

NAYARA MESQUITA MOTA

**EFEITO DO DISTÚRBIO NA ESTRUTURA FILOGENÉTICA E FUNCIONAL
EM COMUNIDADES VEGETAIS DA CAATINGA**

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS– BRASIL
2015

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

T

M917e
2015 Mota, Nayara Mesquita, 1990-
Efeito do distúrbio na estrutura filogenética e funcional em
comunidades vegetais da Caatinga / Nayara Mesquita Mota. –
Viçosa, MG, 2015.
xiii, 46f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f.21-27.

1. Ecologia da caatinga. 2. Biodiversidade. 3. Impacto
Ambiental . I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Biologia Vegetal. Programa de Pós-graduação em Botânica.
II. Título.

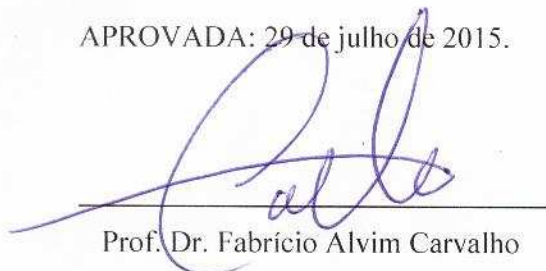
CDD 22. ed. 581.981306

NAYARA MESQUITA MOTA

**EFEITO DO DISTÚRPIO NA ESTRUTURA FILOGENÉTICA E FUNCIONAL
EM COMUNIDADES VEGETAIS DA CAATINGA**

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


APROVADA: 29 de julho de 2015.



Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho



Dr. Luiz Fernando da Silva Magnago



Prof. Dr. João Augusto Alves Meira Neto
(Orientador)

Dedico,
Ao meu Deus e a Ciência, duas forças contrastantes que se completam.
A minha família com todo o meu amor.

“Há uma força motriz mais poderosa que o vapor, a eletricidade e a energia atômica: a vontade!”

(Albert Einstein)

“O que se lê sem esforço foi escrito com muitas dificuldades”

(Enrique J. Poncela)

“Um trabalho científico nunca esgota todas as questões, pelo contrário, ele levanta novas.”

(Nayana M. Mota)

AGRADECIMENTOS

Posso afirmar sem dúvida nenhuma que essa é parte mais fácil de todo o processo, e não porque as outras foram extremamente difíceis, mas porque eu fui simplesmente agraciada com pessoas que encheram o meu caminho de luz.

Agradeço a Deus por ter me trazido até aqui. Por me dá esperança em tempos de desespero, fé em tempos de desilusão e amor em tempos de solidão.

Agradeço aos meus pais por estar ali sempre disponíveis, pelo apoio incondicional, pelos conselhos e pela paz que me dão. Agradeço às minhas irmãs tão queridas, fonte de amor inesgotável, e a fofa Manoela que traz luz e sorrisos aos nossos corações. A minha grande família, primos, tios e avós pelas agradáveis reuniões de família.

Agradeço ao amiguinho e meu “irmão” Juanito, companheiro de Caatinga, de campo, de identificações, de análises, de discussões, de escrita. Somos uma verdadeira dupla dinâmica e a sua colaboração foi essencial para a realização desse trabalho. Páginas de agradecimentos não seriam suficientes para representar tudo o que você proporcionou a mim em um ano e meio de trabalho em equipe.

Um agradecimento especial aos meus amigos que fizeram os meus dias mais alegres e de alguma forma colaboraram para a realização desse trabalho. Aos meus amigos do LEEP e da Botânica: Prímula, Júnia, Carla, Lucas, Luana, Carol, Gláucia, Evandro, Alex, Ronaldo, Gustavo, Pedro, Tiago, Daniel, Alaísma, Marcelo, Aloírta, Lívia, Isabella, André, e por aí vai. Prímula, Júnia, Carla e Lucas vocês são os melhores amigos do mundo! Aos meus amigos de Viçosa: Henry, Raphael, Nathalie, Cristiano, Sandro, Jonatas, Romero, entre muitos outros. Vocês fizeram dessa cidade essa coisa maravilhosa que ela é. Aos meus “antigos” amigos que me mostram que nenhuma distância separa uma amizade verdadeira. Aos amigos do LEPV (agora LEVE): Polis, Rose, Gio, Thaíse, Bina, Sarinha, Jeffs, Helen, Gabi, Mila, Dirley, Neto, Nath, Yule e Dora. Aos amigos de Janu: Laine, Món, Cris, Fran, Nanda, Daltu, Vina, entre outros. A minha eterna Nick, jamais esquecida.

Agradeço as primeiras pessoas que me receberam aqui em Viçosa com todo o carinho: Luana, Ronaldo, Nágila, Nínive, Naiara e Mariana. As companheiras de república que de alguma forma me ajudaram, com conselhos, um bom papo, lavando aquela louça suja ou ajudando a pagar as contas: Manu, Paty, Kelly e Júlia.

Agradeço ao meu orientador João Meira-Neto por ter se disponibilizado em me orientar, pelas discussões e por tantos conhecimentos adquiridos. Agradeço aos pesquisadores Luiz Magnago e Markus Gastauer por ter contribuído com conhecimentos que serão norteadores durante toda a minha vida acadêmica. A Gastauer pela coorientação, por ter me recebido em Frutal e ter tido muita paciência durante o processo de aprendizagem. Ao Prof. Fabrício pela disponibilidade em compor a banca de defesa.

Agradeço com carinho especial ao Celso Antônio, funcionário exemplar do LEEP, sempre com um sorriso no rosto e disposto a facilitar a vida dos pós-graduandos. Aos professores da Botânica por ter participado da minha formação. Aos meus colegas de disciplina por tirar dúvidas, pelas discussões em salas de aula e pela companhia. Ao Ângelo pela disponibilidade e atenção. Aos funcionários do herbário pelo apoio. Ao Programa de Pós Graduação em Botânica pela oportunidade. Ao João, estagiário dedicado que vem contribuindo com os trabalhos realizados. Ao biólogo Marcus Vinícius e ao mateiro Caboclo pelo auxílio em campo. À Caboclo especialmente por ter compartilhado os seus conhecimentos sobre a identidade e ecologia das espécies da Caatinga. A equipe da GRUPPO Ambiental pela solicitude, apoio logístico e estrutura oferecida.

Ao curador do Herbário da Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS), seus professores e estudantes por nos ter recebido tão bem e por ter dedicado um tempo precioso para investigar nossas amostras. Um agradecimento especial para os especialistas responsáveis pela identificação dos espécimes coletados, que contribuíram essencialmente para a realização desse trabalho: Ricarda Riina (Euphorbiaceae), Luciano Paganucci (Fabaceae), Maria Iracema Bezerra Loiola (Erythroxylaceae), Marcos Sobral (Myrtaceae), Maria Staf (Boraginaceae), Liziane Vilela Vasconcelos (Convolvulaceae), Efigênia de Melo, Flávio França (Verbenaceae), Christian Silva (Poaceae), Luisa Senna (Amaranthaceae), Teonildes Nunes (Passifloraceae), Marlon Machado (Pilosocereus), Christiane Anderson (Ptilochaeta) e Eric Hattori (Asteraceae).

Ao DNIT pelo financiamento do projeto e a CAPES pela bolsa concedida.

A Caatinga que aprendi a amar. Estudá-la foi uma honra senhora Caatinga!

BIOGRAFIA

Nayara Mesquita Mota, filha de Hilda Rosa Mesquita e Manoel Messias Mota, natural da cidade de Januária no norte de Minas Gerais, nasceu no dia 13 de outubro de 1990. Coursou o ensino fundamental no Colégio Ceiva e o ensino médio no Centro Federal de Educação Tecnológica (CEFET, atual Instituto Federal do Norte de Minas Gerais – IFNMG) na cidade de Januária, MG.

Bacharel em Ciências Biológicas, com ênfase em “Biologia da Conservação”, pela Universidade Estadual de Montes Claros (MG), graduada no ano de 2012. No ano de 2013 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal de Viçosa, em nível de Mestrado, junto ao Departamento de Biologia Vegetal, na área de concentração de Sistemática e Ecologia, com ênfase em “Estrutura, Funcionamento e Manejo de Comunidades Vegetais”.

RESUMO

MOTA, Nayara Mesquita, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, Julho de 2015. **Efeito do distúrbio na estrutura filogenética e funcional em comunidades vegetais da Caatinga.** Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.

As atividades humanas têm causado impactos nas comunidades vegetais e avaliar seus efeitos auxilia na gestão e conservação dos remanescentes vegetais. Assim, esse estudo teve como objetivo avaliar o efeito do distúrbio na vegetação de Caatinga, ocasionado principalmente pela herbivoria massiva de caprinos, em áreas protegidas e não protegidas. A amostragem foi conduzida no norte da Bahia, ao longo da estrada BR-235 (área não protegida) e na Estação Biológica de Canudos - EBC (área protegida), onde foram demarcadas oito parcelas de 20 x 50 m e quatro parcelas de 20 x 50 m, respectivamente. Nessas parcelas, todas as espécies lenhosas com CAS ≥ 10 cm e altura ≥ 1 m foram amostradas. As espécies não lenhosas foram amostradas em duas subparcelas de 10 x 10 m dentro da parcela de 20 x 50 m. A área basal e altura das espécies lenhosas e a cobertura relativa (CR) das espécies não lenhosas foram avaliadas. As espécies foram classificadas de acordo com os seguintes traços funcionais: capacidade de rebrotar e de fixar nitrogênio, suculência com espinhos, estruturas vegetativas com urticância ou toxicidade, forma de vida e endozoocoria. Para cada área e para a área total foram calculadas medidas de diversidade taxonômica, filogenética e funcional das comunidades lenhosas e não lenhosas. Além disso, foi analisada a estrutura filogenética e funcional das comunidades usando o software Phylocom 4.2. O sinal filogenético dos traços estudados também foi avaliado, e em sua maioria foram convergentes, com algumas exceções. Uma análise de ordenação (NMDS) foi conduzida para verificar as diferenças na composição florística e estrutura do componente lenhoso entre as áreas protegidas e não protegidas. Os resultados indicam que a exposição da vegetação a fatores de impacto causa perda de espécies, diminuição no número de funções e maior número de espécies com a mesma função. Além disso, a vegetação próxima à estrada apresenta espécies mais próximas filogeneticamente, que também acarreta em uma menor diversidade filogenética. Enquanto que a EBC apresenta sobredispersão filogenética e funcional do que o esperado pelo pool de espécies de toda a comunidade. Entretanto alguns dos resultados podem ser provenientes de processos múltiplos e simultâneos entre fatores ambientais e perturbações antrópicas. Assim, a criação de unidades de conservação protegidas da

criação extensiva de caprinos é essencial para a manutenção da diversidade e do funcionamento das comunidades vegetais da Caatinga.

ABSTRACT

MOTA, Nayara Mesquita, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, July 2015. **Effects of disturbances on the functional and phylogenetic assembly of Caatinga plant communities in the northeast of Brazil.** Advisor: João Augusto Alves Meira Neto.

Human activities cause impacts on plant communities and to measure their effects helps in the management and conservation of remnant patches. Thus, this study aimed to evaluate the biodiversity and the functioning of the Caatinga vegetation under disturbance effect, especially goats herbivory, at protected and unprotected areas. Sampling was conducted in the north of Bahia state, Brazil, along two roads under the same code - BR235 - (two situations of unprotected area), and the Biological Station of Canudos - EBC (one situation of protected area), where eight quadrats of 20 m x 50 m and four quadrats of 20 m x 50 m were plotted, respectively. In these plots, all woody individuals with ground-height circumference ≥ 10 cm and height ≥ 1 m were sampled. Non-woody species were sampled in two subquadrats of 10 m x 10 m within the larger quadrats of 20x50m. The basal area and the height of woody species, the relative coverage (CA) of non-woody species, were assessed. The species were classified according to the following functional features: the ability to sprout, to fix nitrogen, succulence with thorns, toxicity of vegetative structures, life form and endozoochory. For each situation and for the total sample were calculated taxonomic, phylogenetic and functional diversities of woody and non-woody communities. In addition, were analyzed the phylogenetic and functional structure of communities using Phylocom software 4.2. The phylogenetic signal of the studied traits was also evaluated, and mostly was converging, with exceptions. A Principal Component Analysis (NMDS) was conducted to verify the differences in the floristic composition and structure of woody component between protected areas and unprotected. The results indicate that exposure of vegetation to disturbance cause loss of species, and decrease in functions number. Furthermore, the nearby vegetation to the road comprises closest phylogenetically species, which also leads to a lower phylogenetic diversity. The protected area, the EBC, has a more overdispersed phylogenetic and functional structures than expected by chance, that means more biodiversity and functions. However, some results may come from multiple and concurrent processes between environmental factors and human disturbance. Thus, protected areas from the goat herbivory are essential to the maintenance of the Caatinga biodiversity and functioning.

