124.

Benites, C. D. 2001. Seção V - Gênese , Morfologia e Classificação do Solo Micromorfologia de Solos sob Campos de Altitude no Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil.

Benites, V. M.; Schaefer, C. E. G. R.; Simas, F. N. B.; Santos, H. G. 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 569-577.

Benites, V.M.; Caiafa, A. N.; Mendonça, E.S.; Schaefer, C.E.G.R.; Ker, J.C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Revista Floresta e Ambiente** **10**: 76-85.

Benites, V.M.; Caiafa, N.; Mendonça, E.S.; Schaefer, C.E.; Ker, J.C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da mantiqueira e do espinhaço. **Floresta e Ambiente** **10**: 76-85.

Berendse, H. L.; Elberse, F. B. W. 1990. Competition and nutrient availability in heathland and grassland ecosystems. Perspectives on plant competition. 146p.

Bitencourt, C.; Rapini, A.; Damascena dos Santos, L.; De Marco Junior, P. 2016. The worrying future of the endemic flora of a tropical mountain range under climate change. **Flora** **218**: 1-10.

Borges, R.F.; Carneiro, M.A.; Viana, P. 2011. Altitudinal distribution and species richness of herbaceous plants in campos rupestres of the Southern Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. **Rodriguésia** **62**(1):139-152.

Brade, A. C.1956. "A Flora do Parque Nacional de Itatiaia". **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia** **5**:1-112.

Braun-Blanquet, J. 1979. **Fitosociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. Ed. Blume. Madrid.

Brown, J.H. 1993. Assessing the effects of global change on animals in western North America. Mooney, H.A.; Fuentes, E.R.; Kronberg, B.I. (eds) **Earth System Responses to Global Change**. Academic Press, San Diego, 267-284pp.

Burke, A. 2003. Inselbergs in a changing world – global trends. **Diversity and Distributions** **9**: 375-383.

Buytaert, W.; Cuesta-Camacho, F.; Tobón, C. 2011. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. **Global Ecology Biogeography** **20**: 19-33.

Caiafa, A. N.; Silva, A. F. 2005. Composição florística e espectro biológico de um Campo de Altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia** **56**:163-173.

Caiafa, A.N.; Silva, A.F. 2007. Structural analysis of the vegetation on a highland granitic rock outcrop in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 657-664.

Campos, P. V.; Nunes, J. A.; Schaefer, C. E. G. R.; Villa, P. M.; Neri, A. V. Dados não publicados. Diversidade e estrutura de vegetações em Campos de Altitude, Parque Nacional do Caparó, MG/ES, Brasil. Dissertação. 23p.

Carmo, F.F. do, 2014. Padrões de diversidade, composição florística e estrutura de comunidades de plantas em afloramentos rochosos, Quadrilátero Ferrífero, Brasil. 160p.

Carmo, F.F., de Campos, I.C., Jacobi, C.M., 2016. Effects of fine-scale surface heterogeneity on rock outcrop plant community structure. **Journal Vegetation Science** **27**: 50-59.

Clarke, K. R.; Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Mar Ecology Program Service** (in press).

Conceição, A. A.;J. R. Pirani. 2007. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mais riquezas similares. **Rodriguésia****58**: 193-206.

