



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA-UEPB  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO/PPGEC**

**FABRÍCIO CORREIA DINIZ**

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DE COMUNIDADES  
ARBUSTIVO/ARBÓREAS AO LONGO DE UM GRADIENTE  
ALTITUDINAL NO SEMIARIDO BRASILEIRO**

**CAMPINA GRANDE/PB**

**2016**

**FABRÍCIO CORREIA DINIZ**

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DE COMUNIDADES  
ARBUSTIVO/ARBÓREAS AO LONGO DE UM GRADIENTE  
ALTITUDINAL NO SEMIARIDO BRASILEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual da Paraíba, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação para obtenção do título de Mestre

Orientador: Prof<sup>o</sup>. Dr<sup>o</sup>. Sérgio de Faria Lopes  
(DB/PPGEC/UEPB)

**Campina Grande/PB**

**2016**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

D585c Fabrício Correia Diniz

Composição e estrutura de comunidades arbustivo/arbóreas ao longo de um gradiente altitudinal no Semiárido Brasileiro [manuscrito] / Fabrício Correia Diniz. - 2016.

52 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2016.

"Orientação: Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes, Departamento de Ciências Biológicas".

1. Gradiente de elevação. 2. Microhabitat. 3. Caatinga. 4. Comunidades vegetais. I. Título.

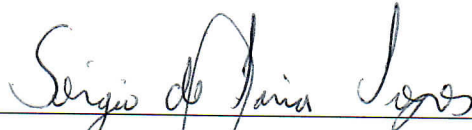
21. ed. CDD 582.17

**Fabrício Correia Diniz**

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DE COMUNIDADES  
ARBUSTIVO/ARBÓREAS AO LONGO DE UM GRADIENTE  
ALTITUDINAL NO SEMIARIDO BRASILEIRO**

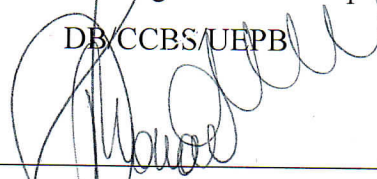
Dissertação apresentada à Universidade Estadual da  
Paraíba, como parte das exigências do Programa de  
Pós-Graduação em Ecologia e Conservação para  
obtenção do título de Mestre

Dissertação defendida e aprovada em 16 / 02 / 2016



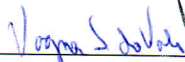
---

Prof.<sup>o</sup>. Dr.<sup>o</sup> Sérgio de Faria Lopes  
DB/CCBS/UEPB



---

Prof.<sup>a</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Dilma Maria de Brito Melo Trovão  
DB/CCBS/UEPB



---

Prof.<sup>o</sup>. Dr.<sup>o</sup>. Vagner Santiago do Vale  
UEG/Campus Ipameri/GO

## DEDICATÓRIA

Dedico ao meu pai Francisco das Chagas Correia e a minha mãe Zuleide Correia Diniz pela educação que me proporcionaram ter durante todo o meu processo de formação e crescimento, especialmente como ser humano. Aos meus irmãos, irmãs e ainda aos meus sobrinhos e sobrinhas. E a todos aqueles que confiam e que me consideram como verdadeiro amigo.

## AGRADECIMENTOS

A Deus por mais uma etapa da vida pessoal e acadêmica e por ter realizado o sonho do Mestrado.

Ao Professor Sérgio pela orientação, paciência, confiança e acima de tudo pela amizade conquistada durante estes dois anos.

À Professora Dilma Trovão pela atenção e amizade durante a realização deste trabalho e aos Professores Manoel Bandeira da UFPB e Vagner Santiago do Vale da UEG por se disponibilizar para sugestões construtivas face ao trabalho.

À Coordenação do PPGEC pelo apóio nas orientações, norteando a nossa trilha durante a realização das atividades.

Aos colegas de mestrado que foram fundamentais para esta conquista pelo companheirismo.

Ao meu amigo e cunhado Arí Antônio que me ajudou nas coletas das variáveis ambientais semanais e ainda aos meus sobrinhos Vinícius e Pablo.

Aos meus amigos conquistados durante as coletas fitossociológicas e das variáveis, aos quais os denominei de criaturas serranas, pois sem eles este trabalho não seria realizado, são eles: Maiara Ramos, Humberto Almeida, D'Avilla Ruama, Sonally Silva, Iran Neto, Pablo José, Brenda Kiara, Anderson Silva, e ainda a segunda turma composta por Igor Cavalcante, Rebeca Oliveira, Éricles Vasconcelos e demais amigos que conviveram comigo no LEVe.

À família de Seu João Ramos e Dona Maria Dapaz, pais de Maiara Ramos, pelo apóio na sua casa durante as coletas e ainda à Maiara pela hospitalidade em casa e ajuda durante as análises dos dados.

A todos meus sinceros agradecimentos.

Compreender não consiste em elencar dados. Mas em ver o nexó entre eles e em detectar a estrutura invisível que os suporta. Esta não aparece. Recolhe-se num nível mais profundo. Revela-se através dos fatos. Descer até aí através dos dados e subir novamente para compreender os dados: eis o processo de todo verdadeiro conhecimento (Leonardo Boff).

## RESUMO

A composição e estrutura da vegetação arbustiva-arbórea ao longo do gradiente altitudinal são reflexos da heterogeneidade ambiental resultante da interação de diversas variáveis, resultando na formação de arranjos florísticos distintos. Objetivou-se avaliar e compreender a formação e divergência de comunidades arbustivo-arbóreas ao longo de um gradiente altitudinal no semiárido brasileiro de acordo com variáveis abióticas e bióticas. O trabalho foi realizado ao longo de um gradiente altitudinal na Serra da Arara em São João do Cariri/PB. Estabeleceu-se 100 parcelas permanentes distribuídas em quatro transectos de 25 e cada uma com 100 m<sup>2</sup>, formando um *continuum* no gradiente, distando uma da outra 10 m, dois na vertente nordeste da serra e dois na vertente sudeste, incluindo todas as plantas com altura  $\geq 1$  metro e DNS (diâmetro ao nível do solo)  $\geq 3$  cm. Mediu-se semanalmente a pluviosidade, umidade, temperatura e velocidade do vento em três pontos localizados nas altitudes de (até 500 m), sopé; (até 600m), altitude intermediária; (> 600 metros), topo e em cada parcela foram medidas a altitude, declividade do terreno, profundidade do solo, rochosidade, quantidade de serapilheira e presença de bromélias terrestres. Houve a formação de dois grupos florísticos distintos, um (G1) nas menores altitudes (entre 479 a 563 metros) e o outro (G2) as parcelas de maiores altitudes (entre 564 a 653 metros), com composição e estrutura que diferiram significativamente. A pluviosidade, umidade, temperatura e velocidade do vento não conseguem explicar a formação dos grupos florísticos. A altitude, presença de Bromeliaceae terrestres e quantidade de serrapilheira constituem as variáveis preditivas que juntamente com a declividade, rochosidade e profundidade do solo influenciam na formação dos grupos formados ao longo do gradiente. Conclui-se que estas variáveis juntamente com as espécies em cada grupo florístico atuam como filtros de habitat, resultando numa heterogeneidade ambiental com formação de microhabitats distintos.

**Palavras-chave:** gradiente de elevação; Caatinga, filtro de habitat, micro-habitat.



## ABSTRACT

The composition and structure of the shrub and tree vegetation along the altitudinal gradient are reflections of environmental heterogeneity resultant from the interaction of several variables, resulting in the formation of distinct floristic arrangements. Aimed to evaluate and understand the formation and variance of shrub-tree communities along an altitudinal gradient in Brazilian semiarid according to variables abiotic and biotic. The search was accomplished along an altitudinal gradient in Serra da Arara in São João do Cariri/PB. It was established 100 permanent plots distributed in four transects 25 and each with 100 m<sup>2</sup>, forming a *continuum* in the gradient, distant from one another 10 m, two on the slope northeast of the mountain range and two in the southeast side, including all plants with height  $\geq 1$  meter and DNS (diameter at ground level)  $\geq 3$  cm. Measured weekly rainfall, humidity, temperature and winds speed at three locals situated in the altitudes (up to 500 m), foot; (up to 600 m) intermediate altitude; (> 600 m) in the top and each parcel were measured the altitude, ground slope, soil depth, rockiness, amount of burlap and presence of terrestrial bromeliads. There was the formation of two distinct floristic groups, one (G1) at the lower altitudes (between 479 to 563 meters) and other (G2) in the higher altitudes plots (between 564 to 653 meters) with composition and structure that differed significantly. The rainfall, humidity, temperature and winds speed can not explain the formation of floristic groups. The altitude, the presence of Bromeliaceae and amount of burlap are the predictive variables which together with the slope, rockiness and soil depth influence on the formation of groups formed along the gradient. Conclude that these variables jointly with the species in each habitat floristic group act as filters, resulting in an environmental heterogeneity with distinct microhabitats forming.

**Keywords:** elevation gradient; Caatinga; habitat filter; micro-habitat.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização geográfica da Serra da Arara no município de São João do Cariri, PB, Brasil .....	33
<b>Figura 2.</b> Localização dos quatro transectos na Serra da Arara.....	34
<b>Figura 3.</b> Diagrama de Ordenação do Método de Escalonamento não Métrico (nMDS) das 100 parcelas da Serra da Arara – São João do Cariri, Paraíba, Brasil.....	39
<b>Figura 4.</b> Fitofisionomias do Grupo florístico 01 (intervalo de sopé) da Serra da Arara – São João do Cariri/PB, Brasil.....	41
<b>Figura 5.</b> Fitofisionomias do Grupo florístico 2 (intervalo de topo) da Serra da Arara – São João do Cariri/PB, Brasil.....	41
<b>Figura 6.</b> Variáveis microclimáticas no decorrer do ano de 2015 verificadas na Serra da Arara, São João do Cariri, Paraíba.....	42
<b>Figura 7.</b> Análise dos Componentes Principais (PCA) dos Grupos Florísticos 1 e 2 formados ao longo do gradiente altitudinal em razão das variáveis ambientais relacionadas com a altitude.....	43

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Lista de espécies, organizadas em ordem alfabética, registradas na Serra da Arara – São João do Cariri, Paraíba com os respectivos números de indivíduos por espécie e o valor de área basal..... 37
- Tabela 2.** Parâmetros estruturais da vegetação arbustiva-arbórea entre os Grupos Florísticos da Serra da Arara – São João do Cariri, PB, Brasil. Os valores entre parênteses equivalem ao desvio padrão. Letras diferentes representam diferenças significativas (*Paired test*  $p < 0,05$ )..... 40
- Tabela 3.** Variáveis microclimáticas coletadas semanalmente nos três níveis de altitude da serra da Arara com seus valores mínimo, médio e máximo..... 42
- Tabela 4.** Variáveis com seus respectivos Eixos da Análise dos Componentes Principais (PCA) como preditoras (\*) da distribuição da vegetação arbustiva/arbórea ao longo do gradiente altitudinal..... 43

## SUMÁRIO

<b>I.INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	11
I.I.Teorias sobre a distribuição das espécies vegetais .....	11
I.II. As comunidades vegetais em gradientes altitudinais .....	13
I.III.Metacomunidades .....	16
I.IV. A influência das variáveis ambientais .....	17
<b>II. JUSTIFICATIVA</b> .....	19
<b>II. OBJETIVO GERAL</b> .....	20
III.I. Objetivos específicos .....	20
<b>IV. PERGUNTAS</b> .....	21
<b>V. HIPÓTESE</b> .....	21
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	22
<b>1.INTRODUÇÃO</b> .....	31
<b>2.MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	32
2.1.Área de estudo.....	32
2.2. Delineamento amostral .....	34
2.3. Coleta das variáveis .....	35
2.4. Tratamento e análise dos dados .....	35
<b>3.RESULTADOS</b> .....	37
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	44
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	47

## I.INTRODUÇÃO GERAL

### I.I.Teorias sobre a distribuição das espécies vegetais

O Domínio das Caatingas do Nordeste Brasileiro corresponde a um grande refúgio da atual distribuição das espécies vegetais (WERNECK et al., 2011), provenientes de diversas rotas de migração, desde o processo inicial de colonização que é corroborado pela Teoria do Arco Pleistocênico (PRADO., 2008). Neste domínio são encontradas montanhas, denominadas de Brejo de Altitude (FERRAZ et al., 1998; RODAL et al., 2005) e serras de altitudes intermediárias (SILVA et al., 2014), que atuam como refúgios desta vegetação (FERRAZ et al., 1998; GIULIETTI et al., 2004; RODAL et al., 2005; SILVA et al., 2014).

A Teoria do Refúgio (HAFFER; PRANCE., 2002; LEIBOLD et al., 2004; WERNECK et al., 2011), respalda o processo de distribuição e composição de espécies vegetais das serras do semiárido brasileiro, com índices de riqueza e diversidade diferenciados daqueles encontrados nas áreas planas (SILVA et al., 2014). No entanto, a diversidade de espécies em pequenos grãos espaciais é influenciada pelas condições ambientais locais que limita a imigração do *pool* de espécies regional e proporciona a sobrevivência de determinado número de indivíduos que sobrevivem na comunidade, tornando as serras ilhas de habitat (KARGER et al., 2014).

Considerando estas ilhas, a Teoria da Biogeografia de Ilhas (LARANJEIRA et al., 2012), afirma que a diversidade de espécies aumenta de acordo com o aumento da ilha e diminui com o seu isolamento (KARGER et al., 2014), onde, populações isoladas podem responder as mudanças nas condições locais através de fatores genéticos, como a plasticidade fenotípica (URBAN et al., 2008), devido as suas condições climáticas e topográficas peculiares (RODAL et al., 2005).