SUMÁRIO

Introdução.....	1
Material e Métodos.....	5
Área de estudo	5
Amostragem.....	6
Análise de dados.....	8
Diversidade taxonômica, funcional e filogenética	8
Estrutura Filogenética e Funcional	9
Sinal Filogenético.....	11
Análise de ordenação	12
Resultados.....	12
Área basal, diversidade taxonômica, funcional e filogenética.....	12
Traços funcionais	13
Estrutura Filogenética e Funcional	14
Sinal Filogenético.....	15
Análise de ordenação	15
Discussão	16
Conclusão	20
Considerações Finais	21
Referências Bibliográficas.....	21
Figuras e Tabelas	28
Figura 1: Localização das parcelas amostradas em seis municípios do norte da Bahia, nordeste do Brasil. Mapa: Marcelo Henrique Oliveira (2015).....	28
Figura 2: Localização das quatro parcelas em áreas não protegidas próximas ao trecho da BR-235 que liga Juazeiro-BA a Carira-SE (estrada I) e da Estação Biológica de Canudos-BA. Fonte: Programa de Flora da Gestão Ambiental da Rodovia BR-235/BA (Romão et al. 2015).	29

- Figura 3: Localização das quatro parcelas em áreas não protegidas próximas ao trecho da BR-235 que liga Remanso-BA a Campo Alegre de Lourdes-BA (estrada II).
 Fonte: Programa de Flora da Gestão Ambiental da Rodovia BR-235/BA (Romão et al. 2015)..... 29
- Figura 4: Aspecto fisionômico das 12 parcelas amostradas no norte da Bahia – Brasil. (1-4) Caatinga arbóreo-arbustiva das quatro parcelas em áreas não protegidas próximas ao trecho da BR-235 (estrada I) que liga Juazeiro-BA a Carira-SE. (5-8) Caatinga arbóreo-arbustiva das quatro parcelas em áreas protegidas na Estação Biológica de Canudos, Bahia. (9-12) Caatinga arbóreo-arbustiva das quatro parcelas em áreas não protegidas próximas ao trecho da BR-235 (estrada II) que liga Remanso-BA a Campo Alegre de Lourdes-BA. Fonte: Mota, N. M. e Carrión, J. F..... 30
- Figura 5: Relação da riqueza de espécies (S) com outros componentes da diversidade alpha (H, J, 1-D e 1/D) e com o número de indivíduos (N). H: índice de diversidade de Shannon; J: índice de equabilidade de Pielou; Simpson1: índice de diversidade de Simpson (1-D); Simpson2: índice de diversidade de Simpson (1/D). 31
- Figura 6: Boxplots da riqueza e abundância total (número de indivíduos por plot) de espécies lenhosas por tipo de habitat em cada subparcela de 10x10 m, da riqueza das espécies não lenhosas em cada subparcela de 10x10 m e de todas as espécies amostradas por tipo de habitat em cada parcela de 20x50 m. 32
- Figura 7: Boxplots da riqueza e abundância (soma dos indivíduos das espécies lenhosas com a soma da cobertura total das espécies não lenhosas) de todas as espécies por parcela de 20x50 m dos traços funcionais relacionados à herbivoria: suculentas com espinhos, anuais, rebrotadeiras e urticantes ou tóxicas. 33
- Figura 8: Boxplots da riqueza e abundância (soma dos indivíduos das espécies lenhosas com a soma da cobertura total das espécies não lenhosas) de todas as espécies por parcela de 20x50 m dos traços funcionais potencialmente afetadas pela herbivoria: fixadoras de nitrogênio e endozoocóricas. 34
- Figura 9: Riqueza das formas de vida de todas as espécies amostradas em cada área (EBC, Estrada I e II). FAN=fanerófitas, CAM=caméfitas, TER=terófitas,

LIA=lianas, HEM=hemicriptófitas, HEP=hemiepífitas, GEO=geófitas,
 EPI=epífitas..... 34

Figura 10: Árvore filogenética de todas as espécies. Os ramos marcados destacam quatro traços funcionais: espécies rebrotadeiras – amarelo; espécies urticantes e/ou tóxicas – azul; espécies suculentas com espinho – vermelho; espécies anuais – laranja; espécies rebrotadeiras e urticantes/tóxicas – verde; espécies urticantes/tóxicas e anuais - roxo. As famílias com maior número de espécies (\geq sete espécies) estão indicadas..... 35

Figura 11: Diagrama de ordenação das parcelas de 20 x 50 m de acordo com o tipo de habitat através do método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com base na matriz de abundância das espécies lenhosas e no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis..... 36

Tabela 1: Lista de espécies amostradas em 12 parcelas da vegetação de Caatinga no norte da Bahia. FV: forma de vida; Dmáx: diâmetro máximo (somente para espécies lenhosas); Amáx: altura máxima (somente para espécies lenhosas); CR: cobertura relativa (somente para espécies não lenhosas); Reb: espécies com capacidade de rebrota (X); Urt/tox: espécies urticantes e/ou tóxicas (X); Suc: espécies suculentas espinescentes (X); Fix: espécies fixadoras de nitrogênio (X); Anual: espécies com ciclo de vida anual (X); Endzoo: espécies endozoocóricas primárias (X; espécies herbáceas não foram investigadas nesse aspecto). 37

Tabela 2: Riqueza de espécies (S), número de indivíduos por parcela (n), riqueza de famílias (F), índice de diversidade de Shannon (H'), índice de equabilidade de Pielou (J), índice de Simpson ($1/D$ e $1-D$), índice de dominância de Berger-Parker (D), área basal total (AB em m^2/ha), Diversidade Filogenética (PD) média e Diversidade Funcional (valores médios de FRic – Riqueza Funcional, FDiv – Divergência funcional, FEve – Equitabilidade Funcional e FDis - Dispersão Funcional, para todos os atributos funcionais medidos) do componente lenhosos amostrado em 1,2 ha na Caatinga do norte da Bahia, Brasil..... 44

Tabela 3: Riqueza de espécies (S), riqueza de famílias (F), área de cobertura total (AC), Diversidade Filogenética (PD) média e Diversidade Funcional (valores médios de FRic – Riqueza Funcional, FDiv – Divergência funcional, FEve – Equitabilidade Funcional e FDis - Dispersão Funcional, para todos os atributos funcionais

medidos) do componente não lenhoso amostrado em 0,24 ha na Caatinga do norte da Bahia, Brasil.	44
Tabela 4: Diversidade funcional (valores médios de FRic – Riqueza Funcional, FDiv – Divergência funcional, FEve – Equitabilidade Funcional e FDis - Dispersão Funcional) considerando todas as espécies e os seguintes traços funcionais: rebrotadeiras, suculentas com espinho, urticantes/tóxicas e anuais. N= número de unidades amostrais.	45
Tabela 5: NRI (Net Relatedness index) e NTI (Nearest Taxon Index) baseado no modelo nulo constrangido para o componente lenhoso. Valor de p significativo indica que a estrutura filogenética difere de zero de acordo com o teste t para uma amostra. N= número de parcelas de 10x10 m.	45
Tabela 6: NRI (Net Relatedness index) e NTI (Nearest Taxon Index) baseado no modelo nulo constrangido para o componente não lenhoso (herbáceo-subarbustivo). Valor de p significativo indica que a estrutura filogenética difere de zero de acordo com o teste t para uma amostra. N = número de amostras correspondente ao número de parcelas de 10x10 m.	45
Tabela 7: Tamanho do efeito padronizado (SES) para a variação do traço (SES_{var}), tamanho do efeito padronizado (SES) para MPD (SESMPD) e tamanho do efeito padronizado (SES) para MNTD (SESMNTD) baseado nos eixos (quatro) da PCoA para os traços relacionados a herbivoria. Valor de p significativo indica que a estrutura funcional difere de zero de acordo com o teste t para uma amostra. N = número de amostras para o teste t, cada plot de 20x50 m correspondente as quatro variáveis de traço derivadas dos quatro eixos da PCoA.	46
Tabela 8: Tamanho do efeito padronizado (SES) para a variação do traço (SES_{var}), tamanho do efeito padronizado (SES) para MPD (SESMPD) e tamanho do efeito padronizado (SES) para MNTD (SESMNTD) baseado nos eixos da PCoA (seis) para todos os traços estudados. Valor de p significativo indica que a estrutura funcional difere de zero de acordo com o teste t para uma amostra. N = número de amostras para o teste t, cada plot de 20x50 m correspondente a seis variáveis de traço derivadas dos seis eixos da PCoA.	46

Introdução

As ameaças à biodiversidade incluem principalmente a destruição do habitat e as perturbações associadas (Baillie et al. 2004). A destruição e perda de habitats naturais são consequências diretas da conversão de terras para a agricultura e pecuária, causam indisponibilidade de habitat e promovem eventos de extinção de espécies (Tilman 1999; Sala et al. 2000; Hooper et al. 2005). Assim, conduzem a profundas alterações na estrutura e na composição das comunidades ecológicas (Hooper et al. 2005). Cumulativamente à perda de habitat, o impacto das atividades humanas altera os regimes de distúrbio que também alteram a biodiversidade original e o funcionamento dos ecossistemas (Hooper et al. 2005; Begon et al. 2006). De forma que entender como as espécies respondem a eventos de distúrbio pode auxiliar na restauração de ecossistemas impactados pelo homem (Helmus et al. 2010), assim como entender a organização das comunidades e as forças que influenciam sua dinâmica, diversidade e funcionamento (Cavender-Bares et al. 2009). Mais ainda, a compreensão dos regimes de distúrbio é fundamental para a conservação e manutenção do funcionamento de ecossistemas, uma vez que esses processos definem a quantidade de biomassa na vegetação remanescente (Grime 1977).

O distúrbio ou perturbação é reconhecido como algum mecanismo que limita a biomassa vegetal devido à sua destruição parcial ou total, e pode ser natural ou antrópico (Grime 2006a). As formas de distúrbios ou perturbações podem variar desde eventos drásticos, como inundações, cortes e queimadas, a efeitos sutis, como flutuações sazonais e a atividade de herbívoros (Grime 1977). A herbivoria é reconhecida por ter potencial em aumentar ou diminuir a diversidade de espécies ou abundância, influenciando a estrutura e dinâmica das comunidades vegetais e animais (Papachristou et al. 2005). A atuação de herbívoros nativos é reconhecida por regular e manter a diversidade de plantas ao impedir que uma espécie dominante exclua competitivamente outras espécies, efeito conhecido como hipótese Janzen-Connell (Schupp 1992; Begon et al. 2006; Bagchi et al. 2014). Enquanto que o sobrepastejo por herbívoros domésticos provoca profundas alterações no ecossistema, desde a predação seletiva de plântulas de espécies florestais até a expansão de espécies lenhosas não palatáveis, dando origem a um matagal espinhoso nas áreas afetadas (Bucher 1987). De forma que estratégias anatômicas (como espinhos), químicas e de ciclo de vida desenvolvidas pelas plantas deve ser estudados em detalhe (Bucher 1987).

A região da Caatinga, no nordeste brasileiro ocupa no Brasil uma área de 734.478 km² e está entre os biomas brasileiros mais alterados pelo homem (Silva et al. 2004). Entre 30,4% e 51,7% já foi alterada por atividades antrópicas, sendo ultrapassado apenas pela Floresta Atlântica e o Cerrado no que se refere à antropização (Castelletti et al. 2003). Além disso, apenas uma pequena área do Domínio Caatinga está dentro de unidades de proteção integral, menos de 1% da área total (Klink & Machado 2005; Leal et al. 2005).

Nessa região, o sobrepastejo de caprinos tem causado uma série de distúrbios (Leal et al. 2004; Leal et al. 2005), responsáveis pelo seu empobrecimento estrutural e de diversidade. Os caprinos são herbívoros considerados generalistas para a vegetação da Caatinga (Leal et al. 2004). O forrageio desses animais pode causar diversos tipos de alterações no funcionamento da Caatinga, tal como prejudicar a regeneração natural de espécies arbóreas, impedir a dispersão de frutos e sementes, diminuir a sobrevivência de plântulas, além de limitar o crescimento das plantas e a produtividade dos ecossistemas (Leal et al. 2004). Constitui um fator de seleção natural capaz de afetar a abundância e a distribuição das espécies lenhosas da Caatinga, uma vez que podem reduzir as populações e a diversidade de espécies de frutos suculentos, geófitas e fixadoras de nitrogênio (Severson & Debano 1991; Moolman & Cowling 1994; Leal et al. 2004). Na Patagônia, por exemplo, o sobrepastejo de ovinos tem resultado em redução na diversidade de plantas e na densidade de arbustos (Bucher 1987).

A manutenção da diversidade biológica é parte fundamental da conservação (Papachristou et al. 2005). Atualmente, há um consenso de que o número de espécies é apenas um dos componentes da biodiversidade de uma área (Díaz et al. 2002). Sendo assim, a ecologia de comunidades vem utilizando abordagens filogenéticas e funcionais para descrever a biodiversidade e detectar os processos responsáveis pelos padrões existentes (Cavender-Bares et al. 2009), de forma que tanto a diversidade filogenética quanto a funcional pode ser boa previsora das propriedades dos ecossistemas que impactam processos globais (Cadotte et al. 2008; Cavender-Bares et al. 2009).

A diversidade funcional serve como descritora de comunidades e ecossistemas e está mais relacionada com as características fenotípicas das espécies do que com sua história evolutiva (Petchey & Gaston 2006; Mason et al. 2005). Uma baixa diversidade funcional, por exemplo, indicaria que alguns dos recursos potencialmente disponíveis nos ecossistemas deixaram de ser usados totalmente, potencializando eventos de invasão biológica (Mason et al. 2005). Assim, a diversidade funcional é reconhecida

como uma ferramenta para prever as consequências funcionais das mudanças bióticas causadas pelo homem (Petchey & Gaston 2006).

Ao passo que a informação filogenética das comunidades acrescenta o papel da evolução na montagem das comunidades, pode ajudar a prever propriedades dos ecossistemas e fornecer respostas a mudanças ambientais (Webb et al. 2002; Cavender-Bares et al. 2009). Além disso, a diversidade filogenética é uma métrica útil para prever as consequências ecológicas das mudanças na diversidade e um previsor altamente significativo de produtividade (Cadotte et al. 2008; Cadotte et al. 2009; Edwards et al. 2007). Em muitos casos é mais sensível para detectar os efeitos das mudanças ambientais em comunidades ecológicas do que a riqueza ou a abundância de espécies (Helmus et al. 2010; Winter et al. 2012).

Não obstante, relações evolutivas entre as espécies podem explicar mais sobre a estabilidade e funcionamento do ecossistema que apenas a riqueza de espécies (Cadotte et al. 2012). Portanto, a filogenia pode proporcionar uma compreensão precisa de como a composição da comunidade afeta as funções do ecossistema, caso as homologias predominarem nas comunidades em comparação às homoplasias (Srivastava et al. 2012). No mesmo sentido, muitas das diferenças e similaridades fenotípicas das espécies se embasam na história evolutiva (Webb et al. 2000). Nesses casos, integrar aspectos evolutivos na pesquisa em diversidade funcional fornece testes adicionais importantes para comparar processos ecológicos por que a diversidade funcional pode ser diretamente influenciada pela diversidade filogenética (Chave et al. 2007; Cianciaruso et al. 2009).