- Conceição, A. A.; Pirani, J. R. 2005. “Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: Substrato, composição florística e aspectos estruturais”. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** **23**: 85-111.
- Conceição, A.A.; Giuletta, A.M. 2002. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Hoehnea****29**: 37-48.
- Dubuis, A.; Giovanettina, S.; Pellisseir, L.; Pottier, J.; Vittoz, P.; Guisan, A. 2013. Improving the prediction of plant species distribution and community composition by adding edaphic to topo-climatic variables. **Journal of Vegetation Science** **24** (4): 593-606.
- Duque, A.; Sánchez, M.; Cavelier, J.; Duivenvoorden, J. 2002. Different floristic composition patterns of woody understory and canopy plants in Colombian Amazonian. **Journal of Tropical Ecology** **18**: 499-525.
- Dutra, G. C. Estratificação ambiental visando à recuperação da vegetação ciliar no entorno do lago da Usina Hidrelétrica do Funil, em Minas Gerais. 2005. 111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento. 212p.
- Engevix. 1995. Caracterização do meio físico da área autorizada para criação do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – Relatório técnico final dos estudos. Instituto Estadual da Floresta, Bird/Pró-Floresta/Seplan, Barueri.
- Esgario, C. P.; Fontana, A. P.; Silva, A. G. 2009. A flora vascular sobre rocha no Alto Misterioso , uma área prioritária para a conservação da Mata Atlântica no Espírito Santo, Sudeste do Brasil. **Natureza On Line** **7**: 80-91.
- Gallardo-Cruz, J.A.; Pérez-García, E.A.; Meave, J.A. 2009. β -Diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. **Landscape Ecology** **24**: 473-482.
- Gastauer, M., M. C. T. B. Messias e J. A. A. M. Neto. 2012. Floristic Composition, Species Richness and Diversity of CampoRupestreVegetation from the Itacolomi State Park, Minas Gerais, Brazil. **Environment and Natural Resources Research** **2**(3): 115-128.
- Geiger, R., 1965. The Climate Near the Ground. Revised. ed., Engl. Transl. Harvard University Press, Cambridge, MA, 611 pp.
- Gentry, A. H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden** **75**:1-34.

- Gröger, A.; Huber, O. 2007. Rock outcrop habitats in the Venezuelan Guayana lowlands: main vegetation types and floristic components. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 599-609.
- Hammer, O.; Harper, D. A. T.; Rian, P. D. 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 12.11.2005.
- Hawkins, B. A.; 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology** **84**: 3105-3117.
- Hernández, Z.; Monasterio, M. 2006. Functional Diversity of Wetland Vegetation in the High-Andean Páramo, Venezuela. **Land Use Change and Mountain**. 124p.
- Huston, m. 1979. A General Hypothesis of Species Diversity. **The American Naturalist** **113**: 81-101.
- Jacobi, C, M.; Carmo, F. F. 2011. Life-forms, pollination and seed dispersal syndromes in plant communities on ironstone outcrops, SE Brazil. **Acta Botanica Brasilica** **25** (2): 395-412.
- Jacobi, C.M.; Do Carmo, F.F.; Vincent, R.C.; Stehmann, J.R. 2007. Plant communities on ironstone outcrops: A diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity Conservation** **16**: 2185-2200.
- Kent, M. 2012. **Vegetation Description and Data Analysis**. West Sussex, U.K. 414p.
- Koppen, W. 1948. **Climatologia**: com um estudo de los climas de La tierra. México: Fondo de Cultura Economica. 478 p.
- Körner, C.; Ohsawa, M.; Spehn, E.; Berge, E.; Bugmann, H.; Groombridge, B.; Hamilton, L.; Hofer, T.; Ives, J.; Jodha, N.; Messerli, B.; Pratt, J.; Price, M.; Reasoner, M.; Rodgers, A.; Thonell, J.; Yoshino, M.; Baron, J.; Barry, R.; Blais, J.; Bradley, R.; Hofstede, R.; Kapos, V.; Leavitt, P.; Monson, R.; Nagy, L.; Schindler, D.; Vinebrooke, D.; Watanabe, T. 2005. Mountain Systems. In: Hassan, R.; Scholes, R.; Ash, N (eds.) **Ecosystems and human well-being: Current state and trends**, Volume 1. Washington D.C. Island Press, 681-716 pp.
- Kruskal, J. B. (1964). Multidimensional Scaling by Optimizing Goodness-of-Fit to a Nonmetric Hypothesis. **Psychometrika** **29**:1-28.
- Machado Filho, L.; Ribeiro, M.W.; Gonzalez, S.R.; Schenini, C.A.; Santos Neto, A.; Palmeira, R.C.B.; Pires, J.L.; Teixeira, W.; Castro, H.E.F. 1983. Geologia. In Projeto Radambrasil Folhas SF.23/24 Rio de Janeiro/Vitória. Divisão de Publicação, Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro, v. 32, 56-66p.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. New Jersey: Princeton University Press, 179 p.
- Magurran, A.E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p.

- Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 587-597.
- McCain, C.M.; Grytnes, J.A. 2010. Elevational Gradients in Species Richness. *Encyclopedia Life Sci.* 15, 1-10.
- MCCune, B.; Mefford, M.J. **PC-ORD**. 2006. version 5.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Desing, Glaneden Beach. 40p.
- Meirelles, S.T.; Pivello, V.R.; Joly, C.A. 1996. The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. **Environmental Conservation** **1**:10-20.
- Mendiola, M.Q., 2004. Highland Grassland Vegetation in the Northwestern Andes of Argentina. **Mountain Research and Development Journal** **24**: 243-250.
- Messias, M.C.T.B., Leite, M.G.P., Meira-Neto, J.A.A., Kozovits, A.R., 2012. Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica** **26**: 230-242.
- Messias, M.C.T.B.; Leite, M.G.P. 2011. Fatores ambientais condicionantes da diversidade florística em campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Dep. Geol. PhD, 139.
- Messias, M.C.T.B.; Leite, M.G.P.; Meira Neto, J.A.A.; Kozovits, A.R.; Tavares, R. 2013. Soil-Vegetation Relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian Rocky Outcrops. **Folia Geobotanica** **48**: 509-521.
- MOBOT – MISSOURI BOTANICAL GARDEN. 2015. Tropicos.org:Vascular Tropicos Nomenclatural Database. Disponível em <<http://www.tropicos.org>>
- Mourão, A.; Stehmann, J. R. 2007. Levantamento da Flora do Campo Rupestre Sobre Canga Hematítica Couraçada Remanescente na Mina do Brucutu, Barão de Cocais, MG. **Rodriguésia** **58**: 775-786.
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley e Sons, 93p.
- Nunes, J.A., Schaefer, C.E.G.R.; Ferreira-Junior, W.G.; Neri, A.V.; Correa, G.R.; Enright, N.J. 2015. Soil-vegetation relationships on a banded ironstone ‘island’, Carajás Plateau, Brazilian Eastern Amazonia. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** **9**:1-14.
- Porembski, S. 2007. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 579-586.
- Porembski, S., R. Seine and W. Barthlott. 1997. Inselberg vegetation and biodiversity of granite outcrops. **Journal of the Royal Society of Western Australia** **80**: 193-199.
- Porembski, S.; Barthlott, W. 1995. On the occurrence of a velamen radicum in Cyperaceae and Velloziaceae. **Nordic Journal of Botany** **15**:625-630.

- Porembski, S.; Barthlott, W. 2000. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology** **151**: 19-28.
- Porembski, S.; Martinelli, G.; Ohlemüller, R.; Barthlott, W. 1998. Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergs in the Brazilian Atlantic rainforest. **Diversity Distribution** **4**: 107-119.
- R Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <<http://www.R-project.org>>
- Ramírez-Rodríguez, V.; López-Bucio, J.; Herrera-Estrella L. 2005. Adaptive responses in plants to non optimal soil pH. p.145-170. In: Jenks, M. A.; Hasegawa, P. M. (Eds.). **Plant abiotic stress**. Blackwell Publishing, 270p.
- Resende, M.; Curi, N.; Rezende, S.B.D.; Corrêa, G.F. Pedologia: Base para distinção de ambientes. Viçosa: NEPUT, 1995. 304p.
- Rezende, M.G.; Elias, R.C.L.; Salimena, F.R.G.; Menini Neto L. 2013. Flora vascular da Serra da Pedra Branca, Caldas, Minas Gerais e relações forísticas com áreas de altitude da Região Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** **13**: 201–224.
- Ribeiro, K. T.; Medina, B. M. O.; Scarano, F. R. 2007. “Species Composition and Biogeographic Relations of the Rock Outcrop Flora on the High Plateau of Itatiaia, Se-Brazil”. **Revista Brasileira de Botânica** **30** (4): 623-639.
- Ribeiro, K.T.; Medina, B.M.O. 2002. Estrutura, dinâmica e biogeografia das ilhas de vegetação sobre rocha do Planalto do Itatiaia, Rj. Boletim do Parque. Nacional do Itatiaia N° 10.
- Rizzini, C. T. 1997. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. 2ª Edição. Âmbito Cultural Edições Ltda, Rio de Janeiro.
- Safford, H. D. 1998b. Brazilian páramos II. Macro-and mesoclimate of the campos de altitude and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. *Journal of Biogeography*.
- Safford, H. D. 1999a. “Brazilian Paramos I. An Introduction to the Physical Environment and Vegetation of the Campos De Altitude”. **Journal of Biogeography** **26** (4): 693-712.
- Safford, H.D., Martinelli, G. 2000. Southeast Brazil.. In: Porembski.S., Barthlott. W. (eds.). **Inselbergs**. Heidelberg, Ecological Studies, v.146. Springer-Verlag. pp. 339-389.
- Safford. 1999b. ‘Brazilian Paramos II. Macro - and Mesoclimate of the Campos De Altitude and Affinities with High Mountain Climates of the Tropical Andes and Costa Rica’. **Journal of Biogeography** **26** (4): 713-737.
- Safford. 2007. “Brazilian Páramos IV. Pytogeography of the Campos De Altitude”. **Journal of Biogeography** **34** (4): 1701-1722.