Assim, os gradientes altitudinais em qualquer bioma, assim como na Caatinga, correspondem a formações diferenciadas (COUTINHO., 2006; SANDERS; RAHBEK., 2012), formando ilhas de refúgios (KARGER et al., 2014; SILVA et al., 2014). Estes refúgios têm características específicas que se apresentam com diversidades distintas daquelas encontradas nas planícies e que apresentam espécies com diferentes histórias evolutivas (KARGER et al., 2014) e que podem operar em estados estáveis alternativos local (LEIBOLD et al., 2004; SHURIN et al., 2004), persistindo regionalmente quando cada espécie tem um refúgio externo à comunidade (SHURIN et al., 2004).

De forma geral, as teorias que abordam a distribuição das espécies nas comunidades são várias (LEIBOLD et al., 2004), que operam através de paradigmas determinísticos e estocásticos (HUBBEL., 2001). Dessa forma, a Teoria do Nicho busca entender como as espécies respondem a disponibilidade de recursos, aos fatores ambientais e as interações com as demais espécies dentro da comunidade (HUBBEL., 2005), formando diferentes arranjos com montagens diferenciadas (HERNÁNDEZ-STEFAONIA et al., 2012). Isto se relaciona com regras definidas em relação desde a repartição de energia, passando pela competição e predação e ainda em relação à morfologia e fisiologia que permite que cada espécie possa existir em condições ambientais particulares (PAUSAS; AUSTIN., 2001; HERNÁNDEZ-STEFAONIA et al., 2012).

Deste modo, cada indivíduo ou população se ajusta ao seu nicho determinando as propriedades da referida comunidade e em arranjos menores interligados (HUBBEL et al., 2001), que determinam as metacomunidades (LOEUILLE; LEIBOLD., 2008; URBAN et al., 2008). Em contraponto, a Teoria Neutra se preocupa com uma distribuição em que todas as espécies têm as mesmas chances de sobreviver e de se dispersar (HUBBEL., 2005; CASSEMIRO; PEDIAL., 2008), independente da disponibilidade de recursos, sendo influenciado por padrões aleatórios com mudanças lentas na composição de espécies no tempo e no espaço (LEIBOLD et al., 2004; CASSEMIRO; PEDIAL., 2008).

Em relação à distribuição das espécies, nos gradientes altitudinais e latitudinais se destacam as teorias que levam em consideração as mudanças de temperatura que diminuem com a altitude em direção ao topo nos gradientes altitudinais e em direção aos pólos nos gradientes latitudinais (KWON et al., 2014). O Efeito Rapoport (STEVENS., 1992), explica a distribuição das espécies ao longo do gradiente latitudinal e logo após ela foi utilizada para explicar a distribuição das espécies em gradientes altitudinais, sendo considerada como propícia para gradientes menores e locais (KNOW et al., 2014), correspondendo a uma granulação fina (KARGER et al., 2014).

Esta teoria emergiu a partir da premissa de que ocorre uma queda na temperatura decorrente do aumento da latitude e da altitude (KNOW et al., 2014). Assim, as espécies são submetidas a pequenos intervalos, com uma diminuição da riqueza e diversidade à medida que a altitude aumenta (ZAPATA et al., 2003; KNOW et al., 2014). Nos níveis mais altos dos gradientes altitudinais, a riqueza e a diversidade de espécies diminuem (ROZEN et al., 2013), reforçando a Teoria do Efeito Rapoport. Enquanto que, no caso das serras do semiárido brasileiro este processo ocorre de forma inversa (SILVA et al., 2014).

O Efeito do Domínio Médio proposta por Colwell e Hurtt em 1994 é utilizado para explicar a gradual diminuição dos índices de diversidade que ocorre a partir do Equador em direção aos polos (ZAPATA et al., 2003; KNOW et al., 2014). Esta teoria aborda um aumento da riqueza de espécies a partir das bordas, que são os pólos, em direção ao centro do Planeta Terra, que reflete no aumento da diversidade com a diminuição da latitude (ZAPATA et al., 2003; SANDERS; RAHBK., 2012). Este aumento da diversidade neste modelo é condicionado por limites rígidos com barreiras físicas, como os oceanos, as barreiras climáticas e os topos de serras (ZAPATA et al., 2003), que caracterizam os biomas (COUTINHO., 2006), dificultando a dispersão e a distribuição em escala maior que define uma grossa granulação (ZAPATA et al., 2003).

Segundo Zapata et al (2003), não apenas em regiões geográficas o Efeito do Domínio Médio é aplicado para explicar a distribuição das espécies. Em gradientes menores este modelo é utilizado para fazer previsões sobre a riqueza de espécies, padrões de variações do tamanho da área e variações no *turnover* ao longo do gradiente delimitado. Esta teoria pode explicar de forma análoga os padrões que ocorrem quando as serras concentram uma maior riqueza de espécies arbustivo-arbóreas em níveis intermediários (LOMOLINO., 2001; FISCHER et al., 2011), formando um padrão de distribuição em forma de “*sino*”, condicionado possivelmente pela temperatura (KNOW et al., 2014).

Deste modo, cada teoria é aplicada a determinada situação, embora que a distribuição geográfica das espécies desempenha um papel unificador ligado a padrões espaciais em conjunto e influenciado pela posição relativa dos locais ao longo de um *continuum* em determinado gradiente (GASTON et al., 2008).

## **I.II. As comunidades vegetais em gradientes altitudinais**

Mudanças na composição das espécies, em gradientes ambientais propiciam a formação de nítidas comunidades diferenciadas (GURVICH et al., 2014). Mesmo em amplitudes pequenas há diferenciação (URBANETZ et al., 2012). Esta distinção relaciona-se com a organização das comunidades vegetais ao longo dos gradientes altitudinais que formam arranjos diferenciados na composição e estrutura das comunidades, devido a localização em pequenos intervalos espaciais (ZAPATA et al., 2003; SANDERS; RAHBK., 2012; KWON et al., 2014), limitando a adaptação e sobrevivência (ZAPATA et al., 2003; KWON et al., 2014).

Em relação ao gradiente altitudinal, as espécies apresentam sensibilidades e adaptações distintas em cada nível de altitude (LÈFEVRE et al., 2011). Em ambientes de topo tende a ser colonizado por espécies com características semelhantes, que indicam um papel proeminente de filtragem de habitat, que caracteriza-se pelo papel das variáveis bióticas e abióticas que operam em conjunto, interferindo na montagem da comunidade, como por exemplo o papel da competição nos diferentes arranjos florísticos formados (KRAFT et al., 2015). Nestas condições de altitude ocorre a formação de uma zona mais protegida, que conserva as espécies proporcionando a existência de uma maior diversidade nos maiores níveis altitudinais (GIULIETTI et al., 2004; PAUDEL; KINDLMANN., 2012; SILVA et al., 2014).

Entretanto, a organização espacial das comunidades vegetais forma assembleias relacionadas com o processo de dispersão de propágulos e agregação de populações de guildas distintas (HERNÁNDEZ-STEFANONIA et al., 2012), formando arranjos diferentes (HUBBEL, 2005; HERNÁNDEZ-STEFANONIA et al., 2012; LIU et al., 2014) em mosaico de comunidades diversas, mas pertencentes à mesma fitofisionomia (RODAL et al., 1998; ROCHA; AMORIM., 2012). Cada assembleia é um conjunto de espécies organizadas espacialmente com guilda equivalente (GIACOMINE., 2007) que se encontram no interior das comunidades possibilitando mecanismos de aumento da diversidade de espécies (LEIBOLD et al., 2004; URBAN et al., 2008).

Estes arranjos em cada nível altitudinal apresenta espécies adaptadas para aquelas condições ambientais específicas (LEFÈVRE et al., 2011), constituindo a diversidade alfa ( $\alpha$ ), denominada também de diversidade local, que se refere à composição de espécies dentro da comunidade (CARVALHO; FELFILI., 2007; HERNÁNDEZ-STEFANONIA et al., 2012). A diversidade alfa ( $\alpha$ ) é aferida pela riqueza de espécies local e sua relação com a equabilidade, isto é, a distribuição do número de indivíduos por espécie considerada (FELFILI; FELFILI., 2001).

Nos níveis intermediários de determinados gradientes de altitude apresentam também significativa diversidade alfa ( $\alpha$ ) (BHATTARAI; VETAAS., 2006; URBANETZ et al., 2012; GURVICH et al., 2014). Isto é resultado da interação das condições ambientais diferenciadas entre o sopé e o topo, que propicia a sobrevivência de espécies que não se estabelecem em um destes dois extremos e ainda outras espécies da base e do topo que conseguem sobreviver neste nível de transição, juntamente com as espécies específicas do nível (URBANETZ et al., 2012; GURVICH et al., 2014).



Entre comunidades distintas ocorre uma substituição de espécies denominada de *turnover*, como em diferentes níveis de altitude, levando a formação da diversidade beta ( $\beta$ ) (MAGURRAN., 2004; HERNÁNDEZ-STEFANONIA et al., 2012; KOUBA et al., 2014), que relaciona-se com as diferenças encontradas na composição de espécies entre diferentes áreas, baseado no índice de dissimilaridade (RICOTTA et al., 2002; KOLEFF et al., 2003; HE et al., 2009). A dissimilaridade entre as comunidades é obtida através dos dados de presença/ausência (FELFILI; FELFILI., 2001; KOLEFF et al., 2003), onde nos locais com elevada similaridade de composição e diversidade alfa de espécies, a diversidade beta é baixa (CARVALHO; FELFILI., 2007).

Entretanto, a diversidade gama ( $\gamma$ ) em gradientes altitudinais é a diversidade total, resultado do número de espécies de plantas encontradas em termos de paisagem, sendo impulsionada pela soma da mudança de espécies no espaço e ainda riqueza local (KOLEFF et al., 2003; LOEUILLE; LEIBOLD., 2008; POGGIO et al., 2010).

Nos gradientes, a dispersão das espécies (POGGIO et al., 2010), interage com essa heterogeneidade ambiental criando microambientes próximos e distintos (POGGIO et al., 2010; GURVICH et al., 2014), contribuindo para a manutenção da composição e estrutura das espécies em escala local e de paisagem (VALÊNCIA et al., 1994; POGGIO et al., 2010; ROCHA; AMORIM., 2012). Nestas comunidades a proximidade geográfica mínima nem sempre é um fator determinante na semelhança da composição e estrutura de comunidades arbóreas (ROCHA; AMORIM., 2012).

A composição de espécies vegetais entre diversas serras geralmente apresenta diferenças porque depende da zona climática em que ela se localiza geograficamente com diferentes histórias evolutivas (GASTON et al., 2008; HE et al., 2009; SANDERS; RAHBEK., 2012). Muitos autores sugerem o efeito da prioridade de espécies que colonizam primeiramente o local (SHURIN et al., 2004).

As espécies que ocorrem em determinada serra podem ter origem regional e compartilham suas histórias de vidas de forma semelhantes (HUBBEL., 2005; SANDERS; RAHBEK., 2012), diferentemente daquelas localizadas em outros biomas com diferentes históricos e que apresentam morfologia e fisiologia distintas (GASTON et al., 2008; SANDERS; RAHBEK., 2012).

Além das variações de condições ambientais ao longo do gradiente altitudinal são encontradas diferenças nos parâmetros de estrutura da vegetação como na altura, diâmetro do caule, área basal dos indivíduos, entre outros (MEIRELES et al., 2008; LEFÈVRE et al., 2011).

### I.III. Metacomunidades

Nos gradientes ambientais íngremes de topo a dispersão de espécies entre comunidades é limitada devido às dificuldades enfrentadas pelo fluxo gênico que segue contra a ocorrência do potencial de variação de adaptação local (GASTON et al., 2008; URBAN et al., 2008). Determinados indivíduos e propágulos de diversas populações se deslocam, mesmo com dificuldades, criando um fluxo entre estas comunidades (LEIBOLD et al., 2004), arquitetando empiricamente a ideia de metacomunidade que se caracteriza como um conjunto de comunidades locais interligadas por dispersão múltipla de espécies (LEIBOLD et al., 2004; LOEUILLE; LEIBOLD., 2008; URBAN et al., 2008).

O paradigma de metacomunidade foi influenciado pelas ideias provenientes de estudos de metapopulações (LEIBOLD et al., 2004) que são grupos de indivíduos da mesma espécie que se encontram interligados por processos de extinção e recolonização entre fragmentos de habitat (LARANJEIRA., 2012; NAKAZAWA., 2015), formando uma rede de subpopulações ligadas por fluxos de propágulos e indivíduos (SHEN et al., 2014).

Os ecólogos encontram dificuldades em aplicar na prática as definições teóricas, devido ao fato das metacomunidades não apresentarem limites definidos e que diferentes espécies respondem de forma diferente e se adaptam em diversas escalas (LEIBOLD et al., 2004).

A metacomunidade se expande e deve ser considerada espacialmente contínua e a sua composição de espécies é regulada pelas populações locais, mas recebe influências de outras populações em diversas escalas (LEIBOLD et al., 2004; URBAN et al., 2008; ALLHOFF., 2015), onde as espécies interagem através das interligações dos fragmentos de habitat que apresentam limites difusos em determinada região (LEIBOLD et al., 2004; LARANJEIRA., 2012).