O uso de filogenias em ecologia de comunidades parte da premissa que espécies filogeneticamente próximas serão fenotipicamente similares (Webb et al. 2002) e por isso portarão um conjunto de traços mais sobrepostos (Gastauer & Meira Neto 2013a). Assim, comunidades com uma filogenia amplamente distribuída ou sobredispersa apresentaria uma gama maior de funções, pois incluiria espécies dissimilares que provavelmente exercem diferentes funções no ecossistema. Como nem sempre dispersão filogenética é um previsor confiável da dispersão funcional (Yang et al. 2014), usar a combinação de dados filogenéticos e das características das espécies gera uma representação mais completa da estrutura da comunidade e uma maior compreensão dos processos responsáveis pela organização das comunidades (Ding et al. 2011).

Além de compreender a natureza e força das relações entre organismos, é importante medir a quantidade de convergência e conservadorismo nos traços que influenciam as interações entre as espécies (Cavender-Bares et al. 2009). A semelhança fenotípica entre organismos relacionados filogeneticamente é chamado de sinal filogenético (Blomberg et al. 2003). O sinal filogenético descreve o grau em que a similaridade filogenética prevê a similaridade funcional e se não há nenhum sinal filogenético nos traços estudados, os resultados filogenéticos e funcionais não estarão alinhados (Yang et al. 2014).

O desconhecimento da Caatinga ainda é grande, e muitas vezes, essa vegetação é associada a uma diversidade baixa de plantas e resultado das modificações causadas pelas ações antrópicas (Giuletti et al. 2004; Leal et al. 2005). Dentre os biomas brasileiros, é o menos valorizado e o mais mal conhecido botanicamente (Giuletti et al. 2004). Faltam estudos sobre os processos ecológicos e sobre a estrutura filogenética das plantas, que devem apresentar padrões diferentes das florestas por causa da severidade de seus filtros ambientais (Cianciaruso et al. 2009; Gastauer e Meira-Neto 2013b). Além disso, Helmus et al. (2010) sugere que comunidades com algum nível de estresse, tal como a Caatinga que apresenta severo estresse climático (Andrade Lima 1981), exibem maior mudança na diversidade filogenética quando perturbadas por um estressor dissimilar ao estresse já experimentado pela comunidade.

Poucos estudos têm avaliado o efeito dos impactos antrópicos sobre a vegetação da Caatinga e a resiliência de suas áreas perturbadas (Albuquerque et al. 2012). Avaliar o resultado desses processos na estrutura e na biodiversidade das suas comunidades vegetais pode ser útil no manejo e gestão dos últimos remanescentes.

Neste trabalho buscamos testar as seguintes hipóteses: (i) áreas não protegidas na Caatinga sofrem com a perda de biodiversidade taxonômica, funcional e filogenética em comparação às áreas protegidas, devido a maior intensidade do distúrbio humano nessas áreas; (ii) o distúrbio altera as comunidades vegetais porque seleciona naturalmente traços funcionais; (iii) as comunidades em áreas não protegidas estão mais filogeneticamente e funcionalmente agrupadas que as comunidades em áreas protegidas (iv) as características que evitam a herbivoria são predominantemente homólogas e (v) o distúrbio associado as comunidades não protegidas causa mudanças na composição florística e na estrutura das espécies.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em áreas de Caatinga no norte da Bahia, visando avaliar os componentes que caracterizam essa vegetação. A área de coleta está localizada aproximadamente entre os limites latitudinais 09°29' a 10°05'S e 38°16' a 43°9'W (Figura 1) e compreende seis municípios: Jeremoabo, Canudos, Curaçá, Juazeiro, Remanso e Campo Alegre de Lourdes (Figura 1, 2 e 3).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é BSh, tipicamente semiárido, com pluviosidade menor que 800 mm, e em baixas latitudes e altitudes (Alvares et al. 2014). O padrão de precipitação anual é irregular, caracterizado por anos de extrema seca, seguida por um ano ocasional de chuvas torrenciais (Daly & Mitchell 2000). A temperatura média varia entre 23 a 27° C, a umidade relativa média é de cerca de 50% e a taxa de evapotranspiração é muito alta (Daly & Mitchell 2000).

A pluviosidade total dos municípios por ano está entre 752 mm em Campo Alegre de Lourdes e 463 mm em Curaçá, e temperatura média anual em torno de 24°C (Alvares et al 2014). A altitude nas áreas amostradas está entre 289 metros em Jeremoabo e 556 metros em Canudos.

A Caatinga exibe vários tipos fitofisionômicos, de vegetação predominantemente herbácea a uma vegetação arbórea (Daly & Mitchell 2000; Albuquerque et al. 2012). Compreende principalmente árvores e arbustos baixos, muitos dos quais apresentam espinhos, microfilia e algumas características xerofíticas (Prado 2003). A área de estudo abrange o tipo fitofisionômico principal da Caatinga: a Caatinga arbóreo-arbustiva (Andrade-Lima 1981; Figura 4), incluída nas Grandes Unidades de Paisagem da Depressão Sertaneja.

A área amostral compreende especificamente a extensão da BR-235, nos trechos Juazeiro a Jeremoabo (estrada I) e Remanso a Campo Alegre de Lourdes (estrada II), e a Estação Biológica de Canudos (EBC) em Canudos (Figuras 1, 2 e 3). A proximidade com a estrada é um indicador de distúrbio crônico e um importante condutor do distúrbio humano (Ribeiro et al. 2015). Espera-se que a vegetação de Caatinga próxima a rodovias seja continuamente devastada pela pecuária, colheita de lenha e cultivos uma vez que estradas facilitam a exploração das áreas circundantes (Santos & Tabarelli 2002). No caso estudado, a caprinocultura é o principal fator de impacto na vegetação adjacente as estradas (observação pessoal). A Estação Biológica de Canudos localiza-se

na ecorregião do Raso da Catarina caracterizada por uma Caatinga predominantemente arbustiva, a 400 m de altitude (Dórea et al. 2010; Neves et al. 2010; Figura 4). Possui 1.447 ha e foi criada com o objetivo de proteger in situ a arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*; Neves et al. 2010). É uma reserva particular adquirida em 1993 pela Fundação Biodiversitas e ampliada em 2007 (Fundação Biodiversitas 2015) formada a partir de antigas propriedades rurais.

Amostragem

Foram marcadas doze parcelas de 20 m x 50 m (1.000 m²), sendo que destas, quatro parcelas foram em diferentes situações de Caatinga protegida da Estação Biológica de Canudos (EBC) e oito em áreas não protegidas, em dois trechos da BR-235 (estrada I e II), totalizando 1,2 ha (Figuras 2, 3 e 4).

Todas as formas de vida de plantas foram amostradas. As espécies foram divididas em dois componentes: lenhoso (ou arbóreo-arbustivo) e não lenhoso (ou herbáceo-subarbustivo). Foram consideradas como componente arbóreo-arbustivo todas as espécies lenhosas com CAS (circunferência a altura do solo) ≥ 10 cm e altura ≥ 1 m, incluindo lianas. O levantamento das espécies herbáceo-subarbustivas foi realizado em duas subparcelas de 10x10 m dentro de cada parcela de 20x50 m, sendo estas a primeira e a última subparcela amostrada do componente lenhoso. A estimativa de cobertura dessas espécies foi feita segundo o método de Braun-Blanquet, um método de escala que utiliza valores absolutos de uma escala de abundância e combina valores de cobertura e abundância (Munhoz & Araújo, 2011). Os cinco primeiros valores (5 (75 a 100% de cobertura); 4 (50 a 75%); 3 (25 a 50%); 2 (5 a 25%) e 1 (1 a 5%)) da escala de Braun-Blanket referem-se a cobertura enquanto que as duas últimas escalas de valor (+ (espécie com muitos indivíduos e pequena cobertura) e r (espécie rara com pequena cobertura)) são primariamente estimadas pela abundância (Munhoz & Araújo, 2011).

Todas as espécies foram classificadas de acordo com sua forma de vida utilizando o sistema de formas de vidas de Raunkiaer conforme descrito por Martins e Batalha (2011) e de acordo com características funcionais relacionadas à proteção e, ou resistência a herbivoria por caprinos: rebrotadeiras (resprouters), urticantes/tóxicas para pastejo, anuais (terófitas), suculentas espinescentes; e também por características funcionais potencialmente afetadas pela caprinocultura: endozoocóricas e fixadoras de nitrogênio (Severson & Deban 1991; Leal et al. 2004). A escolha dos traços (características funcionais) se baseou então em respostas das plantas a função de

interesse sendo esta as adaptações contra o distúrbio ou funções que podem ser prejudicadas com o distúrbio.

Foram consideradas rebrotadeiras todas as espécies que foram encontradas com rebrota em campo após a perda de partes aéreas. Suculentas espinescentes todas as espécies suculentas e com espinhos, marcadamente espécies das famílias Cactaceae e Bromeliaceae. Urticantes e, ou, tóxicas aquelas espécies que exibem algum órgão vegetativo com urticância ou que produzem algum composto tóxico que afeta caprinos, ovinos e bovinos, nesse caso euforbiáceas com reconhecido potencial urticante ou tóxico e as espécies do trabalho de Bezerra (2011). Foram consideradas fixadoras de nitrogênio aquelas espécies que possuem registro positivo de nodulação por bactérias fixadoras de nitrogênio na literatura. Para isso, foi utilizada a base de dados do GRIN que reúne informações sobre estudos científicos que fornecem alguma referência sobre nodulação (USDA, 2015). Em caso de não haver informação sobre a espécie, foi considerada a informação sobre o gênero. As espécies foram marcadas como endozocóricas quando apresentavam registro na literatura ou através de observação no campo. Nesse trabalho, registro de endozocoria secundária não foi considerada.

Além disso, o diâmetro máximo e a altura máxima por espécie para as espécies do componente lenhoso foram utilizadas como traços funcionais quantitativos. Assim, calculou-se a média dos três indivíduos mais altos e com maior diâmetro de cada espécie para toda a amostra. A cobertura relativa (CR, em m²) de cada espécie não lenhosa também foi utilizada como característica funcional.

As espécies foram registradas e posteriormente identificadas por consultas a especialistas e/ou a literatura especializada. As espécies com material reprodutivo foram coletadas e tratadas segundo as técnicas convencionais de herborização para depósito no Herbário VIC, da Universidade Federal de Viçosa (UFV). O sistema de classificação taxonômica adotado foi o proposto pelo Angiosperm Phylogeny Group (APG III 2009). Foram utilizadas as informações disponíveis no site do Missouri Botanical (Tropicos, 2015) e a ferramenta Taxonomic Name Resolution Service versão 4.0 (disponível em <http://tnrs.iplantcollaborative.org/>) para a nomenclatura adequada das espécies e as respectivas abreviações dos autores.

Análise de dados

Diversidade taxonômica, funcional e filogenética

Foram calculados os índices tradicionais de diversidade: o índice de diversidade de Shannon (H'), o índice de diversidade de Simpson ($1/D$ e $1-D$); e o índice de dominância de Berger-Parker (D) (Magurran 2004) para o componente lenhoso em cada área (EBC, Estrada I, Estrada II) e para a área toda. Os índices de diversidade de Shannon das áreas foram comparados pelo teste t de Hutcheson (Zar 1996). No entanto, para os dados desse trabalho, a diversidade taxonômica pode ser resumida pela riqueza de espécies, uma vez que os demais índices estão relacionados positivamente com a mesma (Figura 5). De modo que a riqueza de espécies foi utilizada como variável resposta para verificar o efeito do tipo de habitat (EBC, estrada I e estrada II) na estrutura da comunidade (lenhosa e não lenhosa). O número de indivíduos e a área basal por parcela também foi utilizada para o componente lenhoso e a área de cobertura (AC) para o não lenhoso. Para os dados contínuos e normais foi feita uma análise de variância (ANOVA), seguida do pós-teste de Tukey (Zar, 1996). A normalidade dos dados foi testada através do teste de Shapiro-Wilk. Foi utilizado um modelo linear generalizado (GLM), família Poisson com função de ligação logarítmica para os dados de contagem. Quando detectado overdispersion (os desvios do resíduo são maiores do que os graus de liberdade residuais) foi corrigido os erros padrões usando um modelo Quasi-Poisson. A significância foi avaliada por meio de teste F . Foi feita também uma análise de contrastes, utilizando o código fonte R 'cons', para verificar diferenças entre os tipos de habitat a 5% de significância. Todas as análises foram feitas através do software R versão 3.1.2 (R Development Core Team 2012).

Para analisar a diversidade funcional, foram usados quatro índices: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) (Villéger et al. 2008) e dispersão funcional (FDis) (Laliberté & Legendre 2010). Segundo Villéger et al. (2008) a riqueza funcional representa a quantidade de espaço funcional preenchido pela comunidade, enquanto que a equitabilidade funcional quantifica a regularidade que o espaço funcional é preenchido pelas espécies, pesando as sua abundâncias. Já a divergência funcional pode ser entendida como a distribuição da abundância ocupada pela espécie dentro do volume do espaço funcional, de modo que a divergência é baixa quando a espécie mais abundante está próxima ao centro da amplitude dos traços funcionais e alta quando essa espécie tem valores de traço extremos (Villéger et al. 2008). Por fim, a dispersão funcional refere-se à distância

média de uma espécie no espaço funcional multidimensional para o centroide de todas as espécies (Laliberté & Legendre 2010). Esses índices foram calculados para todas as espécies amostradas considerando as características relacionadas com as estratégias de tolerância/resistência à herbivoria: rebrotadeiras, suculentas com espinhos, urticantes/tóxicas e anuais. Foram calculados também apenas para o componente lenhoso, considerando os seguintes traços funcionais: rebrotadeiras, urticantes/tóxicas, suculentas, fixadoras de nitrogênio, forma de vida, endozoocoria, diâmetro máximo (cm) e altura máxima (m). Para o componente não lenhoso (herbáceo-subarbustivo) os traços funcionais considerados foram rebrotadeiras, anuais (terófitas), urticantes/tóxicas, suculentas, fixadoras de nitrogênio, forma de vida e a cobertura relativa de cada espécie. Todos os índices de diversidade funcional foram calculados no R versão 3.1.2 (R Development Core Team 2012), através dos métodos e scripts de Villéger et al. 2008, utilizando as funções do pacote FD (Laliberté & Legendre 2010; Laliberté et al. 2014).