Sarmiento, G. 1986. Ecologically crucial features of climate in high tropical mountains. In: Vuilleumier, F., Monasterio, M. (eds): **High Altitude Tropical Biogeography**. Oxford University Press, Oxford.

Sarmiento, L.; Llambí, L. D.; Escalona, A.; Márquez, N. 2003. Vegetation patterns, regeneration rates and divergence in an old-field succession of the high tropical Andes. **Plant Ecology** **166**: 63-74.

Scarano, F. R. 2002. "Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest". **Annals of Botany** **90** (4): 517-524.

Scheer, M.B., Curcio, G.R., Roderjan, C.V., 2011. Funcionalidades ambientais de solos altomontanos na Serra da Igreja, Paraná. **Revista Brasileira Ciência do Solo** **35**:1113-1126.

Silveira, F.A.O.; Negreiros, D.; Barbosa, N.P.U.; Buisson, E.; Carmo, F.F.; Carstensen, D.W.; Conceição, A.A.; Cornelissen, T.G.; Echternacht, L.; Fernandes, G.W.; Garcia, Q.S.; Guerra, T.J.; Jacobi, C.M.; Lemos-Filho, J.P.; Le Stradic, S.; Morellato, L.P.C.; Neves, F.S.; Oliveira, R.S.; Schaefer, C.E.; Viana, P.L.; Lambers, H. 2015. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant Soil** **28**: 134-123.

Simas, F.N.B., Schaefer, C.E.G.R., Fernandes Filho, E.I., Chagas, A.C., Brandão, P.C., 2005. Chemistry, mineralogy and micropedology of highland soils on crystalline rocks of Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. **Geoderma** **125**: 187-201.

Spehn, E.M.; Liberman, M.; Körner, C. 2006. Land use change and mountain biodiversity. CRC Press, Boca Raton.

Statistic 2011. REXER Survey: is highest in adoption and customer satisfaction in predictive analytics.

Stradic, L.E., 2015. Vegetation Composition and Structure off Some Neotropical Mountain Grasslands in Brazil. **Journal of Applied Ecology** **12**: 864-877.

Ter Braak, C. J. F.; Prentice, I. C. 1988. A theory of gradient analysis. **Advances in Ecological Research** **18**: 271-317.

TerBraak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation environment relationship by canonical correspondence analysis. **Vegetation** **69**: 69-77.

Tinti, B. V.; Schaefer, C.E.R.G.; Nunes, J.A.; Rodrigues, A.C.; Fialho, I.F. 2015. Plant diversity on granite / gneiss rock outcrop at Pedra do Pato, Serra do Brigadeiro State Park, Brazil. **Check List** **11**(3): 1780.

Vanshchenko, Y.; Piovesan, R.P.; Lima, M.R.; Favaretto, N. 2007. Solos e vegetação dos picos Camacua, Camapuã e Tucum. **Science Agraria** **4**: 411-419.

Vincent, R.C.; Meguro, M. 2008. Influence of soil properties on the abundance of plant species in ferruginous rocky soils vegetation, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 31: 377-388.

Volkoff, B.C.; Cerri, C.C.; Melfi, A.J.1984. Húmus e Mineralogia dos Horizontes Superficiais de Três Solos de Campo de Altitude dos Estados de Minas Gerais, Paraná e Santa Catarina. **Revista Brasileira de Solos** 8: 277-283.