Esta diversidade nestas metacomunidades é resultada do processo de filtragem de habitat (KRAFT et al., 2015) que seleciona as espécies que chegam através do fluxo gênico, fazendo uma montagem particular e dinâmica (URBAN et al., 2008; MAAß et al., 2014; NAKAZAWA., 2015). Este processo pode ocorrer dentro e entre as espécies (URBAN et al., 2008), onde o *pool* de espécies regional será determinada por questões evolutivas e biogeográficas, implicando no desempenho de um papel importante na estruturação das metacomunidades (LEIBOLD et al., 2004).

A substituição de espécies que emigram ou que se extinguem ocorre através daquelas que vem por imigração de outra metacomunidade em que todas as espécies ali presentes estão

aptas a se dispersar (HUBBEL., 2005; ALLHOFF., 2015) e a extinção de uma população que se encontra em declínio é evitada ou retardada pelo influxo de imigrantes que caracteriza o efeito resgate (KNOW et al., 2014; NAKAZAWA., 2015).

Se uma metacomunidade apresenta uma alta riqueza de espécies e que estas espécies apresentam alta densidade, a tendência é que muitos indivíduos migrem para outras metacomunidades com menor riqueza e densidade ou que apresentem seu nicho desocupado, fazendo com que aumente a composição de espécies na metacomunidade que as recebe e fazendo surgir espécies raras, caracterizando o efeito fonte-sumidouro (LEIBOLD et al., 2004; LOEUILLE; LEIBOLD., 2008).

Na ausência da dispersão, todas as metacomunidades seriam únicas e isoladas, levando a uma diversidade local baixa e uma elevada diversidade de paisagem (ALLHOFF., 2015). Sendo necessária a perspectiva de uma metacomunidade ecológica e evolutiva, para que se possam compreender as adaptações das espécies locais que podem de forma sinérgica ou antagônica moldar o ajuste entre os traços da comunidade (URBAN et al., 2008).

De acordo com Silva et al (2014), as serras do semiárido brasileiro quando divididas em diferentes níveis altitudinais, cada um deles se diferenciam em riquezas e abundância. Baseado nesta premissa, percebe-se que cada nível de altitude consegue condicionar a ocorrência de arranjos florísticos diferenciados, podendo ser aplicado o modelo de metacomunidade proposta por LEIBOLD et al (2004), com cada arranjo limitado espacialmente pelos filtros de habitat (KRAFT et al., 2015), que selecionam as espécies, embora que algumas conseguem se dispersar, migrando para os outros níveis de altitude, ultrapassando as barreiras impostas por estes filtros (URBAN et al., 2008; LIU et al., 2014).

#### **I.IV. A influência das variáveis ambientais**

Todo este processo de organização estrutural da metacomunidade ocorre, tendo como responsáveis os fatores limitantes (ALVES et al., 2009), representados neste caso, pelas variáveis ambientais (PAUSAS; AUSTIN., 2001; HERNÁNDEZ-STEFANONIA et al., 2012), especialmente quando se trata de uma região semiárida (PRADO., 2008; ALVES., 2009), que atuam também como filtros (KRAFT et al., 2015).

Nestes gradientes de altitude em elevações menores, as variações de temperatura diminuem, tornando-se mais altas do que nas altitudes superiores e a precipitação anual diminui, se destacando como uma variável mais significativa para a determinação da diversidade beta ( $\beta$ ) (OLIVEIRA-FILHO et al., 2013).

Entretanto, a precipitação é mais limitante do que a temperatura em regiões tropicais secas, sendo limitada pela umidade (CLINTON et al., 2014). Por outro lado, a umidade em altas altitudes é incrementada devido a presença dos ventos alísios (SILVA et al., 2014), com queda na temperatura (BARRETO et al., 2002; REIBOTA et al., 2010), minimizando o seu albedo de superfície (SILVA et al., 2010).

No semiárido Brasileiro, apesar da baixa umidade, percebe-se ao amanhecer a presença de névoa e orvalho cobrindo o solo, as rochas e a vegetação nos locais de maiores altitudes (ALVES et al., 2009), devido a influência dos ventos alísios (BARRETO et al., 2002), favorecendo a sobrevivência e adaptação desta vegetação de forma diferenciada nos diversos níveis de altitude.

Além destas variáveis climáticas, a composição de espécies nos gradientes altitudinais é fortemente relacionada com a heterogeneidade de condições favorecidas pelas variáveis ambientais que se encontram em cada nível de altitude (GASTON et al., 2008; GURVICH et al., 2014). A topografia, por exemplo, tem um papel importante na composição e estrutura das comunidades vegetais, principalmente por controlar a disponibilidade de recursos (KOUBA et al., 2014). Nos gradientes altitudinais a declividade associa-se com os processos erosivos e o carreamento de nutrientes dos locais mais íngremes para as planícies (SANTOS et al., 2009), influenciando na quantidade de serrapilheira entre o topo e o sopé da serra (ALMAGRO et al., 2014).

Em estudos realizados em áreas da Caatinga detectou-se que a produção e a decomposição da serrapilheira se encontram relacionados com fatores climáticos e fenológicos e seu acúmulo na superfície do solo é regulado pela quantidade de material que cai da parte aérea das plantas e sua taxa de decomposição (ALVES et al., 2006). Os mecanismos de decomposição da serrapilheira variam com o clima, com a composição do solo, com a comunidade e com as espécies presentes na serrapilheira (BUTENSCHOEN et al., 2014), sendo que a maior produção ocorre nos períodos de seca (SILVA et al., 2007) e este material fica retido sobre o solo até praticamente outra estação.

O solo com substrato rochoso próximo da superfície (OLIVEIRA-FILHO et al., 2013) também atua como filtro, revelando uma baixa profundidade que é um fator determinante na variação da altura média da vegetação ao longo do gradiente altitudinal (URBANETZ et al., 2012), resultando numa baixa retenção de água (ALVES et al., 2009; OLIVEIRA-FILHO et al., 2013). Assim, a pedregosidade com presença de afloramentos rochosos deixa a superfície exposta, sujeita a ação dos ventos e de temperaturas muito frias durante a noite e muito quentes durante os dias ensolarados de verão atuando como limite as comunidades vegetais

(ALVES et al., 2009). Associadas com os afloramentos rochosos são encontradas Bromeliaceae terrestres (RAMALHO et al., 2004), sugerindo-se que competem por espaço dificultando a dispersão e o desenvolvimento de plântulas de outras espécies.

Assim, a composição e a estrutura das comunidades vegetais (ROCHA; AMORIM., 2012; KOUBA et al., 2014), ao longo dos gradientes altitudinais são organizadas com base em características climáticas, edáficas, topográficas, florísticas e fisionômicas distintas (FERRAZ et al., 1998). Espécies com diferentes tolerâncias aos fatores ambientais exibem diferentes padrões de distribuição (HERNÁNDEZ-STEFANONIA et al., 2012; RICOTTA et al., 2002), formando comunidades com florística, fisionomia (RICOTTA et al., 2002) e estruturas diferenciadas (LÈFEVRE et al., 2011).

No entanto, os estudos destas comunidades vegetais com destaque dos níveis em gradientes de altitude que consideram os fatores que às influenciam se tornam importantes para que se possam entender como ocorre a distribuição destas espécies e como tomar decisões de para gerir e conservar as mesmas (KOLEFF et al., 2003; KICHENIN et al., 2013; KARGER et al., 2014; SILVA et al., 2014).

## II. JUSTIFICATIVA

O Domínio das Caatingas apresenta uma imensa variedade de vida e um significativo grau de endemismo, mas ainda precisa ser estudada mais detalhadamente para suprir as carências de informações (ALVES et al., 2009). Na parte que corresponde o estado da Paraíba, o *status* do conhecimento atual ainda é mais carente de conhecimento, especialmente sobre as espécies vegetais arbustiva-arbóreas encontradas nas serras (SILVA et al., 2014).

As serras se tornaram refúgio para um grande número de espécies ameaçadas e em perigo de extinção, embora que este número ainda seja indeterminado (LOMOLINO., 2001). Assim, torna-se oportuno e essencial a realização de estudos que assumam o desafio de compreender os padrões de diversidade biológica dos ecossistemas de serras, fornecendo contribuições às estratégias e planos de conservação e manejo destas espécies (LOMOLINO., 2001; SHARMA et al., 2009; URBANETZ et al., 2012).

É importante utilizar esses estudos para elucidar a relação entre a diversidade e os serviços ecossistêmicos nestas áreas serranas (JOLY et al., 2012), e ampliar este conhecimento, especialmente em relação ao gradiente altitudinal das serras no Cariri Paraibano que pode trazer dados inéditos. Entretanto, os trabalhos que tratam da composição e estrutura de vegetação em gradientes altitudinais ainda são poucos, quando comparados com

aqueles que enfatizam os gradientes latitudinais (STEVENS., 1992; LOMOLINO., 2001; PAUSA; AUSTIN., 2001; LIMA et al., 2010).

Assim, torna-se necessário a realização de trabalhos que contemplem as comunidades vegetais situadas ao longo do gradiente de altitude para que se possa entender como se dá a distribuição desta diversidade no espaço e nos níveis de altitude citado por Silva et al (2014), levando em consideração as variáveis ambientais que influenciam na composição e estrutura destas comunidades vegetais arbustivo-arbóreas.

Diante do exposto, estudos voltados à biodiversidade em serra devem funcionar como ferramentas importantes de pesquisa e de tomadas de decisões conscientes em relação ao processo de conservação destes redutos.

### **III. OBJETIVO GERAL**

Avaliar e compreender a formação e divergência de comunidades arbustivo-arbóreas ao longo de um gradiente altitudinal no semiárido brasileiro de acordo com variáveis microclimáticas, abióticas e bióticas.

#### **III.I. Objetivos específicos**

- Inventariar a flora arbustivo-arbórea ao longo do gradiente altitudinal na Serra da Arara, PB;
- Verificar as diferenças e similaridades na composição e estrutura das comunidades arbustivo/arbórea ao longo do gradiente altitudinal;
- Verificar quais as variáveis topográficas (altitude, declividade, rochosidade, profundidade do solo), microclimáticas (temperatura, umidade, pluviometria e velocidade do vento) e/ou a quantidade de serrapilheira e presença de Bromeliaceae terrestres condicionam a formação destas diferentes comunidades vegetais.

#### **IV. PERGUNTAS**

- Há variações na composição e estrutura das comunidades arbustivo/arbórea ao longo do gradiente altitudinal?
- Se existe variações de composição e estrutura da vegetação ao longo do gradiente altitudinal, então dentre as variáveis ambientais analisadas quais terão maior influência na formação das diferentes comunidades da serra?

#### **V. HIPÓTESE**

- A formação de arranjos estruturais da vegetação ao longo da serra está condicionada mais pelos filtros de habitats determinados pelo gradiente altitudinal do que pelas diferenças microclimáticas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLHOFF, K. T.; WEIEL, E. M.; ROGGE, T.; DROSSEL, B. **On the interplay of speciation and dispersal: na evolutionary food web model in space.** Journal of Theoretical Biology., v. 366, p. 46-56, 2015.

ALMAGRO, M.; MARTÍNEZ-MENA, M. **Litter decomposition rates of Green manure as effected by soil erosion, transport and decomposition processes, and the implications for the soil carbon balance of a rainfed olive grove under a dry Mediterranean climate.** Agriculture, Ecosystems and Environment., v. 196, p. 167-177, 2014.

ALVES, A. R.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; HOLANDA, A. C. **Aporte e decomposição de serrapilheira em área de Caatinga, na Paraíba.** Revista de Biologia e Ciências da Terra., v. 6, n. 2, p. 194-203, 2006.

ALVES, J. J. A. **A Caatinga do Cariri Paraibano.** GEONOMOS, v. 17, n. 1, p. 19 - 25, 2009.

ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A. de; NASCIMENTO, S. S. do. **Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica.** Revista Caatinga – (Mossoró, Brasil), v. 22, n. 3, p. 126-135, jul/set, 2009.

BARRETO, A. B.; ARAGÃO, M. R. da S.; BRAGA, C. C. **Estudo do ciclo diário do vento à superfície no Nordeste do Brasil.** XII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Foz de Iguaçu-PR, 2002.

BHATTARAI, K. R.; VETAAS, O. R. **Can Rapoport's rule explain tree species richness along the Himalayan elevation gradient Nepal? Diversity and Distributions.** Journal Compilation. Blackwell Publishing., 2006.

BUTENSCHOEN, O.; KRASHEVSKA, V.; MARAUN, M.; MARIAN, F.; SANDMANN, D.; SCHEU, S. **Litter mixture effects on decomposition in tropical montane rainforests vary strongly with time and turn negative at later stages of decay.** Soil Biology & Biochemistry, v. 77, p. 121-128, 2014.



CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. **Diversidade alfa e beta como critérios para escolha de áreas prioritárias para conservação: um ensaio com as florestas estacionais decíduais sobre afloramentos calcários no Brasil Central.** Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Setembro de 2007, Caxambu – MG.

CASSEMIRO, F. A. S.; PADIAL, A. A. **Teoria Neutra da Biodiversidade e Biogeografia: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectivas.** Oecologia Bras., v. 12, n. 4, p. 706-719, 2008.

CLINTON, N.; YU, L.; FU, H.; HE, C. GONG, P. **Global-Scale Associations of Vegetation Phenology with Rainfall and Temperature at a High Spatio-Temporal Resolution.** Remote Sensing., v. 6, p. 7320-7338, 2014.

COUTINHO, L. M. **O conceito de bioma.** Acta botânica brasílica., v. 20, n. 1, p. 13-23, 2006.

FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. **Diversidade alfa e beta no Cerrado SENSU STRICTO da Chapada Pratinha, Brasil.** Acta botânica brasílica., v. 15, n. 2, p. 243-254, 2001.