A diversidade filogenética foi calculada pela quantidade total de distância filogenética entre espécies em cada comunidade através do índice PD (phylogenetic diversity) fornecido pelo programa Phylocom 4.2 (Webb et al. 2008). Também foi calculado para o componente lenhoso e não lenhoso.

Para investigar o efeito do distúrbio (caracterizado como o tipo de habitat: em área protegida e não protegida) na variação da diversidade funcional e filogenética da comunidade, os índices calculados foram testados estatisticamente. O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a normalidade dos dados. Foi realizada uma ANOVA para os dados com distribuição normal e o teste de Kruskal-Wallis para os dados de distribuição livre (Zar, 1996). A posteriori foi feito um teste de Tukey para verificar diferenças entre os grupos (Zar, 1996).

Estrutura Filogenética e Funcional

Para a filogenia do componente lenhoso foram utilizadas todas as espécies arbóreas, arbustivas e lianas do levantamento fitossociológico ($CAS \geq 10$ cm e altura ≥ 1 m) identificadas em nível de família (121 espécies). A filogenia das espécies herbáceas e subarbustivas (componente não lenhoso) incluiu todas as espécies não lenhosas amostradas identificadas em nível de família, totalizando 102 espécies.

A estrutura filogenética foi calculada para cada área, protegida (EBC) e não protegida (estrada I e II), considerando cada componente (lenhoso e não lenhoso), utilizando as seguintes medidas filogenéticas: distância média de pares (mean pairwise distance- MPD), distância média do taxon mais próximo (mean nearest taxon distance-

MNTD), índice de parentesco líquido (net relatedness index- NRI) e índice do táxon mais próximo (nearest taxon index- NTI) por meio do software Phylocom 4.2 (Webb et al. 2002; Webb et al. 2008). Em outras palavras, MPD é a distância filogenética média entre todas as combinações de espécies par a par e o MNTD é a distância filogenética média do parente mais próximo entre todas as espécies. O NRI é uma medida padronizada (o tamanho do efeito padronizado ou standardized effect size) do MPD e o NTI é uma medida padronizada do MNTD e ambos aumentam quando o agrupamento aumenta e tornam-se negativos com a sobredispersão filogenética (Webb et al. 2002).

O procedimento da análise filogenética foi feito de acordo com Gastauer e Meira-Neto (2013b), utilizando o modelo nulo sem constrição do Phylocom que mantém a riqueza de espécies de cada parcela, mas todas as espécies da metacomunidade (pool de espécies) tem a mesma chance de ser sorteada (modelo nulo 2 “unconstrained model”, Webb et al. 2002) com 10000 aleatorizações. A metacomunidade foi definida como todas as espécies amostradas na área de coleta (1,2 hectares), identificadas em nível de espécie, gênero ou família (121 espécies para o componente lenhoso e 102 para o não lenhoso). Todas as morfoespécies da metacomunidade foram inseridas dentro da mega-árvore R20120829mod.new (Gastauer & Meira-Neto no prelo) via função phylomatic, que foi datado como proposto por Bell et al. (2010), utilizando o algoritmo bladlj em combinação com o arquivo ages no Phylocom. A função ‘construct’ foi empregada para o cálculo das métricas filogenéticas. Essas medidas também foram calculadas para o componente lenhoso nas seguintes escalas espaciais: as subparcelas de 10 × 10 m e as parcelas de 20 × 50 m.

Para avaliar a estrutura funcional, foi calculado o tamanho do efeito padronizado (standardized effect size – SES) da variância do traço (trait variance - var) - SESvar, da distância média de pares (MPD) - SESMPD, e da distância média do taxon mais próximo (MNTD) - SESMNTD das comunidades simuladas por modelos nulos e das comunidades amostradas, por meio da função ‘comtrait’ do programa Phylocom. A função ‘comtrait’ calcula medidas de dispersão de traço dentro de cada comunidade e compara os padrões observados a um esperado sob um modelo nulo (Webb et al. 2008). Funciona exatamente como a função ‘construct’, mas em vez de distâncias filogenéticas dentro de cada comunidade, uma medida de dispersão de traço é calculada (Webb et al. 2008). A árvore filogenética foi feita com todas as espécies amostradas lenhosas e não lenhosas (n=224), com exceção da espécie *Selaginella convoluta* (Arn.)

Spring para não criar viés causado pela enorme distância filogenética a todas as outras espécies amostradas.

Foi utilizado como valores de traço os eixos de duas PCoA's feitas no programa PC-ORD, uma vez que o cálculo das métricas da estrutura funcional exige valores de traço quantitativos. Foi utilizado como método de ligação o índice de Bray-Curtis. A primeira PCoA utilizou como matriz apenas os traços relacionados a herbivoria e a segunda PCoA utilizou uma matriz com todos os traços. Foram utilizadas as mesmas espécies da árvore filogenética (n=223) e todos os eixos gerados foram utilizados como valores de traço. Para determinar se essas medidas diferiam estatisticamente da montagem de uma comunidade aleatória, os valores observados foram comparados a uma distribuição de 10000 comunidades geradas por um modelo nulo.

A significância estatística da estrutura filogenética foi testada através de um teste t para uma amostra, utilizando as métricas NRI e NTI gerados, como realizado por Gastauer e Meira-Neto (2013b) e da estrutura funcional foi testada utilizando as métricas SESvar, SESMPD e SESMNTD.

Sinal Filogenético

O sinal filogenético foi testado usando a função 'aotf' no Phylocom 4.2 (Webb et al. 2008) para todos os traços funcionais (rebrotadeiras, urticantes/tóxicas, anuais, suculentas, fixadoras de nitrogênio, endozocoria e formas de vida) e todas as espécies determinadas pelo menos em nível de família (n=223), com exceção da espécie *Selaginella convoluta* que não foi considerada nos testes do sinal filogenético pelo mesmo motivo citado anteriormente. Para os traços diâmetro máximo e altura máxima foram consideradas apenas as espécies do componente lenhoso (n=123). Para o traço cobertura relativa (CR) foram consideradas apenas as espécies do componente não lenhoso (n=102).

O módulo 'aotf' compara a categoria (rank) da variância da média observada do traço de interesse através de todos os nós de uma distribuição nula gerada de 9999 repetições aleatórias nos valores de traços através da filogenia (Webb et al. 2008). Para avaliar o conservadorismo dos traços a significância da variância dos contrastes independentes foi analisada. Foram feitas 1000 aleatorizações e caso a variação de contrastes observada fosse menor que 2,5% das aleatorizações o traço foi considerado conservado. Como verificação adicional desse resultado, o mesmo teste foi realizado com os eixos das duas PCoA descritas acima para testar a convergência ou divergência funcional.

Análise de ordenação

Para identificar mudanças na estrutura da comunidade da Catinga entre a estrada I e II e a EBC foi empregado uma análise de ordenação, NMDS (non-metric multidimensional scaling ou método de escalonamento multidimensional não métrico), no programa PC-ORD 6.0 (McCune & Mefford 2011). O diagrama foi construído utilizando o coeficiente de Bray-Curtis como medida de similaridade e a matriz dos dados de abundância das espécies lenhosas em cada parcela de 20 x 50 m (12 amostras). Posteriormente foi realizada uma PERMANOVA para confirmar diferenças significativas na composição florística e estrutural entre os habitats.

Resultados

Área basal, diversidade taxonômica, funcional e filogenética

Foi amostrado um total de 234 espécies, dos quais 128 foram amostradas no componente lenhoso e 107 no componente não lenhoso (Tabela 1). A hemiepífita *Hylocereus setaceus* (Salm-Dyck) Ralf Bauer por sua forma de vida dúbia, foi amostrada nos dois níveis da amostra. Na EBC foram registradas 116 espécies, na estrada I 110 e na estrada II 95 espécies. Não foram encontradas diferenças significativas entre os habitats e a riqueza total (Figura 6).

No componente lenhoso, em 1,2 ha foram marcados 3095 indivíduos, pertencentes a 30 famílias (Tabela 2). Sete morfoespécies não foram identificadas. A EBC e a estrada I tiveram o maior número de famílias ($n=23$). A área basal total foi de 29,96 m²/ha. As amostras da estrada II foram responsáveis pela maior área basal, demonstrando o caráter mais arbóreo dessa Caatinga em relação à estrada I e a EBC (Tabela 2), mas não houve diferenças entre os habitats ($p=0,43$). Os três habitats diferiram entre si na riqueza de espécies ($p<0,05$; Figura 6), no qual a EBC apresentou a maior média por fator dos níveis considerado pela análise de contrastes (estrada I = 5,87; estrada II = 8,10 e EBC = 10,42). A EBC e a estrada I apresentaram o maior número de indivíduos por parcela em relação à estrada II ($p<0,05$; Figura 6).

Ainda em relação ao componente lenhoso os índices de Shannon, de Simpson, de equabilidade de Pielou e de Berger-Parker foram maiores na Estrada II e menores na Estrada I (Tabela 2). Mas, pelo teste t de Hutcheson, os valores de Shannon para a EBC e a estrada II não diferem ($p>0,05$), sendo ambos significativamente diferentes da estrada I ($p<0,05$). As diversidades funcionais FDiv, FEve e FDis não diferiram entre a

EBC e as estradas. Enquanto que FRic foi significativamente diferente, no qual a EBC diferiu da estrada II ($p < 0,02$) e foi marginalmente diferente da estrada I ($p = 0,06$). A diversidade filogenética foi estatisticamente diferente ($p < 0,001$), maior na EBC que nas estradas I e II (Tabela 2).

No componente não lenhoso (herbáceo-subarbustivo), das 107 espécies amostradas, apenas cinco morfoespécies não foram identificadas. Foram amostradas 51 espécies na EBC, 56 espécies na estrada I e 26 espécies na estrada II (Tabela 3). Entre as áreas houve diferenças na riqueza de espécies (Figura 6), a EBC e a estrada I não são diferentes ($p > 0,05$) e ambas diferem da estrada II ($p < 0,05$). Apesar da estrada I ter maior área de cobertura (AC) não houve diferenças entre os habitats ($p = 0,68$).

O componente não lenhoso da EBC apresentou maior riqueza funcional e diversidade filogenética média, tal como o componente lenhoso, mas teve menor equitabilidade e divergência funcional. Do qual apenas a riqueza funcional foi estatisticamente diferente entre os habitats ($p < 0,05$), sendo que a EBC diferiu da estrada II ($p = 0,015$) e não diferiu da estrada I. A diversidade filogenética também foi significativamente diferente ($p < 0,0001$), comparando a EBC com a estrada I ($p = 0,04$) e a estrada II ($p = 0,06$).

Os valores dos índices de diversidade funcional considerando os traços funcionais relacionados com a herbivoria por caprinos (Tabela 4), não apresentaram diferença estatística significativa, apenas FEve foi marginalmente diferente entre as áreas ($p = 0,071$), sendo maior na estrada II em relação a EBC ($p = 0,09$).

Traços funcionais

Considerando todas as espécies, 61 são anuais, 55 rebrotadeiras, 16 urticantes ou tóxicas, 14 suculentas com espinhos, 32 são endozoocóricas e 35 fixadoras de nitrogênio (Tabela 1). Considerando apenas as espécies lenhosas (arbóreas, arbustivas e lianas), 51 são rebrotadeiras, 11 urticantes ou tóxicas, sete suculentas com espinhos, 27 são endozoocóricas e 24 fixadoras de nitrogênio. Das espécies não lenhosas, quatro são rebrotadeiras, cinco urticantes ou tóxicas, oito suculentas com espinhos, cinco são endozoocóricas, 11 fixadoras de nitrogênio e 61 são anuais.

Em relação aos traços funcionais relacionados à herbivoria, nenhuma das variações de riqueza e do número de indivíduos por parcela entre os habitats (EBC, estrada I e II; Figura 7) foi significativa, com um valor marginal de $p (= 0,08)$ para a

abundância de rebrotadeiras, no qual a estrada I apresentou o maior número de indivíduos de rebrotadeiras.

Para o traço endozoocoria (Figura 8), a riqueza das espécies endozoocóricas foi significativamente diferente na EBC ($p < 0,05$) do que nas estradas I ($p = 0,01$) e II ($p = 0,001$), tal como o número de indivíduos por parcela ($p < 0,05$), maior na EBC do que na estrada II ($p < 0,05$). Não houve diferenças estatísticas no número de espécies e indivíduos fixadores de nitrogênio entre os habitats (Figura 8).

Em relação às formas de vidas, foram amostradas 116 fanerófitas, 64 terófitas, 27 caméfitas, 16 lianas, seis hemicriptófitas, três geófitas, uma epífita e uma hemiepífita, totalizando 235 espécies. No componente lenhoso foram amostradas 116 espécies fanerófitas ($n = 3024$), 10 lianas ($n = 60$), uma geófitas ($n = 10$) e uma hemiepífita ($n = 1$), totalizando 128 espécies ($n = 3095$). A EBC e a estrada I tiveram maior riqueza de terófitas, lianas e caméfitas, e a estrada II apresentou a maior riqueza de espécies fanerófitas (Figura 9). Na estrada II não foi amostrada nenhuma hemicriptófitas, geófitas ou epífita, na EBC não foi amostrada nenhuma hemiepífita ou epífita e na estrada I todas as formas de vida amostradas estavam presentes.

Estrutura Filogenética e Funcional

De forma geral, no componente lenhoso na escala de 10 x 10 m o NTI indica um agrupamento marginalmente significativo ($p = 0,068$) da vegetação da Caatinga. Já a escala de 20 x 50 m indica uma estrutura filogenética não diferente do acaso (Tabela 5). Em relação ao efeito das atividades humanas na estrutura filogenética, o conjunto das estradas e a estrada II foram agrupados filogeneticamente. A estrada I não diferiu do acaso quando analisada isoladamente. A EBC foi significativamente sobredispersa pelo NRI e com estrutura aleatória pelo NTI (Tabela 5).