Whittaker, R.H. 1965 Dominance and diversity in land plant communities. **Science**147: 250-260.

Zar, J. H. 1998. **Biostatistical analysis**. 4 ed. New Jersey, Prentice Hall.

ANEXO

Tabela 1- Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas nas três áreas com seus respectivos parâmetros fitossociológicos estimados, apresentadas em ordem decrescente de valor de importância (VI), Parque Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. Pico Totem Deitado (PTD); Pico Elefante (PE); Pico Mamute (PM). DR = Densidade Relativa (DR) (%); Frequência Relativa (FR) (%); Cobertura Relativa (CR) (%) e VI = valor de importância.

Pico Totem Deitado (PTD)				
Espécie	DR	FR	CR	VI
Bulbostylis scabra (J. Presl & C. Presl) C.B. Clarke	2,57	10,03	21,82	34,43
Vellozia variegata Goethart & Henrard	11,89	7,24	10,41	29,55
Doryopteris crenulans (Fée) Christ	18,55	5,76	3,88	28,2
Trilepis lhotzkiana Nees ex Arn.	1,92	8,17	16,65	26,74
Tibouchina manicata Cogn.	4,2	7,8	4,99	17,01
Anemia sp.	3,14	4,83	2,92	10,9
Rhynchospora emaciata (Nees) Boeckeler	4,82	2,6	2,64	10,06
Pitcairnia decidua L.B. Sm.	4,2	3,15	2,36	9,737
Baccharis platypoda DC.	2,45	3,71	3,52	9,69
Polygala sp.	5,43	2,23	1,38	9,05
Marcetia taxifolia (A. St.-Hil.) DC.	3,14	3,53	1,65	8,33
Indeterminada 6	2,45	3,34	1,6	7,4
Trimezia sp.	2,57	2,41	1,89	6,88
Zygopetalum brachypetalum Lindl.	1,75	2,97	1,86	6,59

Rhynchospora splendens Lindm.	3,02	1,3	1,59	5,92
Bromelia sp.	2,53	1,48	1,33	5,35
Indeterminada 2	1,55	2,04	1,27	4,87
Croton migrans Casar.	0,89	2,04	1,47	4,41
Vernonia geminata Kunth	1,51	1,11	0,81	3,44
Huperzia pungentifolia (Silveira) B. Øllg.	0,57	1,67	1,17	3,42
Lavoisiera imbricata DC.	1,47	0,74	0,97	3,19
Mayaca sp.	2,86	0,18	0,11	3,16
Doryopteris collina (Raddi) J. Sm.	1,43	0,92	0,7	3,06
Zygopetalum mackaii Hook.	0,77	1,3	0,83	2,91
Pitcairnia carinata Mez	0,57	0,92	1,28	2,79
Spermacoce poaya A. St.-Hil.	0,9	1,11	0,58	2,68
Indeterminada 3	0,57	1,11	0,57	2,25
Fuchsia regia (Vell.) Munz	0,53	1,11	0,57	2,21
Iridaceae	0,93	0,55	0,6	2,1
Doidia sp.	0,61	0,92	0,45	2

Continuação...

...Continuação

Ochnaceae	1,18	0,37	0,22	1,78
Behuria comosa R. Tavares, Baumgratz & R. Goldenb.	0,65	0,74	0,34	1,74
Peperomia galioides Kunth	0,24	0,92	0,36	1,53
Chusquea sp.	1,02	0,18	0,24	1,45
Hippeastrum glaucescens Mart.	0,24	0,92	0,23	1,4
Vernonia decumbens Gardner	0,61	0,55	0,22	1,39
Eupatorium intermedium DC.	0,16	0,74	0,45	1,36
Indeterminada 4	0,44	0,55	0,22	1,23
Laelia sp	0,2	0,55	0,47	1,23
Epidendrum secundum Jacq.	0,08	0,37	0,68	1,13
Vernonia scorpioides (Lam.) Pers.	0,44	0,55	0,11	1,12
Oncidium barbaceniae Lindl.	0,2	0,55	0,34	1,1
Alstroemeria isabellana Herb.	0,49	0,37	0,22	1,09
Tibouchina sp. 3	0,44	0,37	0,22	1,04
Indeterminada 5	0,65	0,18	0,11	0,95
Lippia triplinervis Gardner	0,08	0,37	0,48	0,94
Bromelia sp. 1	0,2	0,37	0,35	0,93
Paepalanthus macropodus Ruhland	0,61	0,18	0,11	0,91
Xyris filifolia L.A. Nilsson	0,2	0,37	0,24	0,82
Lycopodium clavatum L.	0,12	0,55	0,11	0,79
Lagenocarpus comatus (Boeckeler) H. Pfeiff.	0,32	0,18	0,24	0,75
Tibouchina sp. 1	0,2	0,37	0,11	0,69
Pleurothallis prolifera Herb. ex Lindl	0,08	0,37	0,22	0,68
Epidendrum xanthinum Lindl.	0,12	0,37	0,11	0,6
Lycopodiella camporum B. Øllg. & P.G. Windisch	0,16	0,18	0,24	0,59