FERRAZ, E. M. N.; RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; PEREIRA, R. de C. A. **Composição florística em trechos de vegetação de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco.** Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, v. 21, n. 1, p.7-15, abr, 1998.

FISCHER, A.; BLASCHKE, M.; BÄSSLER, C. **Altitudinal gradients in biodiversity research: the state of the art and future perspectives under climate change aspects.** Waqldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz Heft. v. 11, p. 35-47, 2011.

GASTON, K. J.; CHOWN, S. L.; EVANS, K. L. **Ecogeographical rules: elements of a synthesis.** Journal of Biogeography., v. 35, p.483–500, 2008.

GIACOMINI, H. C. **Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica.** Oecol. Bras., v. 11, n. 4, p. 521-543, 2007.

GIULIETTI, A. M.; BOCAGE NETA, A. L. du; CASTRO, A. A. J. F.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; VIRGÍNIO, J. F.; QUEIROZ, L. P. DE; FIGUEIREDO, M. A.; RODAL, M. de J. N.; BARBOSA, M. R. DE V.; HARLEY, R. M. **Diagnóstico da vegetação nativa do bioma caatinga**. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (orgs.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 48-90, 2004.

GURVICH, D. E.; ZEBALLOS, S. R.; DEMAIO, P. H. **Diversity and composition of cactus species along an altitudinal gradient in the Sierras Del Norte Mountains (Córdoba, Argentina)**. South African Journal of Botany., v. 93, p.142-147, 2014.

HAFFER, J.; PRANCE, G. T. **Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos Refúgios da diferenciação biótica**. Estudos Avançados, v.16, n. 46, p. 175-206, 2002.

HE, K. ; ZHANG, J. **Testing the correlation between beta diversity and differences in productivity among global ecoregions, biomes, and biogeographical realms**. Ecological Informatics., v. 4, p. 93-98, 2009.

HERNÁNDEZ-STEFANONIA, J. L.; GALLARDO-CRUZA, J. A.; MEAVEB, J. A.; ROCCHINI, D.; BELLO-PINEDA, J.; LÓPEZ-MARTINEZ, J. O. **Modeling  $\alpha$  - and  $\beta$ -diversity in a tropical forest from remotely sensed and spatial data**. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation., v. 19, p. 359-368, 2012.

HUBBELL, S. P. **Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence**. Functional Ecology., v. 19, p. 166–172, 2005.

HUBBELL, S. P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, NJ, 2001.

JOLY, C. A.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y.; CAMPOS, M. C. R.; GOMES, J. A. M. A.; LACERDA, M. S.; SANTOS, F. A. M.; PEDRONI, F.; PEREIRA, L. S.; PADGURSCHI, M. C. G.; PRATA, E. M. B.; RAMOS, E.; TORRES, R. B.; ROCHELLE, A.; MARTINS, F. R.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B.; AIDAR, M. P. M.; EISENLOHR, P. V.; SIMÕES, E.; VILLANI, J. P.; BELINELLO, R. **Floristic and phytosociology in permanente plots of the Atlantic Rainforest along na altitudinal gradient in southeastern Brasil.** *Biota Neotrop.*, v. 12, n. 01, p. 123-145, 2012.

KARGER, D. N.; WEIGELT, P.; AMOROSO, V. B.; DARNAEDI, D.; HIDAYAT, A.; KREFT, H.; KESSL, M. **Island biogeography from regional to local scales: evidence for a spatially scaled echo pattern of fren diversity in the Southeast Asian archipelago.** *Journal of Biogeography.*, v. 41, p. 250-260, 2014.

KICHENIN, E.; WARDLEL, D. A.; PELTZER, D. A.; MORSE, C. W.; FRESCHET, G. T. **Constrasting effects of plant inter-and intraspecific variation on community level trait measures along na environmental gradient.** *Functional Ecology*, doi: 10.1111/1365-2435.12116, p. 1-8, 2013.

KOLEFF, P.; GASTON, K. J.; LENNON, J. J. **Measuring beta diversity for presence-absence data.** *Journal of Animal Ecology.*, v. 72, p. 367-382, 2003.

KOUBA, Y.; MARTINEZ-GARCIA, F.; FRUTOS, A. de; ALADOS, C. L. **Plant  $\beta$ -diversity in human-altered Forest ecosystems: the importance of the structural, spatial and topographical characteristics of stands in patterning plant species assemblages.** *Eur J Forest Res.*, v.133, p. 1057-1072, 2014.

KRAFT, N. J.; ADLER, P. B.; JAMES, E. C.; FULLER, S.; LEVINE, J. M. **Community Phylogenetics and Ecosystem Functioning – Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor.** *Functional Ecology*, v. 29, p. 592-599, 2015.

KWON, T.; KIM, S.; CHUN, J. H. **Pattern of ant diversity in Korea: An empirical test of Rapoport's altitudinal rule.** *Journal of Asia-Pacific Entomology.*, v. 17, p. 161-167, 2014.

LARANJEIRA, M. **Estrutura Espacial e Processos Ecológicos: o estudo da fragmentação de habitats**. Revista de Geografia e Ordenamento do Território, n. 1, p. 59-84, 2012.

LEFÈVRE, F.; FADY, B.; BONTEMPS, A.; CAILLERET, M.; IBANEZ, T.; GILLMANN, M.; DAVI, H. **Diversity of leaf unfolding dynamics among tree species: new insights from a study along an altitudinal gradient**. Agricultural and Forest Meteorology., v. 151, p. 1504-1513, 2011.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIM, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONZALEZ, A. **The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology**. Ecology Letters., v. 7, p. 601-613, 2004.

LIMA, M. S. DE; DAMASCENO JUNIOR, G. A.; TANAKA, M. O. **Aspectos estruturais da comunidade arbórea em remanescentes de florestas estacionais decidual, em Corumbá, MS, Brasil**. Revista Brasil. Botânica., v. 33, n. 3, p. 437-453, jul/set, 2010.

LIU, J.; YUNHONG, T.; SLIK, J. W. F. **Topography related habitat associations of tree species traits, composition and diversity in a Chinese tropical Forest**. Forest Ecology and Management., v. 330, p. 75-81, 2014.

LOMOLINO, M. V. **Elevation gradients of species-density: historical and prospective views**. Global Ecology & Biogeography., v. 10, p. 03-13, 2001.

LOEUILLE, N.; LEIBOLD, M. A. **Ecological consequences of evolution in plant defenses in a metacommunity**. Theoretical Population Biology., v. 74, p. 34-45, 2008.

MAAß, S.; MIGLIORINI, M.; RILLIG, M. C.; CARUSO, T. **Disturbance, neutral theory, and patterns of beta diversity in soil communities**. Ecology and Evolution., v. 4, n. 24, p. 4766-4774, 2014.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. African Journal of Aquatic Science., v. 29, n. 2, p. 285-286, 2004.

MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J. KINOSHITA, L. S. **Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG.** Revista Brasil. Botânica., v. 31, n. 4, p. 559-574, out/dez, 2008.

NAKAZAWA, T. **Introducing stage-specific spatial distribution into the Levins metapopulation model.** Scientific Reports., v. 5, p. 1-7, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARDOSO, D.; SCHRIRE, B. D.; LEWIS, G. P.; PENNINGTON, R. T.; BRUMMER, T. J.; ROTELLA, J.; LAWIN, M. **Stability structures tropical woody plant diversity more than seasonality: insights into the ecology of high legume-succulent-plant biodiversity.** South African Journal of Botany., v. 89, p. 42-57, 2013.

PAUDEL, P. K.; KINDLMANN, P. **Distribution pattern of the threatened Himalayan serow (*Capricornisthar*) in western midhills of Nepal: an insight for conservation along an altitudinal gradient.** Journal for Nature Conservation., v. 20, p. 177-180, 2012.

PAUSAS, J.; AUSTIN, M. P. **Partterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal.** Journal of Vegetation Science., v. 12, p. 153-166, 2001.

POGGIO, S. L.; CHANETON, E. J.; GHERSA, C. M. **Landscape complexity differentially affects alpha, beta and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields.** Biological Conservation., v. 143, p. 2477-2486, 2010.

PRADO, D. E. **As Caatingas da América do Sul.** In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da. **Ecologia e Conservação da Caatinga.** 3ª ed. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2008.

RAMALHO, M.; BATISTA, M. A.; SILVA, M. **Xylocopa (Monoxylocopa) abbreviata Hurd & Moure (Hymenoptera: Apidae) e Encholiriumspectabile (Bromeliaceae): Uma Associação Estreita no Semi-Árido do Brasil Tropical.** Neotropical Entomology., v. 33, n. 4, p. 417-425, 2004.

REBOITA, M. S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P. DA; AMBRIZZI, T. **Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica.** Revista Brasileira de Meteorologia., v.25, n.2, p. 185 - 204, 2010.

RICOTTA, C. CARRANZA, M. L. AVENA, G. **Computing  $\beta$ -diversity from species-area.** Basic and Applied Ecology., v. 3, p.15–18, 2002.

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

RODAL, M. J. N.; ANDRADE, K. V. DE A.; SALES, M. F.; GOMES, A. P. S. **Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco.** Revista Brasileira Biologia., v. 58, n. 3, p. 517-526, 1998.

RODAL, M. J. N.; SALES, M. F.; SILVA, M. J. da; SILVA, A. G. da; **Flora de um Brejo de Altitude na escarpa oriental do Planalto da Borborema, PE, Brasil.** Acta bot. bras., v. 19, n. 4, p. 843-858, 2005.

ROZEN, A.; MYSLAJEK, R. W.; SOBCZIK, L. **Altitude versus vegetation the factors influencing the diversity and abundance of earthworms and other soil macrofauna in montane habitat (Silesian Beskid MTS, Western Carpathians).** Polish Journal of Ecology., v. 61, n. 1, p. 145-156, 2013.

SANDERS, N. J.; RAHBEEK, C. **The patterns and causes of elevational diversity gradients.** Ecography., v. 35, p. 1–3, 2012.

SANTOS, A. C. dos; SALCEDO, I. H.; CANDEIAS, A. L. B. **Relação entre o relevo e as classes texturais do solo na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, PB.** Revista Brasileira de Cartografia., v. 54, p. 86-94, 2009.

SHARMA, C. M.; SUYAL, S. GAIROLA, S. GHILDYAL, S. K. **Species richness and diversity along an altitudinal gradient in moist temperate Forest of Garhwal Himalaya.** Journal of American Science., v. 5, n. 5, p. 119-128, 2009.

SHEN, C.; CHEN, H.; HOU, Z. **Mobility and density induced amplitude death in metapopulation networks of coupled oscillators.** CHAOS., v. 24, n. 4, p. 1-6, 2014.

SHURIN, J. B.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOLT, R. D.; HOOPESE, M. F.; LEIBOLD, M. A. **Alternative stable states and regional community structure.** Journal of Theoretical Biology., v. 227, p. 359-368, 2004.

SILVA, A. P. N. da; MOURA, G. B. de A.; GIONGO, P. R.; SILVA, B. B. da. **Albedo de superfície estimado a partir de imagens LANDSAT 5 – TM no Semiárido Brasileiro.** Revista de Geografia. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 27, n. 1, p. 154-168, jan/mar. 2010.

SILVA, C. J. da; SANCHES, L.; BLEICH, M. E.; LOBO, F. DE A.; NOGUEIRA, J. de S. **Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro.** Acta Amazonica., v. 37, n. 4, p. 543-548, 2007.

SILVA, F. K. G. da; LOPES, S. de F.; LOPEZ, L. C.; MELO, J. I. M.; TROVÃO, D. M. B. M. **Patterns of species richness and conservation in the Caatinga along elevation gradients in a semiarid ecosystem.** Journal of Arid Enviroments., v. 110, p. 47-52, 2014

STEVENS, G. C. **The elevation gradient in altitudinal range: na extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude.** The American Naturalist., v. 140, n. 6, p. 893-911, dec, 1992.

URBAN, M. C.; LEIBOLD, M. A.; AMARASEKARE, P. MEESTER, L. D.; GOMULKIEWICZ, R. HOCHBERG, M. E.; KLAUSMEIER, C. A.; LOEUILLE, N. MAZANCOURT, C. DE; NORBERG, J.; PANTEL, J. H.; STRAUSS, S. Y.; VELLEND, M.; WADE, M. J. **The evolutionary ecology of Metacommunities.** Trends in Ecology and Evolution., v.23, n. 6, p. 311-317, 2008.

URBANETZ, C.; LEHN, C. R.; SALIS, S. M.; BUENO, M. L.; ALVES, F. M. **Composição e distribuição de espécies arbóreas em gradiente altitudinal, Morraria do Urucum, Brasil.** Oecologia Australis., v. 16, n. 4, p. 859-877, dez, 2012.

WERNECK, F. P.; COSTA, G. C.; COLLI, G. R.; PRADO, D. E.; SITES JR, J. W. **Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights**

**based on palaeodistribution modelling and palynological evidence.** *Global Ecology and Biogeography.*, v. 20, p. 272-288, 2011.

VALENCIA, R.; BALSLEV, H.; PAZ Y MIÑO C, G. **High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador.** *Biodiversity and Conservation.*, v. 3, p. 21-28, 1994.

ZAPATA, F. A.; GASTON, K. J.; CHOWN, S. L. **Mid-domain models of species richness gradients: assumptions, methods and evidence.** *Journal of Animal Ecology.*, v. 72, p. 677-690, 2003.