No componente não lenhoso, a EBC foi significativamente sobredispersa pelo NTI e a estrada II significativamente agrupada pelo NRI (Tabela 6). As outras comunidades não diferiram do aleatório. Apesar disso, a média dos valores de NRI para cada ambiente foi negativa, indicando sobredispersão da comunidade não lenhosa, com exceção da estrada II. Enquanto que os valores médios de NTI foram positivos, indicando agrupamento, com exceção da EBC e da comunidade inteira (Tabela 6).

Os componentes que definem a estrutura funcional diferiram do acaso, com exceções. Em todas as áreas, para os eixos da PCoA feita somente com os traços relacionados a herbivoria, o SESMPD e o SESvar foram significativamente maiores do

que zero, com exceção da estrada II (Tabela 7). Ao contrário da estrutura filogenética, valores maiores que zero indicam dispersão funcional (Maherali & Klironomos 2012). Para a PCoA feita com todos os traços apenas o SESMPD e o SESvar da EBC foi significativamente maior que zero (Tabela 8) enquanto que as outras comunidades não diferiram do aleatório.

Sinal Filogenético

Houve significância do sinal filogenético ao analisar a variação dos contrastes independentes para os seguintes traços estudados: anuais (variação do contraste=0,043; $p<0,05$), fixadoras de nitrogênio (variação do contraste =0,002; $p<0,05$), suculentas com espinhos (variação do contraste=0,001; $p<0,05$), urticantes/tóxicas (variação do contraste=0,001; $p<0,05$), formas de vida (variação do contraste=0,043; $p<0,05$) e endozoocoria (variação do contraste=0,045; $p<0,05$). Todavia, não houve sinal filogenético para os traços capacidade de rebrota (variação do contraste=0,007; $p>0,05$), para a cobertura relativa das herbáceas (variação do contraste =0,043; $p>0,05$) e para a área basal (variação do contraste=6,808; $p>0,05$) e altura (variação do contraste=0,165; $p>0,05$) das espécies arbóreas. Os eixos da PCoA da matriz dos traços relacionados a herbivoria não foi significativamente diferente do acaso (variação do contraste=0,009; $p>0,05$), o que contrastou com a PCoA com todos os traços que foi significativo (variação do contraste=0,045 $p<0,05$). Quanto menor a variação do contraste mais conservado é o traço.

A distribuição dos traços na árvore filogenética do componente lenhoso mostra as suculentas espinescentes restritas à família Cactaceae e Bromeliaceae, as rebrotadeiras distribuídas por toda a árvore, as urticantes/tóxicas distribuídas principalmente na família Euphorbiaceae, com alguns representantes nas famílias Fabaceae, Apocynaceae e Portulacaceae, e as anuais distribuídas principalmente entre as famílias Poaceae, Commelinaceae, Scrophulariaceae, Asteraceae, Amaranthaceae, Cleomaceae e Malpighiaceae (Figura 10).

Análise de ordenação

A NMDS refletiu as dissimilaridades entre as áreas (Figura 11). O valor de estresse da análise foi de 12,54% ($p < 0,01$), que corresponde a uma variância explicada de 87,46%, indicando a adequabilidade da ordenação. A PERMANOVA realizada mostrou diferença significativa entre os três tipos de habitat ($gl=11$; $F=2,05$; $p=0,002$),

dos quais a EBC foi diferente da Estrada II ($p=0,026$) E marginalmente diferente da Estrada I ($p=0,058$) e as duas estradas não foram diferentes na flora e estrutura ($p=0,116$).

Discussão

A partir do estudo das comunidades em diferentes situações de intensidade de distúrbio, foram detectadas menores diversidades taxonômica, filogenética e funcional nas áreas amostradas ao longo das estradas que nas áreas amostradas na EBC. Os resultados sugerem significativamente que as áreas mais expostas aos distúrbios ocorrentes na vegetação de Caatinga ao longo das rodovias perdem riqueza de espécies e perdem certas funções do ecossistema. De modo que por um lado os ecossistemas filogeneticamente diversos podem maximizar a partição de recursos e usar melhor o recurso total (Cavender-Bares et al. 2009). Por outro lado, a baixa diversidade filogenética e funcional pode diminuir a capacidade das comunidades tanto em utilizar recursos ecossistêmicos quanto em responder a mudanças ambientais, o que afeta negativamente o funcionamento do ecossistema pela perda de informação filogenética (Knapp et al. 2008).

As áreas ao longo das rodovias, mais perturbadas, apresentaram maior diversidade funcional quando considerado apenas os traços relacionados à resiliência ou resistência à herbivoria. Mesmo os valores não sendo significativos, este pode ser um indício de que algumas funções podem estar sendo perdidas em detrimento de outras, como espécies endozoocóricas e tipos de forma de vida, entre elas espécies geófitas. Observa-se que 51 espécies lenhosas rebrotadeiras correspondem a 2196 indivíduos em todas as áreas. Na estrada I 80% dos indivíduos lenhosos amostrados são rebrotadeiros, na estrada II correspondem a 61% e na EBC 53% dos indivíduos são rebrotadeiros (embora a diferença do número de indivíduos de espécies rebrotadeiras entre as áreas não tenha sido estatisticamente significativa). Assim, em habitats perturbados poucas espécies se beneficiam e podem eventualmente proliferar, tal como estas com propagação vegetativa e alta habilidade de rebrotar (Ribeiro et al. 2015).

A estrada II apresentou menor dominância de espécies, considerando os índices utilizados. Contudo, Helmus et al. (2010) constatou em seu trabalho que a seleção de comunidades causada pelo distúrbio com espécies mais relacionadas filogeneticamente

foram independentes da riqueza de espécies, equabilidade ou abundância total da comunidade.

Esse trabalho levanta a hipótese que os distúrbios alteram as comunidades vegetais porque selecionam naturalmente traços funcionais. Assim, onde há o sobrepastejo por caprinos os traços funcionais relacionados à resiliência e à resistência à herbivoria seriam selecionados nessas comunidades. Apesar disso, as defesas de plantas não são uma barreira completa para pequenos ruminantes (Papachristou et al. 2005). Plantas com tais defesas podem representar um recurso forrageiro em um período de seca prolongada na ausência de espécies indefesas mais preferidas (Papachristou et al. 2005). É possível notar isso em relação às suculentas com espinhos. Mesmo sendo uma barreira para a herbivoria, essas espécies se tornam um recurso nas épocas mais secas.

Como descrito anteriormente, a seleção de traços parece coerente em relação às espécies rebrotadeiras, abundantes na estrada I, e principalmente em relação as espécies endozoocóricas, com poucas espécies em ambas as estradas e baixa abundância na estrada II, valores estes significativos. Leal et al. (2004) já haviam relatado que o forrageio dos caprinos poderia reduzir a abundância e a diversidade de espécies de frutos suculentos, como é o caso da maioria das endozoocóricas. Bucher (1987) discute que a eliminação drástica e generalizada de habitats adequados, acompanhado da competição com herbívoros domésticos e o aumento da pressão de caça, afeta grandemente a fauna nativa.

Do mesmo modo, o sobrepastejo caprino reduz a cobertura do solo e a frequência de várias espécies herbáceas, devido ao consumo dessas espécies no período chuvoso (Alves et al. 2009; Parente et al. 2013). No entanto, avaliar esse efeito em coletas pontuais em uma ampla escala espacial apresenta limitações, devido à variabilidade temporal das espécies herbáceas de acordo com as mudanças nas características climáticas. Por outro lado, apesar da estrada I exibir maior riqueza de espécies não lenhosas teve menor diversidade funcional e filogenética, caracterizando perda de características funcionais dessa comunidade.

Alves et al. (2007) observaram que os caprinos procuram sempre as espécies mais palatáveis, impondo à flora da Caatinga uma ação seletiva. Assim, são eliminadas as espécies mais palatáveis em benefício de outras que são menos palatáveis, como *Mimosa* ssp., *Poincianella* ssp. e *Croton* ssp. (Alves et al. 2007). Estes são gêneros abundantes e ricos em espécies por toda a área amostral. Apesar de a EBC estar sob um nível de distúrbio muito menor que o da estrada, a reserva tem pouco mais de 20 anos

que foi criada. Destaca-se ainda a baixa resiliência da Caatinga e o lento processo de regeneração detectado em outros trabalhos, onde mesmo após 30 ou 60 anos de abandono ou da ausência de corte raso, ainda apresentavam baixa riqueza e estrutura empobrecida (Andrade et al. 2005; Calixto Júnior & Drumond 2010; Cabral et al. 2013). Sendo assim necessários trabalhos que controlem completamente a herbivoria por caprinos em estudos de longa duração para uma avaliação mais acurada e precisa dos seus efeitos.

Independentemente da escala espacial a estrutura filogenética de todo o conjunto amostral do componente lenhoso não diferiu do acaso. Provavelmente esse resultado provém da variação entre parcelas em cada tipo de habitat, o agrupamento filogenético na estrada e a sobredispersão nas parcelas da EBC. Em situações de distúrbios frequentes prevê-se o agrupamento filogenético, enquanto que altos níveis de recursos e a ausência de perturbações levaria a dispersão filogenética (Vamosi et al. 2009), os resultados encontrados confirmam essa previsão. Sugerindo significativamente que o agrupamento filogenético das espécies nas estradas seja em razão do maior nível de distúrbio ao qual estão submetidas, porque comunidades perturbadas podem conter espécies mais estreitamente relacionadas, mantendo a premissa de que a forma de distúrbio seja seletiva e os traços sejam conservados (i.e. predominantemente homólogos, Helmus et al. 2010; Ding et al. 2012).

No entanto, resultados de estruturas filogenéticas de comunidades tomadas como estimativa de funcionamento das mesmas devem ser analisados com cautela. Filtros abióticos podem ter efeitos tanto convergentes quanto divergentes nos traços funcionais (Grime 2006b). Há evidências nos dados apresentados que indicam baixa divergência funcional entre espécies próximas e conseqüentemente os traços sejam predominantemente conservados, principalmente daqueles relacionados à seca (como suculência e a forma de vida anual). De maneira geral, traços relacionados à resistência a seca são convergentes (Cavender-Bares et al. 2004a,b). Além disso, traços morfológicos geralmente apresentam um forte sinal filogenético (Blomberg et al. 2003). Traços relacionados à produtividade também são menos variáveis, ao passo que distúrbios locais podem levar a divergência (Grime 2006b). As evidências indicam que a capacidade de rebrota é um traço divergente, o que pode indicar um traço conservado em um cenário de exclusão competitiva ou um traço compartilhado por meio de convergência adaptativa devido à predominância do filtro ambiental em estruturar a comunidade (Valladares et al. 2008).

Os resultados da estrutura funcional diferiram da estrutura filogenética quando se considera apenas os traços referentes à herbivoria, no qual houve sobredispersão pelo SESvar e pelo SESMPD independente do tipo de habitat, ambos significativos com exceção da estrada II que não diferiu do acaso. Como um dos principais traços relacionados a herbivoria não tem sinal filogenético (capacidade de rebrota), é compreensível os resultados divergentes da estrutura funcional com a filogenética. Além disso, os caprinos são herbívoros generalistas (Leal et al. 2004) e por isso podem afetar uma gama de espécies dentro da árvore filogenética, contribuindo para a divergência de alguns traços e para a sobredispersão funcional dos traços relacionados à herbivoria.

Quando se considera todos os traços funcionais, a EBC foi significativamente sobredispersa pelo SESvar e também pelo SESMPD, similarmente ao encontrado na estrutura filogenética. A sobredispersão funcional da EBC em relação às estradas sugere alterações da estrutura funcional das comunidades nas estradas causadas pelos distúrbios, que pode estar provocando o declínio das espécies em diferentes partes do espaço funcional (Vamosi et al. 2009). A sobredispersão funcional mostra que um ecossistema abarca um número maior de funções do que o esperado ao acaso. De modo que a perda de funções que causaria uma estrutura funcional não diferente do acaso potencialmente afeta o funcionamento dos ecossistemas e de uma grande variedade de organismos, podendo causar a diminuição da biomassa ou da abundância de algum grupo trófico (Cardinale et al., 2006; Cadotte et al. 2008), reafirmando as conclusões anteriores.

A interpretação da NMDS demonstra que vários são os fatores que determinam a composição e estrutura das comunidades amostradas. O eixo 1 separa as parcelas da EBC e da estrada II, enquanto que o eixo II separa as parcelas da EBC e da estrada I, e ambos podem assim estar relacionados com o distúrbio. Contudo, o eixo 1 também separa as duas estradas, o que poderia indicar que os fatores responsáveis pela composição e estrutura da estrada I e da EBC são diferentes da estrada II, podendo ser estes o clima (os municípios das estrada II tem os maiores índices pluviométricos) ou a própria distância geográfica. Segundo Andrade-Lima (1981), a distribuição das chuvas é a grande responsável pelas variações das paisagens nordestinas. Na estrada II observa-se um número menor de cactáceas e esta é uma resposta que pode estar relacionada com as características climáticas. No entanto, as subparcelas amostradas em Curaçá, na estrada I, se agruparam com as parcelas da estrada II. Nestas parcelas observa-se também um

menor número de espécies e de indivíduos fixadores de nitrogênio, o que poderia indicar uma maior fertilidade dos solos nesses locais. De fato o menor número de cactáceas e de fixadoras de nitrogênio na estrada II parece estar muito mais relacionado com possíveis características ambientais, como solo e clima, do que com o distúrbio. Assim, as diferenças entre os processos e características de cada área também são uma consequência das características ambientais próprias de cada área. De modo que as diferenças entre as estradas e a EBC é uma resposta tanto aos impactos antrópicos que a área esta submetida quanto as características ambientais de cada área.

De forma geral, a baixa riqueza de espécies herbáceas e arbustivas na estrada II e o maior número de espécies e indivíduos anemocóricos ou autocóricos sugerem que a caprinocultura afete as formas de vida de menor porte e a dispersão. Enquanto que na estrada I observa-se significativa diminuição da riqueza de espécies arbóreas e da riqueza e abundância de espécies endozoocóricas resultado provável do distúrbio ao qual está submetida. Sendo assim, é importante ressaltar o papel das diferenças ambientais de cada área que apresenta características próprias, uma vez que o contexto ambiental influencia fortemente a atuação e o efeito do distúrbio (Helmus et al. 2010).