<i>Sinningia magnifica</i> (Otto & A. Dietr.) Wiehler	0,08	0,37	0,11	0,56
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	0,08	0,18	0,24	0,51
<i>Tibouchina</i> sp. 2	0,04	0,18	0,24	0,47
<i>Hockinia montana</i> Gardner	0,16	0,18	0,11	0,46
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	0,08	0,18	0,11	0,38
<i>Rapanea</i> sp.	0,04	0,18	0,11	0,34
Indeterminada 1	0,04	0,18	0,11	0,34
<i>Vanhouttea leonii</i> Chautems	0,04	0,18	0,11	0,34
<i>Oncidium blanchetii</i> Rchb. f.	0,08	0,18	0,01	0,26
<i>Polygala stricta</i> A. St.-Hil. & Moq.	0,08	0,18	0,01	0,26
<i>Prescottia montana</i> Barb. Rodr.	0,04	0,18	0,01	0,22
	100	100	100	300

Pico Elefante (PE)

Espécie	DR	FR	CR	VI
<i>Anemia villosa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	17,9	8,6	8,73	35,24
<i>Pitcairnia carinata</i> Mez	15,44	4,51	6,48	26,44
Poaceae sp. 2	2,52	6,62	15,56	24,72
<i>Doryopteris crenulans</i> (Fée) Christ	12,76	3,8	3,27	19,85
<i>Baccharis platypoda</i> DC.	4,8	6,2	5,51	16,52
<i>Vernonia decumbens</i> Gardner	3,72	5,64	4,55	13,91
<i>Croton migrans</i> Casar.	3,38	5,07	3,78	12,25
<i>Rhynchospora emaciata</i> (Nees) Boeckeler	3,93	2,82	2,7	9,46
<i>Bulbostylis scabra</i> (J. Presl & C. Presl) C.B. Clarke	1,26	2,67	4,87	8,81
<i>Peperomia galioides</i> Kunth	1,41	3,8	3,45	8,67
<i>Trilepis lhotzkiana</i> Nees ex Arn.	1,53	2,25	3,87	7,66
<i>Dyckia bracteata</i> (Wittm.) Mez	2,15	2,11	2,89	7,16
<i>Oncidium barbaceniae</i> Lindl.	1,2	2,96	2,33	6,49
<i>Tibouchina</i> sp. 2	1,41	2,96	1,67	6,05
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	0,52	2,11	3,38	6,02
<i>Eupatorium intermedium</i> DC.	1,38	2,39	1,77	5,55
<i>Agarista niederleinii</i> (Sleumer) Judd	1,26	2,67	1,55	5,49
<i>Tibouchina manicata</i> Cogn.	1,01	2,53	1,67	5,22
<i>Marcetia taxifolia</i> (A. St.-Hil.) DC.	2,06	1,83	1,14	5,04
<i>Lippia triplinervis</i> Gardner	1,16	2,11	1,71	5
<i>Vellozia variegata</i> Goethart & Henrard	1,87	1,41	1,3	4,59
Spermacoce poaya A. St.-Hil.	1,23	1,83	1,35	4,41