Manuscrito a ser submetido à revista *Journal of Arid Environment*

## B1-Biodiversidade

# FILTROS DE HABITAT COMO DETERMINANTES NA COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE CAATINGA AO LONGO DE UM GRADIENTE DE ELEVAÇÃO

## 1.INTRODUÇÃO

A distribuição das espécies vegetais ao longo de gradientes altitudinais (Lomolino, 2001; Kessler, 2009), influenciam significativamente nos índices de diversidade e riqueza em cada faixa altitudinal (Karger et al, 2014). Com o aumento da elevação a área diminui (Körner, 2007), e em consequência a riqueza (Kichenin et al, 2013) e a diversidade de espécies (Karger et al, 2014). Isto ocorre devido a interação de vários fatores que atuam como filtros de habitat (Liu et al, 2014; Kraft et al 2015), além do isolamento que estes gradientes de altitudes apresentam (Rozen et al, 2013).

Os filtros de habitat representados pelas variáveis abióticas e interação com outras espécies ao longo de gradientes de altitudes condicionam uma heterogeneidade ambiental com formação de microhabitats (Ricotta et al, 2002; Kouba et al, 2014), refletindo na substituição das espécies (Meireles et al, 2008; Rocha & Amorim, 2012; Silva et al, 2014), e mudanças na estrutura, como por exemplo na altura média (Meireles et al, 2008; Amorim et al, 2005), no diâmetro de caule (Meireles et al, 2008; Pereira et al, 2012) e na densidade (Meireles et al, 2008).

Devido a esta influência, cada faixa de altitude apresenta espécies exclusivas (Meireles et al, 2008; Rocha; Amorim, 2012), sendo que em alguns casos, nos níveis intermediários ocorre um aumento da riqueza, descrito por Lomolino (2001) e McCain (2007), o que contribui para o incremento da diversidade beta (Vásquez; Givnish, 1998), embora determinadas espécies generalistas se encontrem distribuídas em quase todos os níveis de elevação (Sharma et al, 2009). Entretanto, as serras do semiárido brasileiro diferem das áreas serranas de florestas tropicais, ocorrendo uma maior riqueza nas altitudes superiores que segue diminuindo à medida que a altitude diminui, devido ao difícil acesso aos ambientes de maior elevação que dificultam o antropismo, conservando os recursos lá existentes (Silva et al, 2014).

A altitude não é um fator ecológico que afeta diretamente a distribuição de espécies, mas está associado com outros fatores ambientais (Cardoso; Schiavini, 2002; Urbanetz et al, 2012), como no caso das variáveis microclimáticas (Barreto et al, 2002; Clinton et al, 2014), topográficas (Santos et al, 2009; Abreu et al, 2012) e ainda outros fatores como a quantidade de serrapilheira (Almagro et al, 2014; Butenschoen et al, 2014), e o papel da competição realizado pelas bromélias terrestres, pois a riqueza maior ou menor introduz modificações no quadro morfológico e fisionômico geral, dependendo da altitude (Alves, 2009).

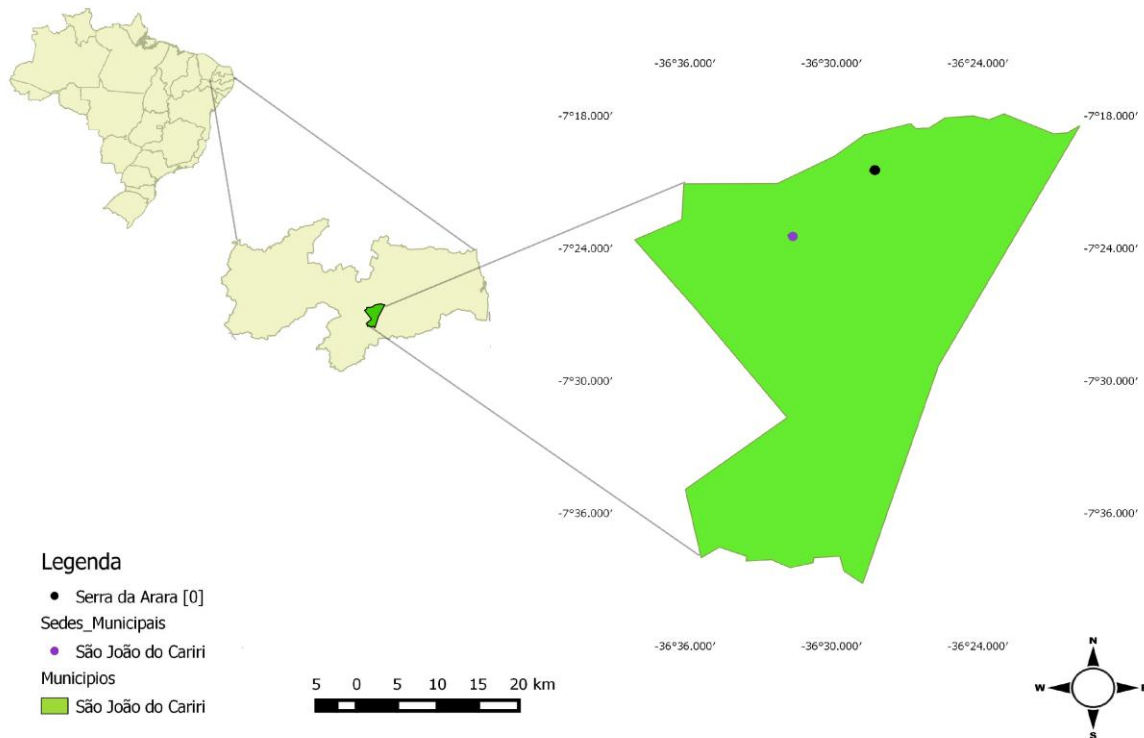
Como resultado destas mudanças ao longo do gradiente altitudinal, cada arranjo florístico apresenta composição e estrutura diferenciadas formando o que se denomina de metacomunidade (LEIBOLD et al, 2004), com grupos de indivíduos limitados por barreiras de dispersão condicionadas por estes filtros de habitat (KRAFT et al, 2015).

Assim, este estudo investiga as variações da composição e estrutura da vegetação arbustiva-arbórea ao longo de um gradiente altitudinal de acordo com as variáveis topográficas (altitude, declividade, rochiosidade, profundidade do solo), microclimáticas (temperatura, umidade, pluviometria e velocidade do vento) e/ou a quantidade de serrapilheira e presença de Bromeliaceae. Dessa forma, pretende-se responder as seguintes perguntas: há variações na composição e estrutura das comunidades arbustivo/arbórea ao longo do gradiente altitudinal? Se há variações, apesar da baixa amplitude altitudinal da serra, quais as variáveis microclimáticas e aquelas relacionadas com o gradiente altitudinal terão maior influência na formação das diferentes comunidades da serra?

## **2.MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1.Área de estudo**

O trabalho foi realizado na Serra da Arara no município de São João do Cariri/PB-Brasil, que se localiza em 07°23'8.12"S e 36°23'36.74"O, com início em novembro de 2014 e término em dezembro de 2015. Segundo Barbosa et al (2007), este município é um dos mais afetados pelo processo de pressão antrópica sobre a vegetação arbustivo-arbórea do Cariri Paraibano. A paisagem atual está intensamente alterada com poucas áreas apresentando remanescentes de vegetação nativa conservada. De acordo com Silva et al (2014), a serra em estudo define-se como um remanescente que atua como um reduto de conservação com reduzida ação humana.



**Figura 1.** Localização geográfica da Serra da Arara no município de São João do Cariri, PB, Brasil.

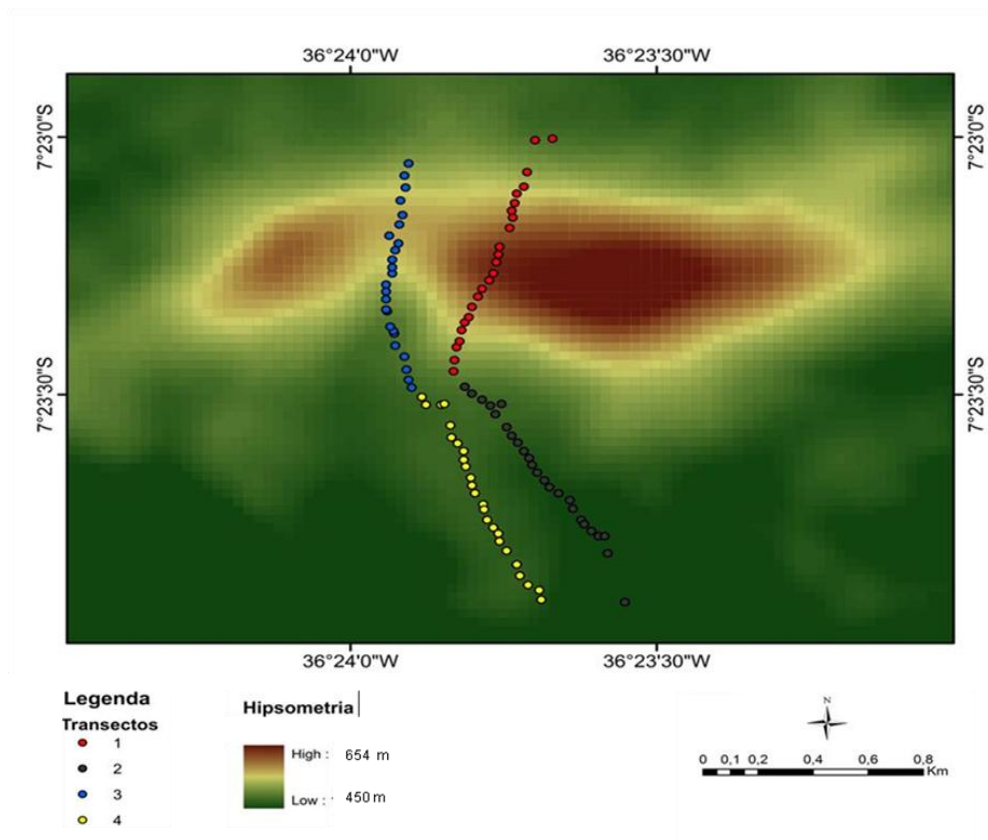
O clima da região é do tipo  $As'$ , caracterizado como tropical quente (Álvares et al., 2013). Os dados pluviométricos mostram que a precipitação anual localiza-se entre 350 e 600 mm, com maior concentração entre dois a quatro meses, correspondendo a 65% das chuvas anuais (Paraíba, 2000). As temperaturas mínimas variam de 18 a 22°C entre os meses de julho e agosto e as máximas entre 28 e 31°C nos meses de novembro e dezembro (Paraíba, 1997), e a umidade relativa do ar apresenta-se com média de 70%, aproximadamente (Andrade et al., 2009) e a velocidade do vento é moderada entre 2 e 4 m/s (Barreto et al., 2002).

A vegetação da área se caracteriza com florística endêmica composta por vegetação tipo savânica, própria deste clima semiárido, compreendendo principalmente árvores e arbustos baixos, muitos dos quais apresentam espinhos, microfilia e características xerofíticas (Prado, 2008). Esta vegetação está condicionada ao déficit hídrico relacionado à seca, em decorrência da irregularidade das chuvas, assim, analisando-se este fator percebe-se que não é apenas a precipitação que provoca este déficit, mas a associação a outros fatores característicos da região, como altas temperaturas, associadas à alta intensidade luminosa, que provocam uma demanda evaporativa alta e consequente dessecação do solo (Trovão et al.,

2007). O solo da região é do tipo Luvissole Crômico com pedregosidade em muitos pontos (EMBRAPA, 2006).

## 2.2. Delineamento amostral

A Serra da Arara apresenta uma altitude máxima de aproximadamente 654 metros. Estabeleceu-se dois transectos para cada vertente (barlavento e sotavento) da serra. Em cada transecto foram estabelecidas 25 parcelas permanentes de 100 m<sup>2</sup>, distando uma da outra 10 m, formando um *continuum* ao longo do gradiente altitudinal.



**Figura 2.** Localização das parcelas formando um *continuum* através dos quatro transectos ao longo da Serra da Arara, Paraíba, Brasil.

Cada espécime recebeu um número através de plaquetas de alumínio numeradas em ordem crescente (Meireles et al, 2008). Dentro de cada parcela foram amostradas todas as plantas com altura  $\geq 1$  metro e diâmetro do caule ao nível do solo (DSN)  $\geq 3$  cm por se caracterizarem como indivíduos adultos para vegetação arbustivo-arbórea (Rodal et al., 2013). Nos casos de indivíduos que apresentaram caules múltiplos, mediu-se o DNS

individualmente. Mediu-se a altura dos indivíduos com auxílio de uma vara graduada de 10 m, subdividida a cada dois metros e acima desta, por estimativa visual.

### **2.3. Coleta das variáveis**

Para a mensuração da pluviometria (mm) foram instalados em três diferentes altitudes da serra (até 500 m; até 600m e > 600 metros) seis pluviômetros, sendo três em cada vertente. Além da pluviometria, coletou-se a temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), a umidade (%) e a velocidade do vento (m/s) semanalmente nestes seis pontos através de um Multímetro Digital. Para aferir as medidas, em cada ponto estabeleceu-se 15 minutos para a estabilização da medida, para evitar a oscilação dos valores no Multímetro Digital. Estas coletas das variáveis microclimáticas iniciaram-se em dezembro de 2014 com término em dezembro de 2015.