Grime (2006b) discute que o distúrbio pode ter um efeito diversificador ao criar e sustentar a variação do traço, ampliando o espectro funcional. Entretanto, pelos dados analisados, o distúrbio está reduzindo o número de espécies e excluindo traços. No entanto, Ainda assim é necessário considerar que processos múltiplos e simultâneos operam na montagem de comunidades e destacar que o distúrbio na Caatinga é decorrente de outras fontes que não só a herbivoria por caprinos, mas também do manejo inadequado da caprinocultura e da remoção da vegetação para outros usos, que podem agir concomitantemente com o efeito da caprinocultura na vegetação.

Conclusão

Este trabalho sugere significativamente que a herbivoria por caprinos atua como (1) filtro ambiental, causa (2) perda de diversidade taxonômica, (3) filogenética, (4) funcional e que (5) os traços funcionais estudados são predominantemente conservados (i.e. predominantemente homólogos). Apesar disso, outras questões continuam em aberto, tal como o efeito das características ambientais e espaciais das áreas estudadas em interação com o efeito do distúrbio.

Considerações Finais

Nossos resultados sugerem significativamente que os distúrbios associados às estradas, especialmente a herbivoria por caprinos, afetam a biodiversidade em todos os aspectos investigados, causando a perda de espécies e empobrecendo as estruturas filogenética e funcional. Assim, a criação de unidades de conservação protegidas dos distúrbios antrópicos, principalmente decorrentes da caprinocultura, é essencial para a manutenção da diversidade e do funcionamento das comunidades vegetais da Caatinga.

Referências Bibliográficas

- Albuquerque, U. P.; Araújo, E. L.; Eldeir, A. C. A.; Lima, A. L. A.; Souto, A. et al. (2012) Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest. *The Scientific World Journal*, v. 2012, p. 1-18.
- Almeida, W. R.; Lopes, A. V.; Tabarelli, M.; Leal, I. R. (2014) The alien flora of Brazilian Caatinga: deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. *Biological Invasions – Invasion Notes*.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. (2014) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728.
- Alves, J. J. A.; Araújo, M. A.; Nascimento, S. S. (2009) Degradação da Caatinga: uma investigação ecográfica. *Revista Caatinga*, v. 22, n. 3, p. 126-135.
- Andrade-Lima, D. (1981) The Caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, v.4, p. 149-163.
- Andrade, L. A.; Pereira, I. M.; Leite, U. T.; Barbosa, M. R. V. (2005) Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. *Cerne*, v. 11, n. 3, p. 253-262.
- APG III. (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*, v. 161, p. 105–121.
- Baillie, J. E. M., Hilton-Taylor, C.; Stuart, S. N. (Editors) 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 191 p. 2004.

- Bagchi, R.; Gallery, R. E.; Gripenberg, S.; Gurr, S. J.; Narayan, L.; et al. (2014) Pathogens and insect herbivores drive rainforest plant diversity and composition. *Nature*, v. 506, p. 85- 88.
- Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4th ed. Hong Kong: Blackwell Publishing. 2006.
- Bell, C. D., Soltis, D. E.; Soltis, P. S. (2010) The age and diversification of the angiosperms re-revisited. *American Journal of Botany*, v. 97, p. 1296–1303.
- Bezerra, C. W. C. *Plantas tóxicas do Nordeste e plantas tóxicas para ruminantes e equídeos da Microrregião do Cariri Cearense*. Dissertação de mestrado (Medicina Veterinária). Universidade Federal de Campina Grande, Patos – PB. 2011.
- Blomberg, S. P.; Garland Jr, T.; Ives, A. R. (2003) Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioral traits are more labile. *Evolution*, v. 57, n. 4, p. 717–745.
- Bucher, E. H. (1987) Herbivory in arid and semi-arid regions of Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, v. 60, p. 265–273.
- Cabral, G. A. L.; Sampaio, E. V. S. B.; Almeida-Cortez, J. S. (2013) Estrutura Espacial e Biomassa da Parte Aérea em Diferentes Estádios Sucessionais de Caatinga, em Santa Terezinha, Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 3, p. 566-574.
- Cadotte, M. W.; Cardinale, B. J.; Oakley, T. H. (2008) Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *PNAS*, v. 105, n. 4, p. 17012–17017.
- Cadotte, M. W.; Cavender-Bares, J.; Tilman, D.; Oakley, T. H. (2009) Using Phylogenetic, Functional and Trait Diversity to Understand Patterns of Plant Community Productivity. *PLoS ONE*, v. 4, n. 5, p. 1-9.
- Cadotte, M. W.; Dinnage, T.; Tilman, D. (2012) Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. *Ecology*, v. 93, n. 8, p. S223 – S233.
- Calixto Júnior, J. T.; Drumond, M. A. (2011) Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga Sensu Stricto 30 anos após corte raso, Petrolina-PE, Brasil. *Revista Caatinga*, v. 24, n. 2, p. 67-74.
- Cardinale, B. J.; Srivastava, D. S.; Duffy, J. E.; Wright, J. P.; Downing, A. L.; et al. (2006) Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, v. 443, p.989-992.
- Castelletti, C.; Santos, A.; Tabarelli, M.; Silva, J. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. *Ecologia e*

- Conservação da Caatinga. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, p. 719–734. 2003.
- Cavender-Bares, J.; Ackerly, D. D.; Baum, D. A.; Bazzaz, F. A. (2004a) Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. *American Naturalist*, 163, 823–843.
- Cavender-Bares, J., Kitajima, K.; Bazzaz, F.A. (2004b) Multiple trait associations in relation to habitat differentiation among 17 Floridian oak species. *Ecological Monographs*, 74, 635–662.
- Cavender-Bares, J., Kozak, K. H., Fine, P. V. A.; Kembel, S. W. (2009) The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*, 12, 693–715.
- Chave, J.; Chust, G.; Thébaud, C. The importance of phylogenetic structure in biodiversity studies. *Scaling Biodiversity*. In: David Storch, Pablo L. Marquet and James H. Brown (eds.). Published by Cambridge University Press. Cambridge University Press. 2007.
- Cianciaruso, M. V.; Silva, I. A.; Batalha, M. A. (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, v. 9, n. 3, p. 93-103.
- Daly, D. C.; Mitchell, J. D. (2000) Lowland vegetation of tropical South America – an overview. Pp 391-454. In: D. Lentz (ed.). *Imperfect Balance: Landscape Transformations in the pre-Columbian Americas*. Columbia University Press, New York.
- Díaz, S.; Gurvich, D. E.; Harguindeguy, N. P.; Cabido, P. (2002) Quién necesita tipos funcionales de plantas? *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, v. 37, n.1-2; p. 135-140.
- Ding, Y.; Zang, R.; Letcher, S. G.; Liu, S.; He, F. (2012) Disturbance regime changes the trait distribution, phylogenetic structure and community assembly of tropical rain forests. *Oikos*, v. 121, p. 1263–1270.
- Dórea, M. C.; Aguiar, C. M. L.; Figueiroa, L. E. R.; Lima, L. C. L.; Santos, F. A. R. (2010) Residual Pollen in Nests of *Centris analis* (Hymenoptera, Apidae, Centridini) in an area of Caatinga Vegetation from Brazil. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 1, p. 232-237.
- Edwards, E.J.; Still, C. J.; Donoghue, M. J. (2007) The relevance of phylogeny to studies of global change. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 22, n.5, p. 243-249.
- Fundação Biodiversitas. URL: <http://www.biodiversitas.org.br/canudos/>. (acessado em 01 de julho de 2015).

- Gastauer, M.; Meira Neto, J. A. A. (2013a) Interactions, Environmental Sorting and Chance: Phylostructure of a Tropical Forest Assembly. *Folia Geobotanica*, p. 443-459.
- Gastauer, M.; Meira Neto, J. A. A. (2013b) Avoiding inaccuracies in tree calibration and phylogenetic community analysis using Phylocom 4.2. *Ecological Informatics*, v. 15, p. 85–90.
- Gastauer, M.; Meira Neto, J. A. A. (no prelo/in press) An enhanced calibration of a recently released megatree for the analysis of phylogenetic diversity. *Brazilian Journal of Biology*, v. 76, n. 4.
- Grime, J. P. (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, v. 111, p. 1169–1194.
- Grime, J. P. (2006a) *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. John Wiley Professio.
- Grime, J. P. (2006) Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*, v. 17, p. 255–260.
- Helmus, M. R., Keller, W., Paterson, M. J., Yan, N. D., Cannon, C. H.; Rusak, J. A. (2010) Communities contain closely related species during ecosystem disturbance. *Ecology Letters*, v. 13, n. 2, p. 162–174.
- Hooper, D. U.; Chapin, F. S.; Ewel, J. J.; Hector, A.; Inchausti, P.; et al. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, v. 75, n. 1, p. 3–35.
- Klink, C. A.; Machado, R. B. (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 707–713.
- Knapp, S., Kuhn, I., Schweiger, O.; Klotz, S. (2008) Challenging urban species diversity: contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. *Ecology Letters*, 11, 1054–1064.
- Laliberté, E.; Legendre, P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305.
- Laliberté, E.; Legendre, P.; Shipley B. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Leal, I. R.; Vicente, A.; Tabarelli, M. Herbivoria por caprinos na caatinga da região de xingó: uma análise preliminar. In: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (eds.).

- Ecologia e conservação da caatinga. Editora Universitária da UFRPE, Recife - PE, 2003. p. 695 – 715.
- Leal, I. R.; Silva, J. M. C.; Tabarelli, M.; Lacher Jr, T. E. (2005) Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 701-706.
- Magurran, A. E. (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science, 256p.
- Maherali, H.; Klironomos, J. N. (2012) Phylogenetic and Trait-Based Assembly of Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities. *Plos One*, v. 7, n. 5, p. 1-9.
- Martins, F. R.; Batalha, M. A. Formas de vida, Espectro Biológico de Raunkiaer e Fisionomia da Vegetação. In Felfili, J.M.; Eisenlohr, P. V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A.; Meira Neto, J.A.A. *Fitossociologia no Brasil*. Editora UFV, p. 44-85. 2011.
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G.; Wilson, J. B. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, v. 111, p. 112-118.
- Mccune, B.; Mefford, M.J. (1999) *PC-ORD version 4.0, multivariate analysis of ecological data, users guide*. Glaneden Beach: MjM Software Design. 237 p.
- Moolman, H. J.; Cowling, R. M. (1994) The impact of elephant and goat grazing on the endemic flora of South African succulent thicket. *Biological Conservation*, v. 68, p. 53–61.
- Munhoz, C. B. R.; Araújo, G. M. Métodos de Amostragem do Estrato Herbáceo-subarbustivo. In Felfili, J. M.; Eisenlohr, P. V.; Melo, M. M. R. F.; Andrade, L. A.; Meira Neto, J. A. A. *Fitossociologia no Brasil*. Editora UFV, p. 213-230. 2011.
- Neves, E. L.; Funch, L. S.; Viana, B. F. (2010) Comportamento fenológico de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) da Caatinga, semi-árido do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.33, n.1, p.155-166.
- Papachristou, T. G.; Dziba, L. E.; Provenza, F. D. (2005). Foraging ecology of goats and sheep on wooded rangelands. *Small Ruminant Research*, v. 59, p. 141-156.
- Parente, H. N.; Silva, D. S.; Andrade, A. P.; K. D. Araújo; Viana, B. L.; et al. (2013) Evolução do estrato herbáceo em área de Caatinga sob pastejo. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, v. 3, n. 2, p. 39-44.
- Petchey, O. L.; Gaston, K. J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, v. 9, p. 741–758.

- Prado, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. In: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (eds.). *Ecologia e conservação da caatinga*. Ed. Universitária da UFPE. Pp. 3-73.
- Ribeiro, E. M. S.; Arroyo-Rodriguez, V.; Santos, B. A.; Tabarelli, M.; Leal, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*
- Romão, M. V.; Meira-Neto, J. A. A., Calijuri, M. L. Programa de Proteção à Flora: Subprograma de Monitoramento e Resgate de Flora da BR235. DNIT - Departamento de Infraestrutura de Transportes, Brasília. 33p. 2015.
- Santos, A. M.; Tabarelli, M. (2002) Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the Caatinga vegetation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n.4B, p. 897-905.
- Sala, O. E.; Chapin, F. S.; Armesto, J. J.; Berlow, E.; Bloomfeld, J.; et al. (2000) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, v. 287.
- Severson, K. E.; DeBano, L. F. (1991) Influence of spanish goats on vegetation and soils in Arizona chaparral *Journal of Range Management* v. 44, p.111-117.
- Schupp, E. W. (1992) The Janzen-Connell model for tropical tree diversity: population implications and the importance of spatial scale. *The American Naturalist*, v. 140, n. 3, p. 526-30.
- Silva, J. M. C.; Tabarelli, M.; Fonseca, M. T.; Lins, L. V. Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Ministério do Meio ambiente, Brasília. 2004. 382 p.
- Sristava, D. S.; Cadotte, M. W.; MacDonald, A. A. M.; Marushia, R. G.; Mirotnick, N. (2012) Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecology Letters*, v. 15, p. 637-648.
- Tilman, D. (1999) The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, v. 80, n. 5, p. 1455-1474.
- TNRS. The Taxonomic Name Resolution Service [Internet]. iPlant Collaborative. Version 3.2 URL: <http://tnrs.iplantcollaborative.org/TNRSapp.html> (acessado em 23 de janeiro de 2015).
- Available from: <http://tnrs.iplantcollaborative.org>
- TROPICOS.ORG. Missouri Botanical Garden [Internet]. URL: <http://www.tropicos.org> (acessado em 23 de janeiro de 2015).