Cleistes gracilis (Barb. Rodr.) Schltr.	0,98	1,83	1,3	4,12
Zygopetalum brachypetalum Lindl.	1,63	1,26	1,04	3,94
Pleurothallis prolifera Herb. ex Lindl	1,84	1,26	0,82	3,93
Achyrocline satureioides (Lam.) DC.	0,49	1,41	1,27	3,17
Hippeastrum glaucescens Mart.	0,64	1,55	0,95	3,15
Lavoisiera imbricata DC.	0,67	1,26	1,17	3,12
Esterhazyia splendida J.C. Mikan	0,83	1,12	0,51	2,47
Cuphea racemosa (L. f.) Spreng.	0,64	1,26	0,51	2,43
Neomarica sp.	0,86	0,7	0,54	2,11
Pteridium arachnoideum (Kaulf.) Maxon	0,46	0,7	0,86	2,03
Xyris filifolia L.A. Nilsson	0,64	0,56	0,67	1,88
Rhynchospora splendens Lindm.	0,7	0,56	0,52	1,8
Vernonia scorpioides (Lam.) Pers.	0,46	0,84	0,42	1,73
Lantana sp	0,33	0,7	0,41	1,45
Abatia americana (Gardner) Eichler	0,43	0,7	0,3	1,44
Bromelia sp. 1	0,21	0,42	0,66	1,29
Vernonia discolor (Spreng.) Less.	0,15	0,56	0,52	1,24
Verbesina glabrata Hook. & Arn.	0,58	0,28	0,36	1,23
Pleurothallis teres Lindl.	0,4	0,42	0,3	1,13

Continuação...

...Continuação

Serjania sp.	0,33	0,42	0,3	1,06
Bromelia sp.	0,43	0,28	0,32	1,03
Prescottia montana Barb. Rodr.	0,15	0,56	0,2	0,92
Oncidium blanchetii Rchb. f.	0,27	0,28	0,22	0,77
Indeterminada 9	0,21	0,42	0,1	0,74
Baccharis trimera (Less.) DC.	0,12	0,28	0,2	0,61
Oxypetalum sp.	0,12	0,28	0,2	0,61
Coccocypselum sp.	0,06	0,28	0,2	0,54
Phylanthus sp.	0,27	0,14	0,1	0,52
Laelia sp	0,12	0,28	0,1	0,5
Huperzia pungentifolia (Silveira) B. Øllg.	0,06	0,28	0,1	0,44
Hesperozygis sp.	0,12	0,14	0,1	0,36
Rubiaceae	0,12	0,14	0,1	0,36
Cissus sp.	0,09	0,14	0,1	0,33
Indeterminada 7	0,09	0,14	0,1	0,33
Siparuna sp.	0,06	0,14	0,1	0,3
Tibouchina sp. 3	0,06	0,14	0,1	0,3
Doidia sp.	0,03	0,14	0,1	0,27
Galianthe gertii E.L. Cabral	0,03	0,14	0,1	0,27
Pitcairnia decidua L.B. Sm.	0,03	0,14	0,1	0,27
Vernonia diffusa Less.	0,03	0,14	0,1	0,27
Hockinia montana Gardner	0,03	0,14	0,01	0,17

<i>Ilex</i> sp.	0,03	0,14	0,01	0,17
<i>Pentacalia desiderabilis</i> (Vell.) Cuatrec.	0,03	0,14	0,01	0,17
<i>Sticherus penninger</i> (Mart.) Copel.	0,03	0,14	0,01	0,17
	100	100	100	300

Pico Mamute (PM)

Espécie	DR	FR	CR	VI
<i>Rhynchospora emaciata</i> (Nees) Boeckeler	12,8	12,54	13,2	38,55
<i>Anemia villosa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	11,4	10,14	10,6	32,16
<i>Baccharis platypoda</i> DC.	13,27	9,96	10,35	33,59
<i>Vernonia decumbens</i> Gardner	6,79	9,04	9,47	25,31
<i>Tibouchina manicata</i> Cogn.	5,75	7,38	7,51	20,64
<i>Lantana</i> sp	7,23	5,9	5,28	18,42
<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi	3,03	4,61	4,91	12,55
<i>Cleistes gracilis</i> (Barb. Rodr.) Schltr.	3,53	4,05	3,18	10,78
<i>Eupatorium intermedium</i> DC.	2,71	2,76	3,57	9,055
<i>Zygopetalum brachypetalum</i> Lindl.	2,11	3,13	2,77	8,02
Poaceae sp. 4	2,65	2,95	2,52	8,13
<i>Oncidium barbaceniae</i> Lindl.	2,33	2,21	2,06	6,62

Continuação...