Em cada parcela foram medidas as variáveis de altitude (m), declividade do terreno (graus), profundidade do solo (m), rochosidade, presença de bromélias terrestres e quantidade de serapilheira (g). A altitude foi mensurada com auxílio de um GPS, a declividade do terreno e a profundidade do solo foram coletadas em três locais dentro de cada parcela utilizando-se um clinômetro e um trado, respectivamente, e feito uma média por parcela. Também foram registrados os percentuais de cobertura rochosa acima do nível do solo (afloramento rochoso ou rochosidade), que foi estimada visualmente e classificadas em quatro categorias, com intervalos de 25% cada, ou seja: classe 1 – de 0 a 25% de afloramento; classe 2- de 26 a 50%; classe 3 – de 51 a 75%; classe 4 – de 76 a 100% (Abreu et al, 2012). Para a estimativa da presença de bromélias terrestres, foi utilizado o método da rochosidade de Abreu et al (2012) nas quatro categorias e realizando a identificação das espécies. A serrapilheira foi coletada dentro de uma área de 1m<sup>2</sup> em cada parcela. As amostras foram secas em estufa a 70°C e pesada em gramas (g) para determinação da massa seca.

### **2.4. Tratamento e análise dos dados**

Na identificação da espécie, gênero e família utilizou-se de livros técnicos específicos e colaboração de especialistas em taxonomia vegetal do Laboratório de Ecologia Vegetal e Laboratório de Botânica da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Para as espécies não identificadas coletou-se partes vegetais que foram conduzidas ao Herbário Manuel de Arruda Câmara (ACAM) da UEPB, Campus I, em Campina Grande-PB, e/ou encaminhadas a especialistas para confirmação e identificação das mesmas. Posteriormente, as espécies foram

classificadas nas famílias de acordo com o sistema APG III (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2009).

Para cada espécie foram calculados o número de indivíduos (NI) e a área basal média (AB) e para cada parcela foram calculados os parâmetros estruturais de número de indivíduos (NI); Dominância (DO); Área basal total (ABT); Área basal média (AB); Altura média (ATM) e Diâmetro médio (DM), utilizando o Programa FITOPAC Shell, versão 2.1 (Shepherd, 2010). Ainda foi calculado o Índice de Riqueza de Margalef ( $d$ ), o Índice de Diversidade de Shannon ( $H'$ ) e a Equabilidade de Pielou ( $J$ ) no *Diversity indices* no Programa Past 2.17c (Hammer et al, 2001). Todos estes parâmetros e índices foram utilizados para comparar os grupos florísticos formados ao longo do gradiente altitudinal.

Para verificar a similaridade entre as parcelas foi feito um *Cluster* utilizando o Índice de Similaridade de *Bray-Curtis* com a matriz de abundância das espécies vegetais distribuídas por parcela. Com a formação dos grupos pelo *Cluster* foi realizada uma Ordenação do Método de Escalonamento não Métrico (nMDS) para a visualização biodimensional. Foi realizada uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) com transformação *Square root*, para verificar diferenças significativas entre os grupos formados. Com a formação dos grupos, foi analisado a similaridade entre as parcelas que compõe cada grupo e quais espécies contribuem e o percentual de similaridade entre os grupos utilizando o Índice de Similaridade (SIMPER). Estas análises foram realizadas utilizando-se do Programa PRIMER 6.0 + PERMANOVA (Clarke; Gorley, 2006).

Para a análise das variações da diversidade entre os grupos florísticos encontrados foi feita uma *Diversity t test*, utilizando o Programa Past 2.17c (Hammer et al, 2001). Para verificar se houve diferenças significativas entre os parâmetros estruturais (Equabilidade, Densidade média, Área basal média, Altura média e Diâmetro médio) foi realizado *Paired test* no Programa Past 2.17c (Hammer et al, 2001). Para testar se o Índice de Riqueza de Margalef se encontra correlacionado com o gradiente de altitude, foi realizado uma Regressão Linear com transformação dos dados não normais em *Log* no Programa Past 2.17c (Hammer et al, 2001).

Para verificar se houve diferenças significativas entre as variáveis microclimáticas (temperatura, umidade, pluviometria e velocidade do vento) entre os três pontos que representam os intervalos de altitude de cada vertente foi feito uma *One-way ANOVA* com transformação dos dados não normais em *Log* com a utilização do Programa Past 2.17c (Hammer et al, 2001).

Por fim, as variáveis de declividade, profundidade do solo, rochosidade, serrapilheira e a presença de bromélias foram correlacionadas com a altitude através de Regressões Lineares com transformação dos dados não normais em *Log* no Programa Past 2.17c (Hammer et al, 2001). Posteriormente utilizou-se de uma Análise de Componentes Principais – (PCA) com transformação dos dados *Square root* para verificar quais destas variáveis são preditivas na influência das variações na composição e estrutura das espécies ao longo do gradiente altitudinal, com a utilização do Programa PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley, 2006).

### 3. RESULTADOS

A flora arbustiva-arbórea da Serra da Arara é composta por 12 famílias representadas em 35 espécies, sendo cinco destas espécies não identificadas, tratadas neste estudo como morfoespécies e, um total de 3.155 indivíduos. As famílias mais representativas foram Fabaceae (nove espécies), Euphorbiaceae (5 espécies), Anacardiaceae (4 espécies) e Cactaceae (3 espécies). As espécies mais representativas quanto ao número de indivíduos foram: *Croton heliotropiifolius* com 859, *Tacinga palmadora* (434), *Bauhinia cheilantha* (285), seguidos ainda por *Aspidosperma pyriformium* (236) e *Croton blanchetianus* (174) (Tabela 1).

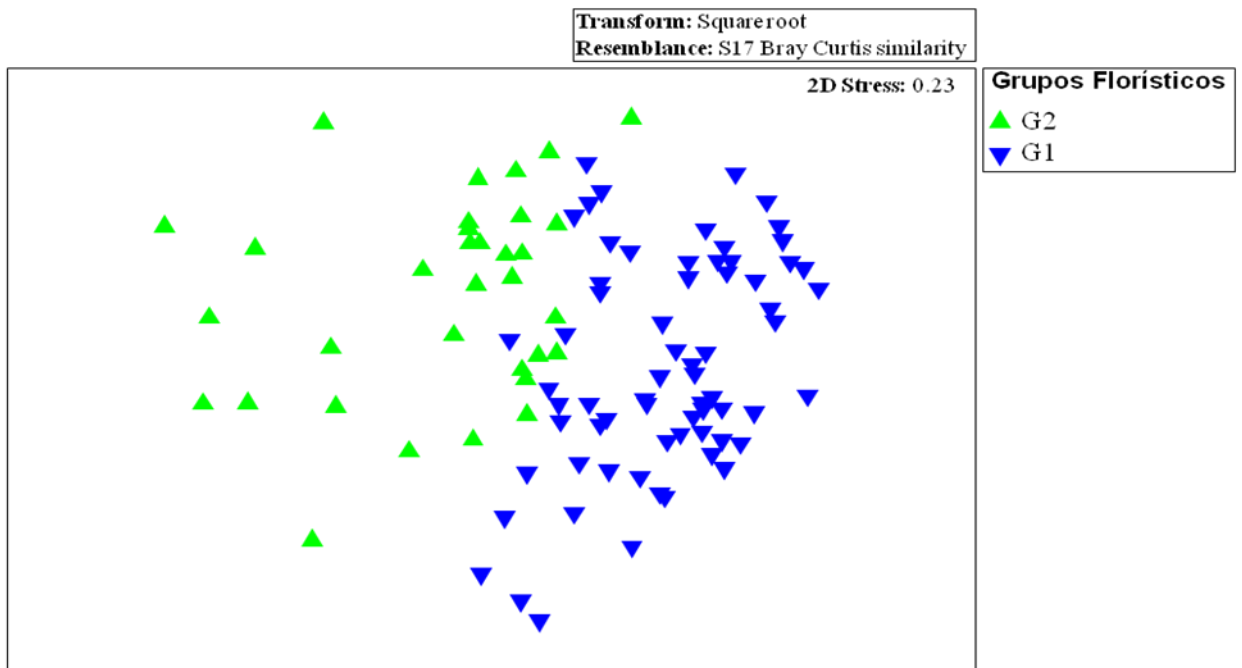
**Tabela 1.** Lista de espécies, organizadas em ordem crescente de número de indivíduos (NI), registradas na Serra da Arara – São João do Cariri, Paraíba com os respectivos valores de Área basal.

<b>Espécies</b>	<b>NI</b>	<b>AB (m<sup>2</sup>/ind)</b>
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth.	859	5,79
<i>Tacinga palmadora</i> Britton & Rose	434	0,75
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	285	1,15
<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart.	236	1,63
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	174	0,63
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	121	0,84
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P. Queiroz	109	2,8
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	93	2,86
<i>Manihot glaziovii</i> Muell. Arg.	93	0,59
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	65	0,78
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	64	0,87

<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil.) A. Robyns	64	1,18
<i>Pilosocereus glaucescens</i> (Labuor) Byles & G.D. Rowsley	53	1,12
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	51	0,09
<i>Luetzelburgia auriculata</i>	44	0,22
<i>Sapium glanduloson</i>	44	1,13
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	43	2,07
<i>Pilosocereus gounellei</i> (F.A.C. Weber) Byles & G.D. Rowley	41	0,17
<i>Maytenus rigida</i> Mart.	40	1,44
Morfoespécie I	39	2,19
<i>Capparis flexuosa</i> (L) J. Presl	34	0,42
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	30	1,82
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>colubrina</i> (Griselb.)	29	3,79
Morfoespécie III	26	0,25
<i>Allophylos</i> sp.	23	0,09
<i>Capparis jacobinae</i>	15	0,04
Morfoespécie V	14	0,07
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	11	0,47
Morfoespécie II	7	0,04
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	5	0,04
Morfoespécie IV	3	0,01
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	2	0,14
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	2	0,16
<i>Amburana cearensis</i> (Freire Allemão)	1	0,1
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	1	0,01

Baseado na matriz de abundância, as ordenações dadas pela nMDS separaram as amostras em dois grupos florísticos distintos (Figura 02). A ordenação dos dados produzida pela nMDS apresentou um valor de *stress* de 0,23, valor que indica que há uma substituição de espécies ao longo do gradiente altitudinal. O Grupo Florístico 01 (G1) reuniu as parcelas de menores altitudes (entre 479 a 563 metros) e o Grupo Florístico 02 (G2) as parcelas de maiores altitudes (entre 564 a 653 metros). Os dois grupos evidenciados pela nMDS apresentam diferenças significativas na composição e abundância (Pseudo  $F_{1,98}$ : 19,8: 0,001).





**Figura 3.** Diagrama de Ordenação do Método de Escalonamento não Métrico (nMDS) das 100 parcelas da Serra da Arara – São João do Cariri, Paraíba, Brasil.

Através do Índice de Similaridade (SIMPER), detectou-se que a similaridade entre as parcelas do G1 é de 41,84%, se destacando as seguintes espécies: *Tacinga palmadora* (24,80%), *Croton heliotropiifolius* (23,24%) e *Aspidosperma pyriformium* (12,42%) como de maior contribuição. Enquanto que, o G2 a similaridade entre as parcelas foi de 38,71%, demonstrando que há um surgimento de novas espécies à medida que a altitude aumenta neste grupo, se destacando as espécies *Bauhinia cheilantha* (20,24%), *Manihot glaziovii* (16,81%) e *Tacinga palmadora* (6,66%) como as espécies de maior contribuição. Já entre os dois grupos detectou-se uma similaridade de apenas 27,82.

*Bauhinia cheilantha* apesar de ser uma das espécies de maior densidade no G2 e de significativa contribuição para a similaridade entre as parcelas deste grupo, ela caracteriza-se como uma espécie generalista, distribuída do sopé ao topo com 142 indivíduos no G1 e 143 no G2, enquanto que *C. heliotropiifolius* é encontrado com maior dominância na região intermediária da serra, de modo que, no G1 foram encontrados 800 indivíduos e no G2 apenas 59. *T. palmadora* é encontrada com maior dominância da região intermediária até o sopé da serra, fato que no G1 foram amostrados 371 indivíduos e no G2 apenas 63, enquanto que *A. pyriformium* apresenta uma significativa dominância no G1 com 230 indivíduos e apenas seis no G2.

No G1 foram amostrados no total 2.309 indivíduos, pertencentes a 33 espécies e 13 famílias, enquanto que o G2 apresentou 846 indivíduos, pertencentes a 26 espécies e 11 famílias. *Amburana cearensis*, *Mimosa tenuiflora*, *Pilosocereus gounellei*, *Poincianella pyramidalis*, *Helietta apiculata*, *Spondias tuberosa*, *Capparis jacobinae* e ainda Morfoespécie III e IV são espécies exclusivas do G1 e as apenas as Morfoespécies II e V são exclusivas do G2.

A diversidade entre os grupos florísticos difere significativamente ( $p < 0,05$ ), com maiores valores de diversidade nas maiores altitudes (Tabela 2). O Grupo Florístico 2 apresenta apenas 846 indivíduos distribuídos em 26 espécies, fato que explica uma maior diversidade com menor dominância de determinadas espécies em altitudes maiores, enquanto que o Grupo Florístico 1 apresenta 2.309 indivíduos distribuídos em 33 espécies com alta dominância de determinadas espécies.

Em relação aos parâmetros estruturais, Equabilidade de Pielou (J), densidade média (ind. ha), altura média (m) e diâmetro médio (cm) apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), entre os dois grupos florísticos (Tabela 2). O Índice de Riqueza de Margalef ( $d$ ) correlacionou-se positivamente com a altitude ( $r = 0,226$ ;  $p < 0,05$ ), reforçando a premissa de que as serras do semiárido brasileiro apresentam os maiores índices de riqueza nas maiores altitudes, como citado por Silva et al (2014).