- USDA, ARS, National Genetic Resources Program [Internet]. Germplasm Resources Information Network - (GRIN) [Base de Dados Disponível na Internet]. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. URL: <http://www.ars-grin.gov/~sbmljw/cgi-bin/taxnodul.pl> (acessado em 26 de janeiro de 2015).
- Valladares, F.; Tena, D.; Matesanz, S.; Bochet, E.; Balaguer, L.; et al. (2008) Functional traits and phylogeny: What is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? *Journal of Vegetation Science*, v. 19, p. 381-392.
- Vamosi, S. M.; Heard, S. B.; Vamosi, J. C.; Webb, C. O. (2009) Emerging patterns in the comparative analysis of phylogenetic community structure. *Molecular Ecology* v. 18, n. 4, p. 572-592.
- Villéger, S.; Mason, N. W. H.; Moullot, D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, p. 2290– 2301.
- Zar, J. H. (1996) *Biostatistical analysis*. 3th ed. Prentice - Hall, 3th ed. Prentice - Hall, New Jersey.
- Webb, C. O.; Ackerly, D. D.; McPeck, M. A.; Donoghue, M. J. (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual Reviews Ecology Systematic*, v. 33, p. 475-505.
- Webb, C. O.; Ackerly, D. D.; Kembel, S. W. (2008) Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and character evolution. *Bioinformatics* v. 24, p. 2098-2100.
- Winter, M.; Devictor, V.; Schweiger, O. (2013) Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 28, n. 4, p. 199– 204.
- Yang, J.; Zhang, G. C.; Ci, X. Q.; Swenson, N. G.; Cao, M.; et al. (2014) Functional and phylogenetic assembly in a Chinese tropical tree community across size classes, spatial scales and habitats. *Functional Ecology*, v. 28, p. 520-529.

Figuras e Tabelas

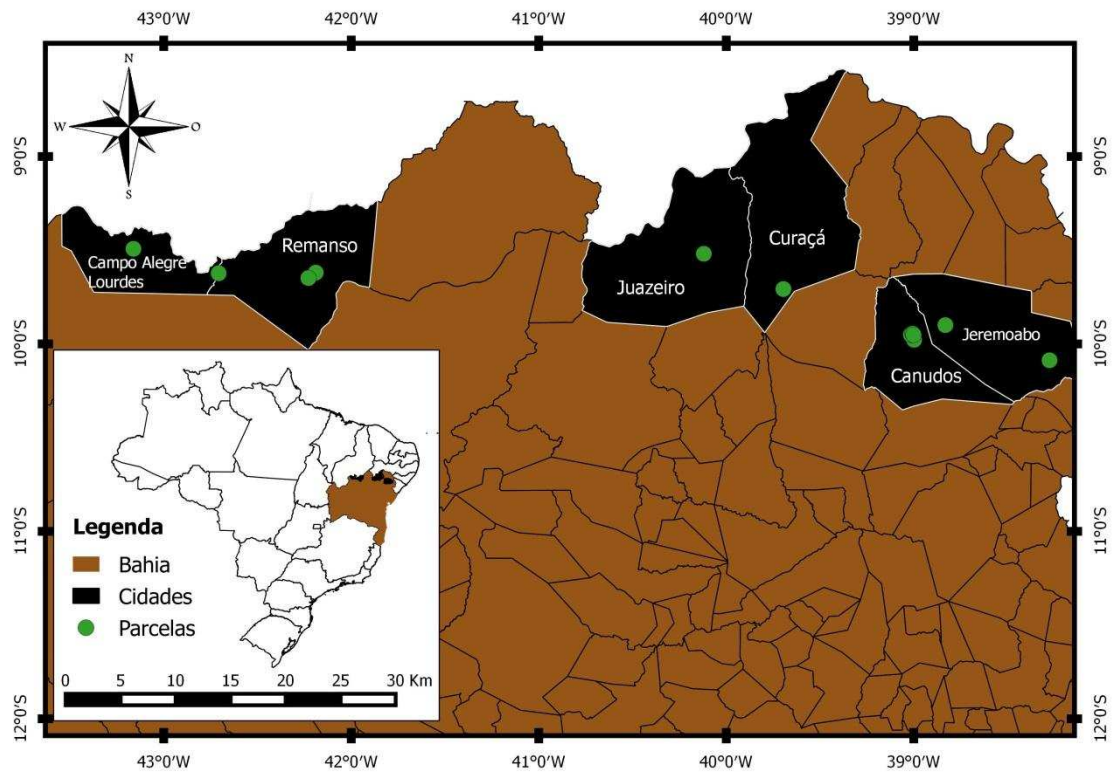


Figura 1: Localização das parcelas amostradas em seis municípios do norte da Bahia, nordeste do Brasil. Mapa: Marcelo Henrique Oliveira (2015).

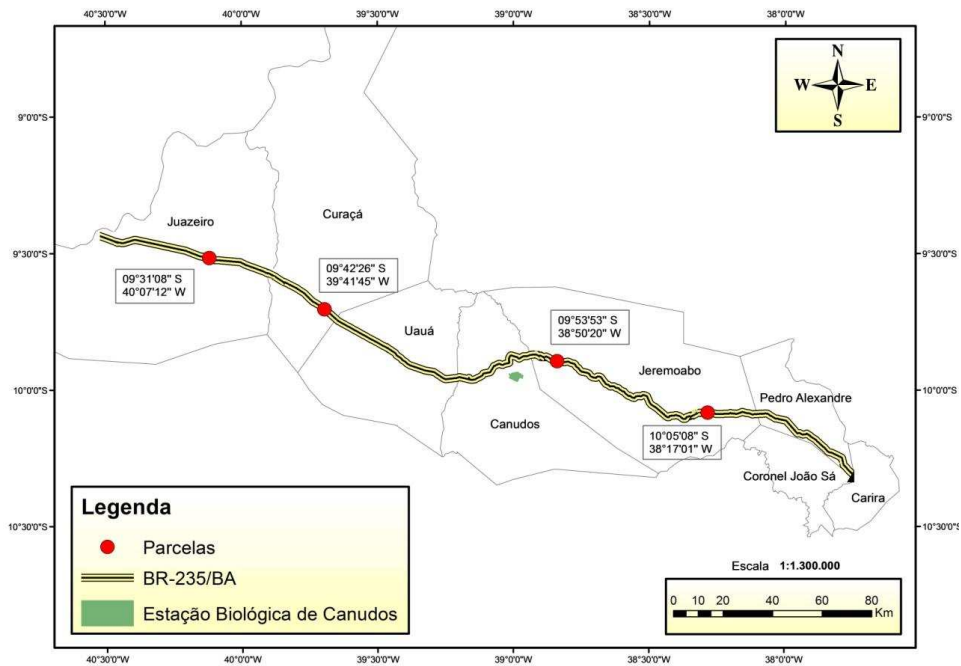


Figura 2: Localização das quatro parcelas em áreas não protegidas próximas ao trecho da BR-235 que liga Juazeiro-BA a Carira-SE (estrada I) e da Estação Biológica de Canudos-BA. Fonte: Programa de Flora da Gestão Ambiental da Rodovia BR-235/BA (Romão et al. 2015).

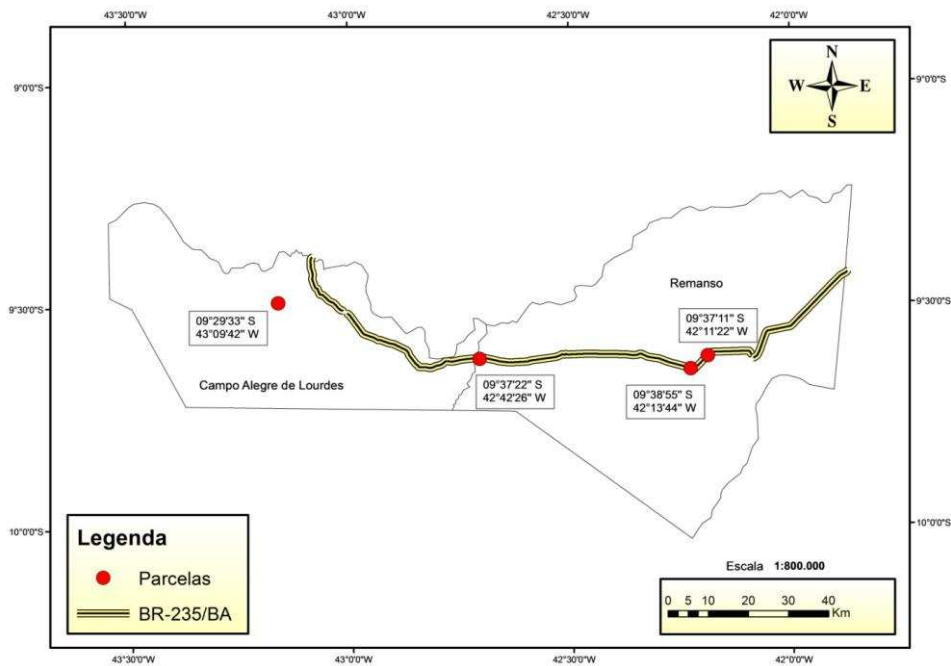


Figura 3: Localização das quatro parcelas em áreas não protegidas próximas ao trecho da BR-235 que liga Remanso-BA a Campo Alegre de Lourdes-BA (estrada II). Fonte: Programa de Flora da Gestão Ambiental da Rodovia BR-235/BA (Romão et al. 2015).

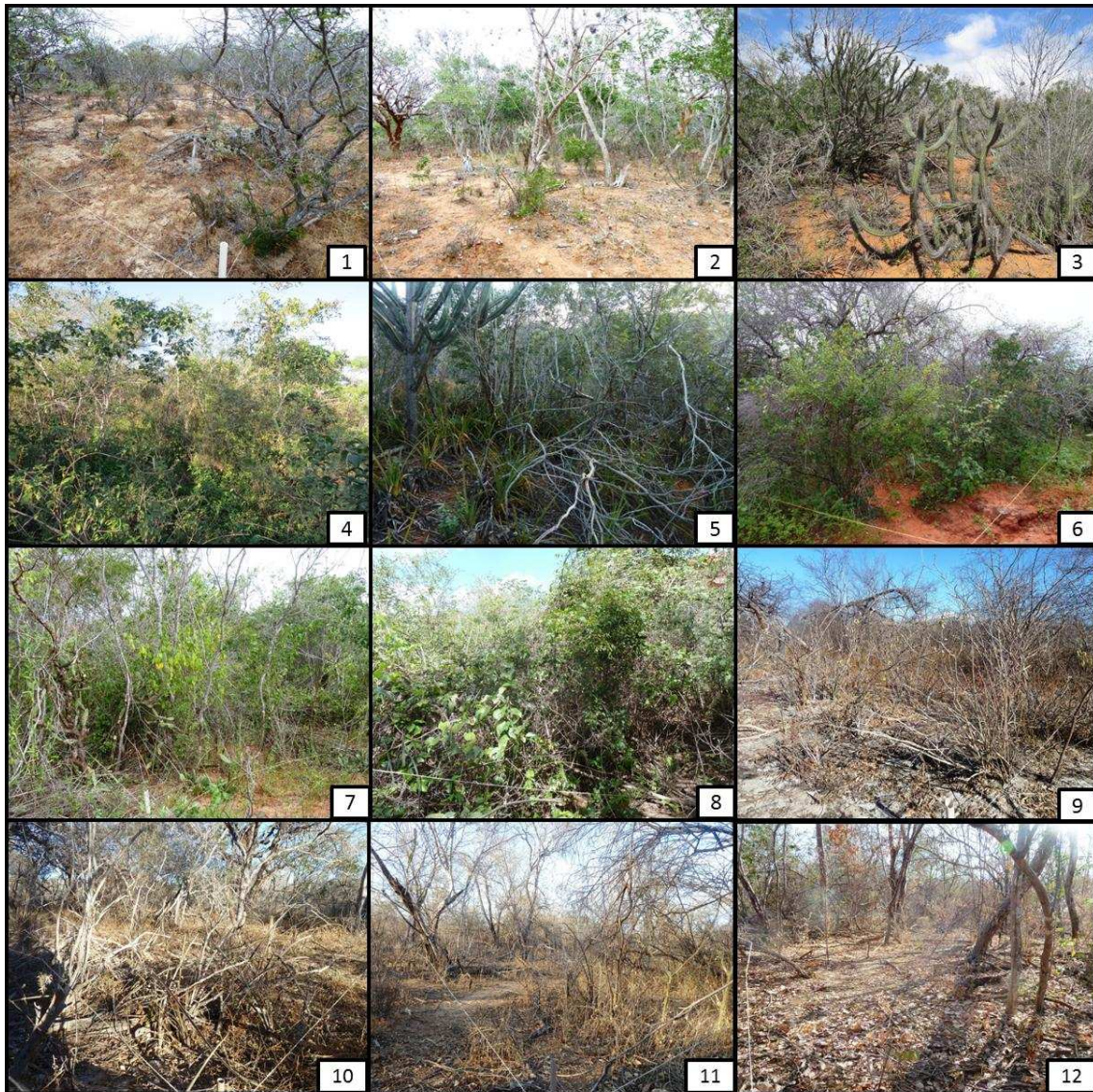


Figura 4: Aspecto fisionômico das 12 parcelas amostradas no norte da Bahia – Brasil. (1-4) Caatinga arbóreo-arbustiva das quatro parcelas em áreas não protegidas próximas ao trecho da BR-235 (estrada I) que liga Juazeiro-BA a Carira-SE. (5-8) Caatinga arbóreo-arbustiva das quatro parcelas em áreas protegidas na Estação Biológica de Canudos, Bahia. (9-12) Caatinga arbóreo-arbustiva das quatro parcelas em áreas não protegidas próximas ao trecho da BR-235 (estrada II) que liga Remanso-BA a Campo Alegre de Lourdes-BA. Fonte: Mota, N. M. e Carrión, J. F.