...Continuação

Poaceae sp. 3	3,85	2,21	1,9	7,97
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	2,18	1,66	1,74	5,59
<i>Abatia americana</i> (Gardner) Eichler	2,14	1,66	1,59	5,4
Poaceae sp. 1	1,64	1,1	2,01	4,76
<i>Agarista niederleinii</i> (Sleumer) Judd	1,1	1,47	1,44	4,03
<i>Pitcairnia carinata</i> Mez	0,85	1,47	1,18	3,51
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	0,75	1,47	1,14	3,38
<i>Laelia</i> sp	1,67	1,1	1,34	4,12
Indeterminada 10	0,56	0,92	1,07	2,56
<i>Xyris filifolia</i> L.A. Nilsson	0,37	0,73	0,91	2,03
<i>Hippeastrum glaucescens</i> Mart.	0,66	0,55	1	2,22
<i>Peperomia galioides</i> Kunth	0,94	0,73	0,68	2,37
<i>Lobelia</i> sp.	0,34	0,73	0,63	1,72
<i>Marcetia taxifolia</i> (A. St.-Hil.) DC.	1,29	0,73	0,51	2,54
Poaceae sp. 2	0,31	0,73	0,51	1,56
<i>Lavoisiera imbricata</i> DC.	0,37	0,55	0,68	1,62
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	0,34	0,55	0,68	1,59
Indeterminada 9	0,34	0,73	0,37	1,45
<i>Bromelia</i> sp.	0,85	0,55	0,51	1,91
<i>Bulbostylis scabra</i> (J. Presl & C. Presl) C.B. Clarke	0,88	0,55	0,38	1,82
<i>Alstroemeria isabellana</i> Herb.	0,79	0,36	0,56	1,72
<i>Panicum melinis</i> Trin.	0,25	0,55	0,37	1,17

Baccharis trimera (Less.) DC.	1,04	0,36	0,38	1,8
Tibouchina sp. 2	0,34	0,36	0,38	1,1
Lippia triplinervis Gardner	0,09	0,36	0,38	0,85
Neomarica sp.	0,56	0,36	0,24	1,18
Vernonia diffusa Less.	0,18	0,36	0,24	0,8
Pleurothallis prolifera Herb. ex Lindl	0,09	0,36	0,24	0,71
Bromelia sp. 1	0,03	0,36	0,24	0,64
Croton migrans Casar.	0,12	0,36	0,12	0,61
Trilepis lhotzkiana Nees ex Arn.	0,12	0,36	0,12	0,61
Cuphea racemosa (L. f.) Spreng.	0,91	0,18	0,26	1,36
Vernonia discolor (Spreng.) Less.	0,06	0,18	0,26	0,51
Indeterminada 8	0,09	0,18	0,12	0,4
Siparuna sp.	0,03	0,18	0,12	0,33
	100	100	100	300

V. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao final dos capítulos foi possível traçar as seguintes considerações finais:

Oscampos de altitude analisados apresentam elevada riqueza florística. Um dos fatores que podem estar influenciando essa alta diversidade é a heterogeneidade ambiental em pequena escala espacial, a qual também é responsável pelas variações contrastantes na estrutura das comunidades. Além disso, tal característica foi responsável pelo alcance da suficiência amostral em uma pequena área de amostragem, em que espécies com abundâncias intermediárias e poucas dominantes com maior abundância, bem como hemicriptófitas predominaram nas comunidades. Noscampos de altitude localizados nas maiores altitudes, pequenas diferenças altimétricas podem ser consideradas fatores importantes para alteração na composição de espécies e estrutura da vegetação, contudo o mesmo escossistema em altitudes menores, pequenas diferenças altimétricas relacionam-se apenas com a estrutura das comunidades, tendo vista que para as áreas amostradas no PESB, as maiores altitudes correspondem a solos com maiores teores de nutrientes. Assim, nossos resultados indicam um gradiente ambiental determinado por fatores abióticos, como solo e altitude que se relacionam significativamente a estrutura e diversidade da vegetação associada aos afloramentos rochosos nos campos de altitude.