**Tabela 2.** Parâmetros estruturais da vegetação arbustiva-arbórea entre os Grupos Florísticos da Serra da Arara – São João do Cariri, PB, Brasil. Os valores entre parênteses equivalem ao desvio padrão. Letras diferentes representam diferenças significativas (*Paired test*  $p < 0,05$ ).

<b>Parâmetros estruturais</b>	<b>Grupo 01</b>	<b>Grupo 02</b>
Famílias	13	11
Espécies	33	26
Espécies exclusivas	09	03
Diversidade - H'	2,343b	2,929a
Equabilidade – J	0,672	0,899
Densidade média (ind. ha)	0,344 (0,14)a	0,256 (0,10)b
Área basal total (m <sup>2</sup> ha)	22,80	13,13
Área basal média (ind. m <sup>2</sup> )	0,340 (0,22)a	0,397 (0,44)a
Altura média (m)	4,01 (0,83)b	5,13 (0,99)a
Diâmetro médio (cm)	8,38 (1,90)b	10,22 (3,04)a



**Figura 4.** Fitofisionomias do Grupo florístico 01 (intervalo de sopé) da Serra da Arara – São João do Cariri/PB, Brasil.

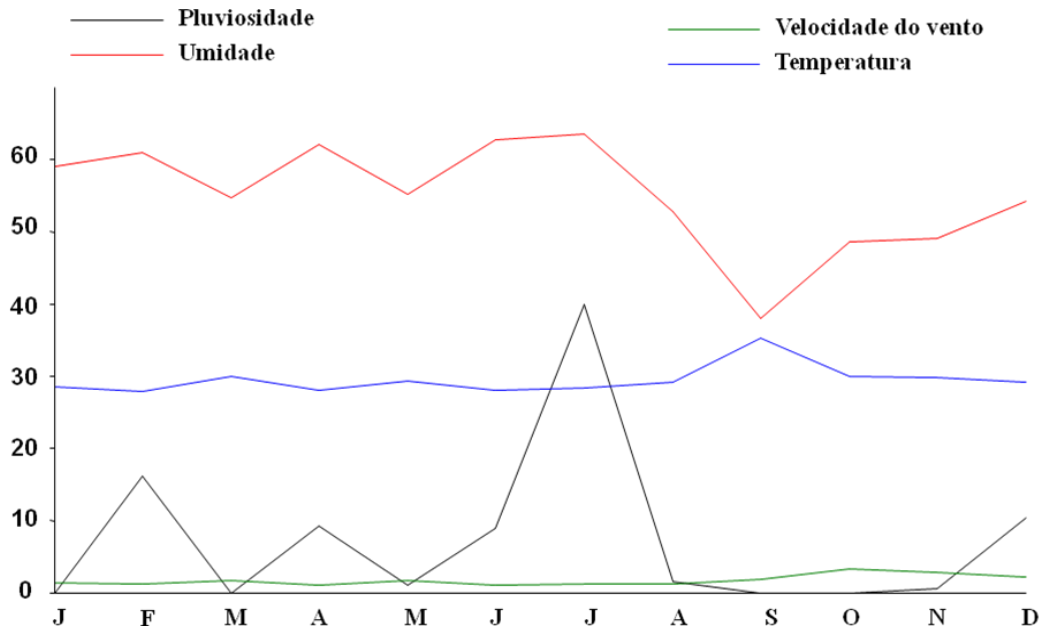


**Figura 5.** Fitofisionomias do Grupo florístico 2 (intervalo de topo) da Serra da Arara – São João do Cariri/PB, Brasil.

A pluviosidade média anual foi de 4,56 mm. Os meses de janeiro, março, setembro e outubro não apresentaram chuva e o mês de julho apresentou a mais alta pluviosidade 39 mm, considerando que este ano de 2015 apresentou altura pluviométrica acumulada anual de 87 mm (Figura 5). A umidade média foi de 55,2% com um sutil aumento no mês de julho e queda abrupta em setembro. A temperatura média foi de 29,4°C com aumento no mês de setembro quando baixou a umidade do ar e a velocidade média do vento foi de 1,75 m/s com aumento sutil nos quatro últimos meses do ano (Tabela 3).

Na vertente sudeste (barlavento) percebeu-se uma maior velocidade do vento, enquanto que na vertente nordeste (sotavento) esta velocidade é muito baixa, resultando numa velocidade média que se caracteriza como ventos fracos. De acordo com Barreto et al (2002) esses ventos fracos localiza-se entre (0 a 2 m/s), inferiores aquelas encontradas em regiões planas que apresentam ventos moderados com velocidade entre (2 e 4 m/s).

Não foram encontradas diferenças significativas ( $p>0,05$ ) para temperatura, umidade, pluviosidade e velocidade do vento entre os três pontos (níveis altitudinais) analisados, de modo que, estas variáveis microclimáticas não explicam as diferenças na composição e estrutura da vegetação ao longo do gradiente.



**Figura 6.** Variáveis microclimáticas com base na média mensal no decorrer do ano de 2015 verificadas na Serra da Arara, São João do Cariri, Paraíba.

**Tabela 3.** Variáveis microclimáticas coletadas semanalmente nos três níveis de altitude da serra da Arara com seus valores mínimo, médio e máximo.

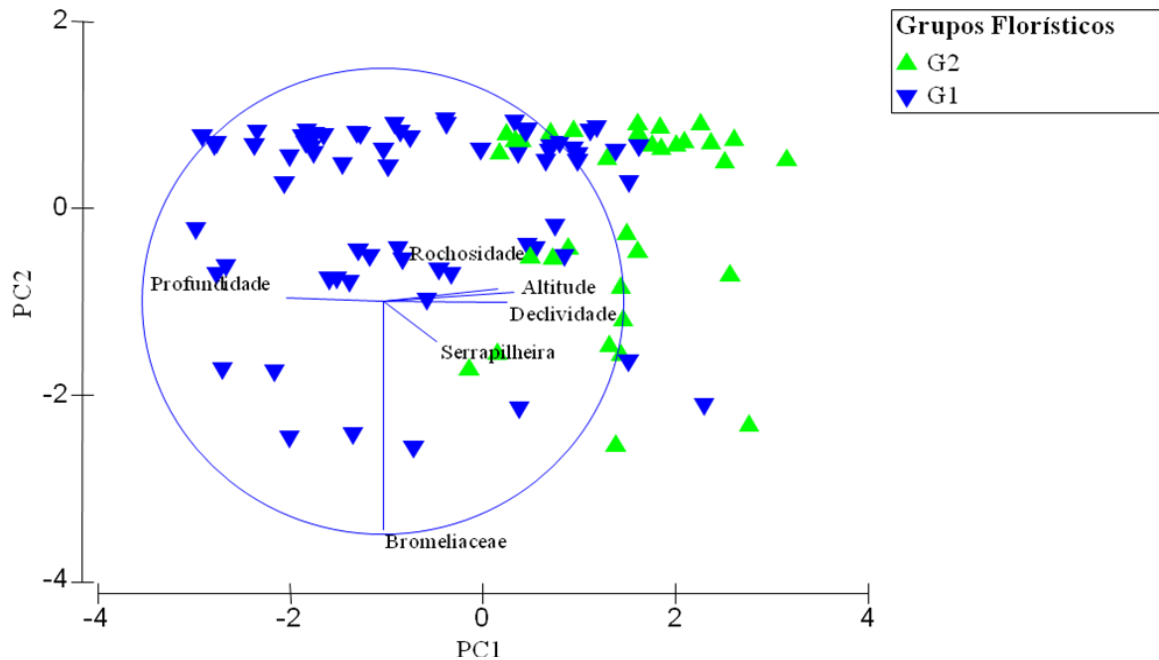
Variáveis microclimáticas	Mínima	Média	Máxima
Temperatura (°C)	20,5	29,4	40,0
Umidade (%)	28,5	55,2	95,2
Pluviosidade (mm)	0,6	4,56	39,9
Velocidade do vento (m/s)	0,1	1,7	8,1

Em contrapartida, algumas variáveis estão correlacionadas com o gradiente altitudinal. Detectou-se que com o aumento da altitude ocorre aumento da declividade do terreno ( $r=0,648$ ;  $p<0,05$ ), da rochosidade (presença de afloramentos rochosos) ( $r=0,519$ ;  $p<0,05$ ) e da quantidade de serrapilheira ( $r=0,207$ ;  $p<0,05$ ) e diminuição da profundidade do solo ( $r= -0,491$ ;  $p<0,05$ ). A presença de afloramentos rochosos se encontra correlacionada positivamente com a quantidade de serrapilheira ( $r=0,200$ ;  $p<0,05$ ).

Na Análise dos Componentes Principais (PCA), demonstrou o primeiro eixo explicou 41,7%, com o segundo explica 58,4% e os três primeiros acumulados explicam 74,2% das variações, destacando como variáveis predictoras a altitude (PC1=0,545), a presença de Bromeliaceae (PC2=-0,982) e a quantidade de serrapilheira (PC3=0,900).

**Tabela 4.** Variáveis com seus respectivos Eixos da Análise dos Componentes Principais (PCA) como predictoras (\*) da distribuição da vegetação arbustiva/arbórea ao longo do gradiente altitudinal.

Variáveis	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Altitude	0,545*	0,040	-0,103	0,020	0,260
Declividade	0,516	-0,004	-0,045	-0,294	0,588
Profundidade do solo	-0,403	0,015	0,386	-0,744*	0,255
Rochosidade	0,475	0,056	0,073	-0,490	-0,722*
Bromeliaceae terrestres	0,002	-0,982*	-0,153	-0,095	-0,029
Quantidade de serrapilheira	0,223	-0,173	0,900*	0,331	0,003



**Figura 7.** Análise dos Componentes Principais (PCA) dos Grupos Florísticos 1 e 2 formados ao longo do gradiente altitudinal em razão das variáveis ambientais relacionadas com a altitude.

Nas parcelas localizadas nas maiores altitudes, que caracteriza o G2, a altitude é a variável predictoras juntamente com a declividade do terreno e a presença de afloramentos

rochosos que correlacionam-se positivamente. Nas parcelas localizadas em menores altitudes, onde se encontra o G1, a profundidade do solo se torna maior e se destaca como possível preditora em relação às demais variáveis.

A presença de Bromeliaceae ao longo do *continuum* do gradiente encontra-se associada a diferentes microhabitats. *Neoglaziovia variegata* (Arruda) Mez (caroá) é uma espécie generalista encontrada em todos os níveis de altitude, por outro lado, *Bromelia laciniosa* Mart. ex Schult. & Schult. (macambira) encontra-se na região de baixa altitude e *Encholirium spectabile* Mart. ex Schult. & Schult. (macambira de pendão), está mais associada aos afloramentos rochosos.

#### 4. DISCUSSÃO

A vegetação arbustiva-arbórea ao longo do gradiente de altitude difere de forma significativa na composição e abundância formando arranjos florísticos distintos com ocorrência de espécies exclusivas nos gradientes que formam os Grupos florísticos 1 e 2, corroborando os trabalhos de Mazzola et al (2008), Rocha; Amorim (2012) e Kouba et al (2014). À medida que a altitude aumenta o Índice de Riqueza de Margalef e a diversidade de espécies também aumentam, corroborando com Silva et al (2014), porém, a densidade diminui devido a elevação, inclinação e presença de afloramentos rochosos e possivelmente a competitividade por espaço, já que trata-se de uma menor área e com indivíduos de porte maior. Apesar da amplitude da altitude ser relativamente pequena (variação de 150 metros), a formação dos arranjos florísticos distintos retrata um *turnover* formando um *continuum* como citado por Urbanetz et al (2012).

Foram encontradas espécies exclusivas em maior quantidade no G1 sugerindo-se que a presença das mesmas estão relacionadas com o processo de adaptação aquelas condições topográficas e que não conseguem colonizar o topo, devido a dificuldades de dispersão impostas por algumas variáveis ambientais e possivelmente a interação com outras espécies que atuam como filtros de habitat (Urban et al 2008, Liu et al 2014 e Kraft et al 2014).

Nas maiores altitudes a Diversidade, o Índice de Riqueza de Margalef e a Equabilidade de Pielou são maiores do que no sopé, fato que reforça uma melhor distribuição de espécies no G2. A partir destes resultados sugere-se uma possível competição entre as espécies dos grupos florísticos pelas condições topográficas, onde algumas espécies do G1 apresentam maiores exigências a estes fatores topográficos associados com a altitude e adaptam-se ao solo mais profundo e são excluídas do topo, enquanto que, aquelas encontradas

exclusivamente nas maiores altitudes com menor profundidade do solo, não se adaptam as condições da base da serra, exibindo padrões de distribuição diferentes (Shurin et al 2004; Hernández-Stefanonia et al 2012).

As parcelas localizadas na base da serra são bem diferentes das demais, fato citado por Silva et al (2014), de que nas áreas de menores altitudes das serras da Caatinga ocorre maior antropismo, formando uma fitofisionomia semelhante aquelas encontradas em planícies e planaltos, onde ocorre exploração da vegetação para diversos fins, enquanto que nas regiões de topo, a flora se encontra refugiada destas práticas, embora que no sopé se encontre mais espécies exclusivas, mostrando que elas tem dificuldades de colonizar a região mais alta da serra. No sopé da serra foram encontradas espécies como *Aspidosperma pyriformis*, *Poincianella pyramidalis*, *Croton blanchetianus* com significativa dominância em relação às demais e ainda *Pilosocereus gounellei*, que são espécies características de áreas antropizadas de Caatinga e típica desta região, corroborando com Araújo et al (2012).

A dominância de *C. blanchetianus* ou de qualquer outra espécie endêmica em determinada área de Caatinga reflete os efeitos das perturbações antrópicas (Araújo et al 2012). Assim, percebe-se que na base da serra há interferência antrópica e superpastoreio. Em contrapartida nos intervalos de altitude maiores, os índices de riqueza e diversidade e ainda altura e diâmetro do caule da vegetação aumentam devido as dificuldades de exploração destes recursos, como sugerido por Silva et al (2014).

Estas diferenças entre os grupos florísticos, indicam a formação de metacomunidades (Loeuille; Leibold, 2008; Urban et al, 2008), que apresentam fitofisionomias distintas (Rocha; Amorim, 2012). A presença de bromélias terrestres associada a diferentes condições ambientais retratou de forma clara a distribuição de espécies com restrições a determinados filtros de habitat representados pela altitude, declividade, rochoso e profundidade do solo e ainda possivelmente pela interação com outras espécies. A *Neoglaziovia variegata* (caroá) se encontra distribuída em todos os níveis de altitude, caracterizando-se como uma espécie generalista, que tolera todos os tipos de ambientes e consegue ultrapassar os filtros impostos, já *Encholirium spectabile* (macambira de pendão), se encontra sempre associada com afloramentos rochosos de forma agregada e *Bromelia laciniosa* (macambira) encontra-se apenas no sopé, sofrendo imposição evidente dos filtros de habitat (maior cobertura por afloramentos rochosos e maiores declividades) dos maiores níveis de altitude.

Dentre os parâmetros estruturais da vegetação a densidade, altura média e diâmetro médio do caule diferiram significativamente entre os dois grupos florísticos. A densidade média é maior no G1 e a altura média dos indivíduos é maior no G2, possivelmente, à medida



que os indivíduos crescem competem por espaço e em consequência as árvores e arbustos se distanciam uns dos outros, fato ocorrido no G2 e conseqüentemente o diâmetro do caule dos indivíduos de altura maior, também aumenta, fato inverso ao confirmado por Meireles et al (2008), e por Urbanetz et al (2012), que afirmam, que apesar de muitas árvores inserirem suas raízes em fendas encontradas nas rochas, a profundidade do solo atua como um fator limitante para a altura da vegetação.

Neste estudo, em razão da presença dos dois arranjos florísticos, percebe-se que as variáveis microclimáticas (temperatura, umidade, pluviosidade e velocidade do vento), não apresentaram diferenças significativas ao longo do gradiente. Em contrapartida a altitude se encontra positivamente correlacionada com a declividade do terreno, com a presença de afloramentos rochosos e negativamente correlacionada com a profundidade do solo, que caracteriza suas condições topográficas, corroborando com Kouba et al (2014) de que esta topografia tem um papel importante na composição das comunidades de plantas.

Sendo assim, neste caso, as diferenças que explicam o *turnover* ao longo do gradiente altitudinal estão refletidas na heterogeneidade ambiental, devido a topografia local como a declividade do terreno (Santos et al, 2009; Rocha; Amorim, 2012), presença de afloramentos rochosos e com diferentes profundidades do solo (Abreu et al, 2012; Urbanetz et al, 2012), levando a formação de uma heterogeneidade de habitats com condições diferenciadas (Ricotta et al, 2002; Hernández-Stefanonia et al, 2012) o que forma microhabitats com possibilidades de presença de comunidades distintas (Loeuille; Leibold, 2008; Urban et al, 2008), que agem de forma sinérgica com o processo de antropização presente no sopé.

A serrapilheira contribui neste processo, onde sua concentração na superfície do solo é regulada pela quantidade de material morto liberado pelas plantas e sua taxa de decomposição (Alves et al, 2006), de modo que, a erosão do solo acelera o seu processo de carreamento e decomposição ao longo das encostas (Almagro et al, 2014). Neste caso, ela se encontra concentrada em maior quantidade no topo devido a três motivos: a vegetação apresenta um porte maior, e possivelmente produzem uma maior quantidade de folhas e galhos e ainda percebe-se a presença do acúmulo de folhas mortas de *Neoglaziovia variegata* (caroá). Entretanto, esta serrapilheira não é carregada para o sopé devido possivelmente, à presença de barreiras físicas condicionadas por afloramentos rochosos.

Nossos resultados corroboram-se com a Teoria do Nicho, onde as espécies buscam seus recursos (Hubbel, 2005), baseadas em filtros de habitat (Kraft et al, 2015), que fazem com que determinadas espécies suportem condições ambientais que outras não conseguem suportar e que juntamente com as espécies competidoras impedem outras espécies de



colonizarem um determinado microhabitat e favorecem as competidoras pela oferta de recursos, condições do ambiente e presença de outras espécies que facilitam sua colonização (Hubbel, 2005). Assim, a formação da estrutura destes microhabitats depende das variáveis bióticas (interação entre espécies) e abióticas (altitude, declividade, pedregosidade e profundidade do solo) e ainda quantidade de serrapilheira, refletindo numa heterogeneidade ambiental que juntamente com a composição de espécies em cada arranjo florístico, fornece recursos diferenciados para que os nichos sejam ocupados também de forma diferenciadas (Kraft et al, 2015).

A composição florística e a estrutura da vegetação no sopé se assemelham com a matriz circundante, típica vegetação de Caatinga arbustiva-arbórea, enquanto que, à medida que se desloca em direção ao topo, a vegetação vai se modificando com aumento da diversidade, altura e diâmetro decorrente da formação de microhabitats. Isto ainda é reforçado de forma sinérgica pelas estratégias da vegetação do topo de se encontrar refugiada e protegida das perturbações antrópicas.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Abreu, M. F., et al. 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.** *Brasilian Journal of Botany*. 35, 259-272.

Almagro, M.; Martínez-Mena, M. 2014. **Litter decomposition rates of Green manure as effected by soil erosion, transport and decomposition processes, and the implications for the soil carbon balance of a rainfed olive grove under a dry Mediterranean climate.** *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 196, 167–177.

Alvares, C. A., et al. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22, 711-728.

Alves, A. R., et al. 2006. **Aporte e decomposição de serrapilheira em área de Caatinga, na Paraíba.** *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. 06, 194-203.

Alves, J. J. A. 2009. **A Caatinga do Cariri Paraibano.** *GEONOMOS*, 17, 19 - 25.

Amorim, I. L. de., et al. 2005. **Flora e estrutura a vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil.** Acta bot. Brasi. 19, 615-623.

Andrade, M. V. M. de. et al., 2009. **Levantamento florístico e estrutura fitossociológica do estrato herbáceo e subarbusivo em áreas de Caatinga no Cariri Paraibano.** Revista Caatinga, Mossoró, Brasil. 22, 229-237.

APG. 2009. **An update of the Angiosperm Phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III.** Botanical Journal of the Linnean Society.161, 105-121.

Araújo, K. D. et al., 2012. **Estrutura fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo em áreas contíguas de Caatinga no Cariri Paraibano.** Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium, Uberlândia, 3, 155-169.

Barbosa, M. R. de V. et al., 2007. **Vegetação e Flora no Cariri Paraibano.** Oecologia Brasileira, 11, 313-32.

Barreto, A. B. et al. 2002. **Estudo do ciclo diário do vento à superfície no Nordeste do Brasil.** XII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Foz de Iguaçu-PR.

Butenschoen, O. et al. 2014. **Litter mixture effects on decomposition in tropical montane rainforests vary strongly with time and turn negative at later stages of decay.** Soil Biology & Biochemistry 77, 121-128.

Cardoso, E., Schiavini, I. 2002. **Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecologica do Panga (Uberlandia, MG).** Revista Brasileira de Botanica. 25, 277-289.

Clarke, K. R.; Gorley, R. N. 2006. **PRIMER.** User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 6, 189p.

Clinton, N. et al, 2014. **Global-Scale Associations of Vegetation Phenology with Rainfall and Temperature at a High Spatio-Temporal Resolution.** Remote Sensing. 6, 7320-7338.

EMBRAPA. 2006. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Second Ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 306p.

Hammer, Ø., et al. 2001. **Past: paleontological statistics software package for education and data analysis**. Paleontological Electronica, 04, 9 p.

Hernández-Stefanonia, J. L. et al, 2012. **Modeling  $\alpha$  - and  $\beta$  - diversity in a tropical forest from remotely sensed and spatial data**. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. 19, 359–368.

Hubbell, S. P. 2005. **Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence**. Functional Ecology, 19, 166–172.

Karger, D. N., et al. 2014. **Island biogeography from regional to local scales: evidence for a spatially scaled echo pattern of tree diversity in the Southeast Asian archipelago**. Journal of Biogeography, 41, 250-260.

Kessler, M. 2009. **The impact of population processes on patterns of richness: lessons from elevational gradients**. Basic and Applied Ecology. 10, 295-299.

Kichenin, E., et al. 2013. **Contrasting effects of plant inter-and intraspecific variation on community level trait measures along an environmental gradient**. Functional Ecology. 27, 1254-1261.

Köner, C. 2007. **The use of ‘altitude’ in ecological research**. TRENDS in Ecology and Evolution. 22, 569-574.

Kouba, Y., et al. 2014. **Plant  $\beta$ -diversity in human-altered Forest ecosystems: the importance of the structural, spatial and topographical characteristics of stands in patterning plant species assemblages**. Eur J Forest Res, 133, 1057–1072.

Kraft, N. J. B., et al. 2015. **Community Phylogenetics and Ecosystem Functioning – Community assembly coexistence and the environmental filtering metaphor**. Functional Ecology, 29, 592–599.

Leibold, M. A. et al, 2004. **The metacommunity concept: a framework for mult-scale community ecology.** Ecology Letters, 7, 601-613.

Liu, J. et al., 2014. **Topography related habitat associations of tree species traits, composition and diversity in a Chinese tropical Forest.** Forest Ecology and Management, 330, 75–81.

Lomolino, M. V. 2001. **Elevation gradients of species-density: historical and prospective views.** Global Ecology & Biogeography, 10, 03-13.

Loeuille, N.; Leibold, M. A. 2008. **Ecological consequences of evolution in plant defenses in a metacommunity.** Theoretical Population Biology 74, 34–45.

Mazzola, M. B., et al., 2008. **Efecto del gradiente altitudinal sobre la vegetación de lãs Sierras de Lihue Calel (la Pampa, Argentina).** Bol. Sociedade Argentina de Bot., 43, 103-119.

McCain, C. M. 2007. **Could Temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats.** Global Ecology and Biogeography, 16, 1-13.

Meireles, L. D., et al., 2008. **Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG.** Revista Brasil. Botânica, 31, 559-574.

Paraíba, Secretaria de Planejamento. 1997. **Plano Diretor de Recursos Hídricos do Estado da Paraíba: Diagnóstico**, t. 2, v. 3. João Pessoa.

Paraíba, Secretaria Extraordinária de Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Minerais/SUDEMA. Superintendência de Desenvolvimento do Meio Ambiente, 2000. **Zoneamento Ecológico-econômico do Estado da Paraíba: Região do Cariri Ocidental. Estudos Hidrológicos.** João Pessoa.

Pereira Jr, L. R., et al., 2012. **Composição florística e fitossociológica de um fragmento de Caatinga em Monteiro, PB.** HOLOS, 6, 73-87.

Prado, D. E. 2008. **As Caatingas da América do Sul.** In: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. da. (Eds.) **Ecologia e Conservação da Caatinga.** 3ª ed. Recife: Ed. Universitária da UFPE.

Ricotta, C., et al., 2002. **Computing  $\beta$ -diversity from species-area.** **Basic and Applied Ecology.** 3, 15–18.

Rocha, D. S. B.; Amorim, A. M. A., 2012. **Heterogeneidade altitudinal na Floresta Atlântica setentrional: um estudo de caso no sul da Bahia, Brasil.** Acta Botânica Brasilica, 26, 309-327.

Rodal, M. J. N., et al. 2013. **Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico – ecossistema caatinga.** 1º ed. Sociedade de Botânica, Brasília.

Rozen, A. et al., 2013. **Altitude versus vegetation the factors influencing the diversity and abundance of earthworms and other soil macrofauna in montane habitat (Silesian Beskid MTS, Western Carpathians).** Polish Journal of Ecology. 61, 145-156.

Santos, A. C. dos., et al., 2009. **Relação entre o relevo e as classes texturais do solo na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, PB.** Revista Brasileira de Cartografia. 54, 86-94.

Sharma, C. M. et al., 2009. **Species richness and diversity along an altitudinal gradient in moist temperate Forest of Garhwal Himalaya.** Journal of American Science. 5, 119-128.

Shepherd, G. 2010. **FITOPAC 2.1.285.** Manual do Usuário. Campinas – Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas/SP.

Shurin, J. B. 2004. **Alternative stable states and regional community structure.** Journal of Theoretical Biology 227, 359–368.

Silva, F. K. G. da, et al., 2014. **Patterns of species richness and conservation in the Caatinga along elevation gradients in a semiarid ecosystem.** Journal of Arid Environments, 110, 47-52

Trovão, D. M. de B. M., et al., 2007. **Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande. 11, 307-311.

Urban, M. C., et al, 2008. **The evolutionary ecology of Metacommunities.** Trends in Ecology and Evolution. 23, 6.

Urbanetz, C. et al., 2012. **Composição e distribuição de espécies arbóreas em gradiente altitudinal, Morraria do Urucum, Brasil.** Oecologia Australis, 16, 859-877.

Vásquezg, J. A.; Givnish, T. J. 1998. **Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán.** Journal of Ecology. 86, 999-1020.