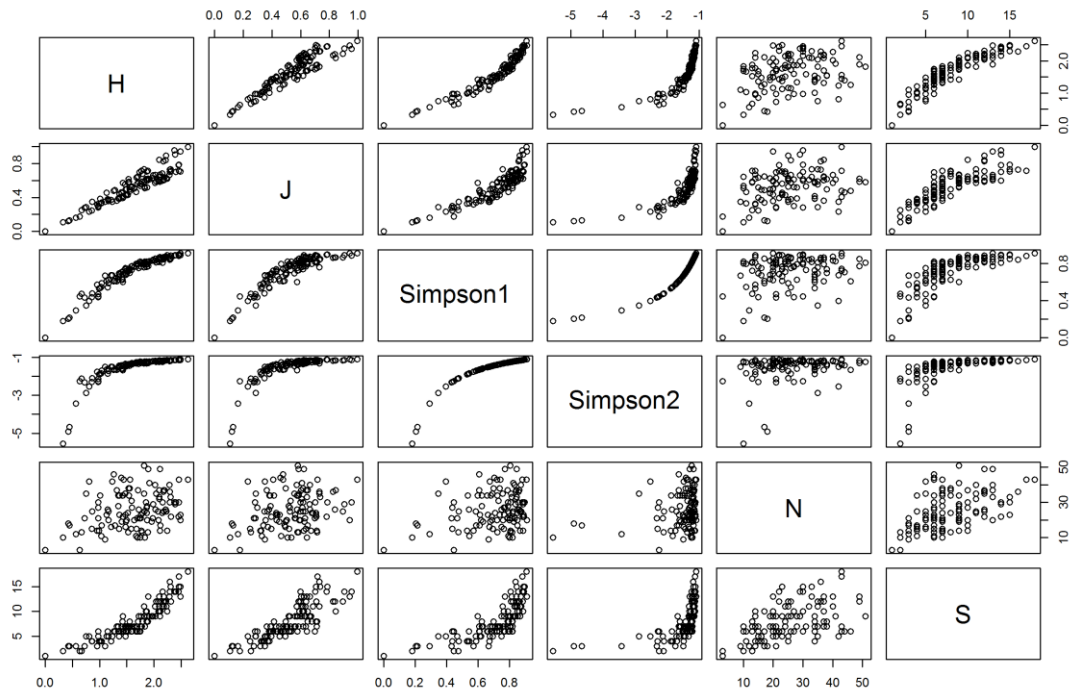
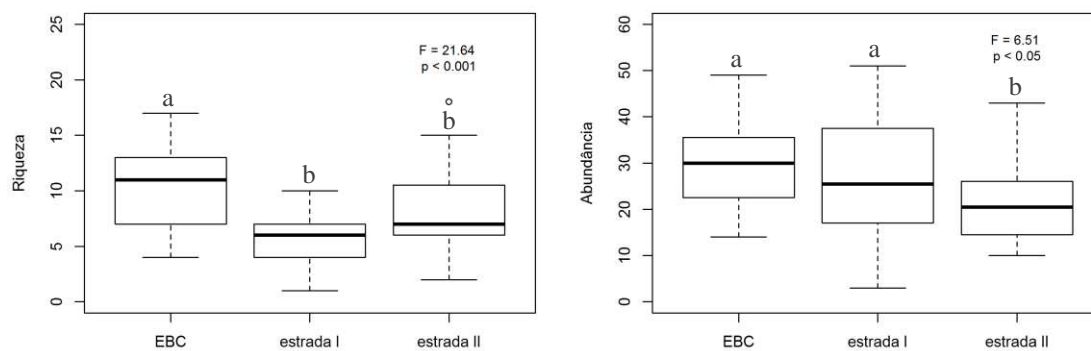
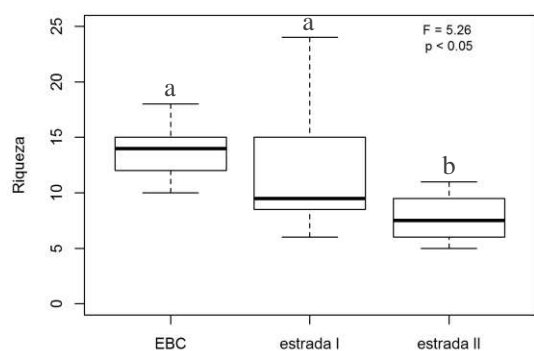


Figura 5: Relação da riqueza de espécies (S) com outros componentes da diversidade alpha (H, J, 1-D e 1/D) e com o número de indivíduos (N). H: índice de diversidade de Shannon; J: índice de equabilidade de Pielou; Simpson1: índice de diversidade de Simpson (1-D); Simpson2: índice de diversidade de Simpson (1/D).

Componente lenhoso



Componente não lenhoso



Todas as espécies

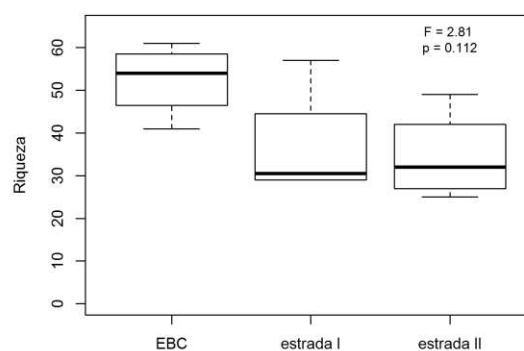


Figura 6: Boxplots da riqueza e abundância total (número de indivíduos por plot) de espécies lenhosas por tipo de habitat em cada subparcela de 10x10 m, da riqueza das espécies não lenhosas em cada subparcela de 10x10 m e de todas as espécies amostradas por tipo de habitat em cada parcela de 20x50 m.

Traços funcionais

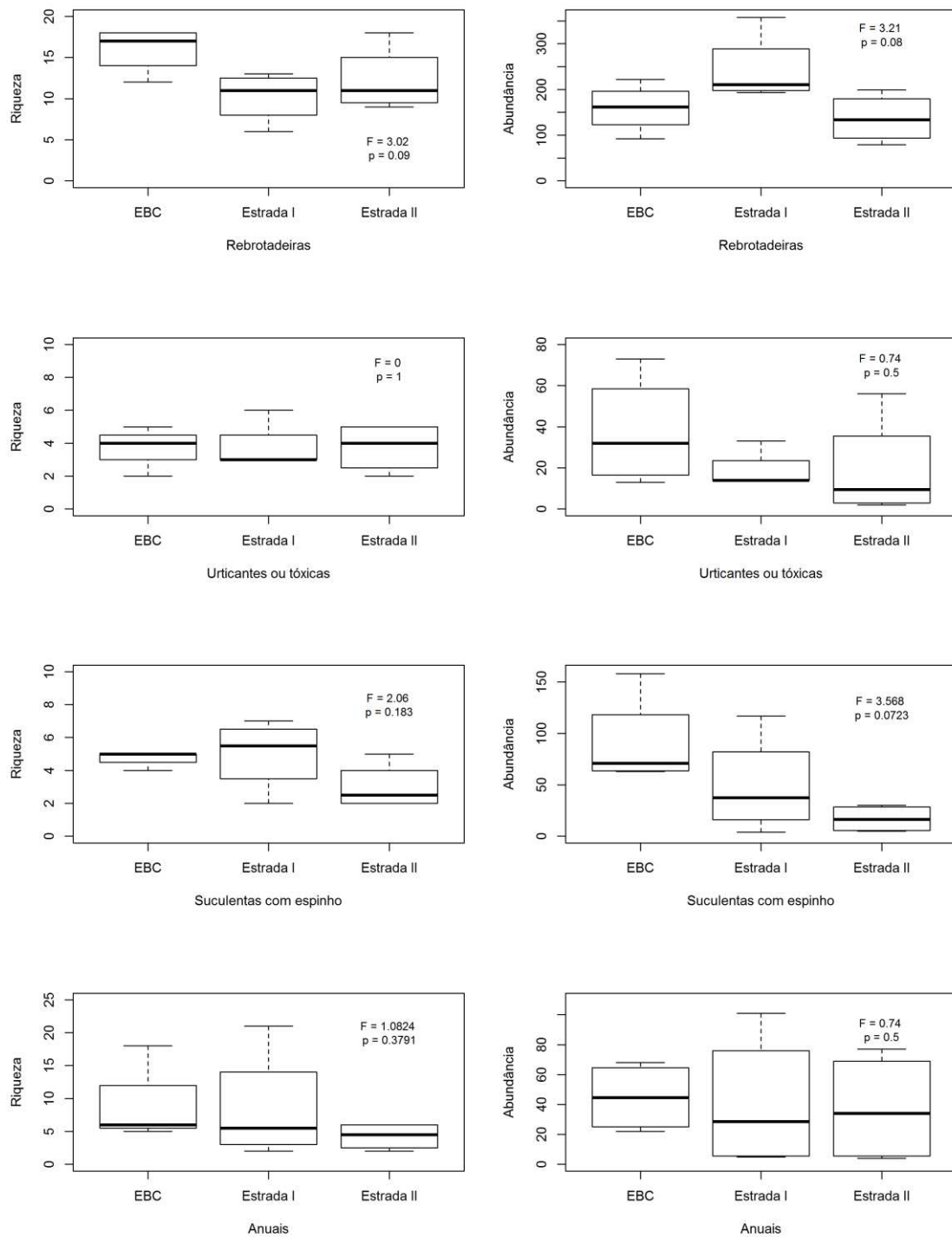


Figura 7: Boxplots da riqueza e abundância (soma dos indivíduos das espécies lenhosas com a soma da cobertura total das espécies não lenhosas) de todas as espécies por parcela de 20x50 m dos traços funcionais relacionados à herbivoria: suculentas com espinhos, anuais, rebrotadeiras e urticantes ou tóxicas.

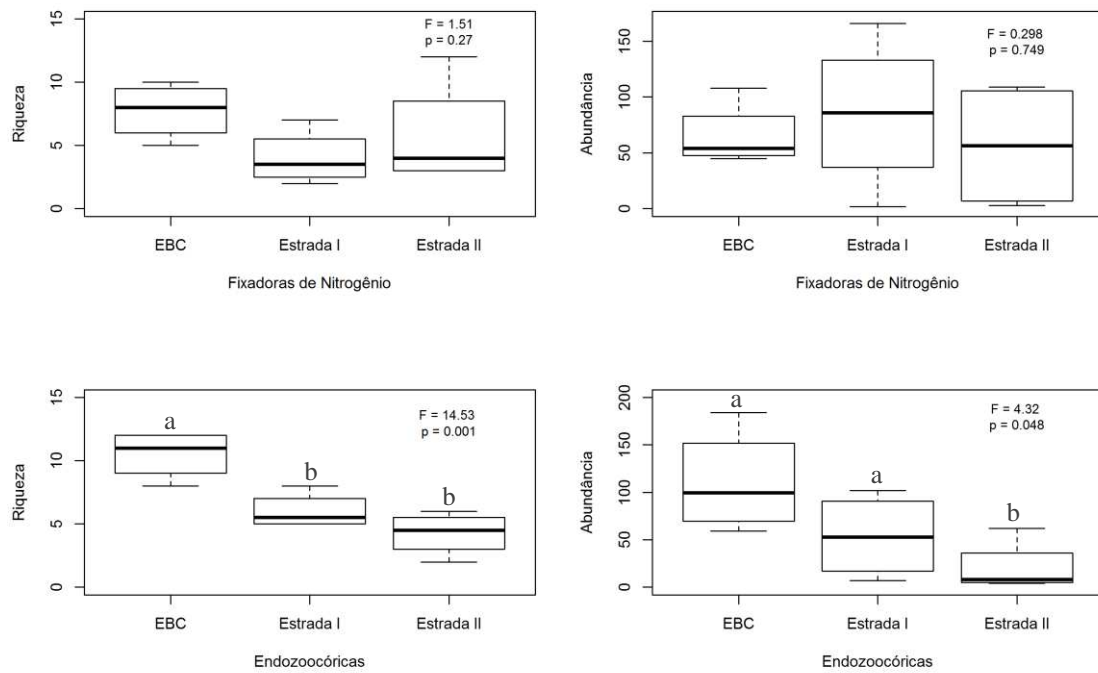


Figura 8: Boxplots da riqueza e abundância (soma dos indivíduos das espécies lenhosas com a soma da cobertura total das espécies não lenhosas) de todas as espécies por parcela de 20x50 m dos traços funcionais potencialmente afetadas pela herbivoria: fixadoras de nitrogênio e endozoocóricas.

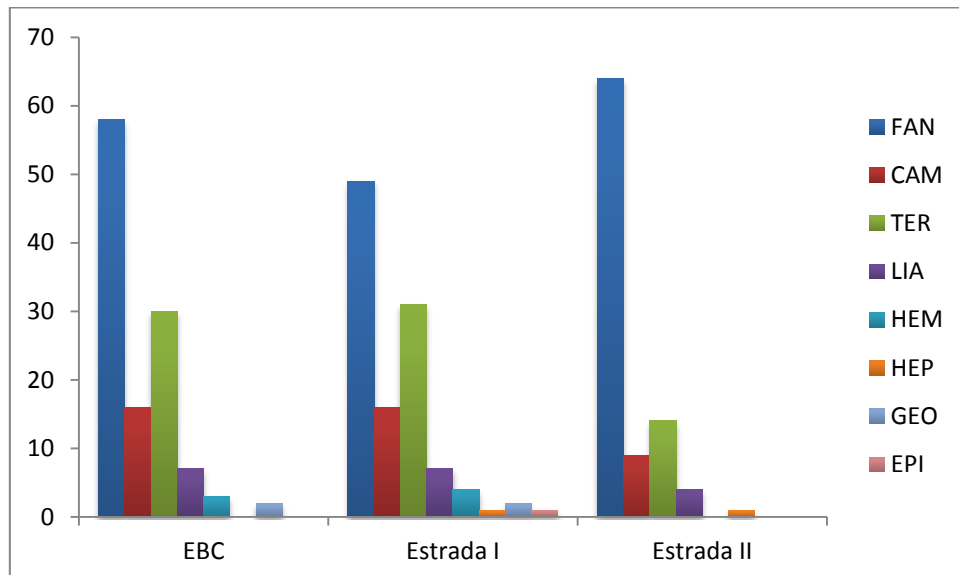


Figura 9: Riqueza das formas de vida de todas as espécies amostradas em cada área (EBC, Estrada I e II). FAN=fanerófitas, CAM=caméfitas, TER=terófitas, LIA=lianas, HEM=hemicriptófitas, HEP=hemiepífitas, GEO=geófitas, EPI=epífitas.

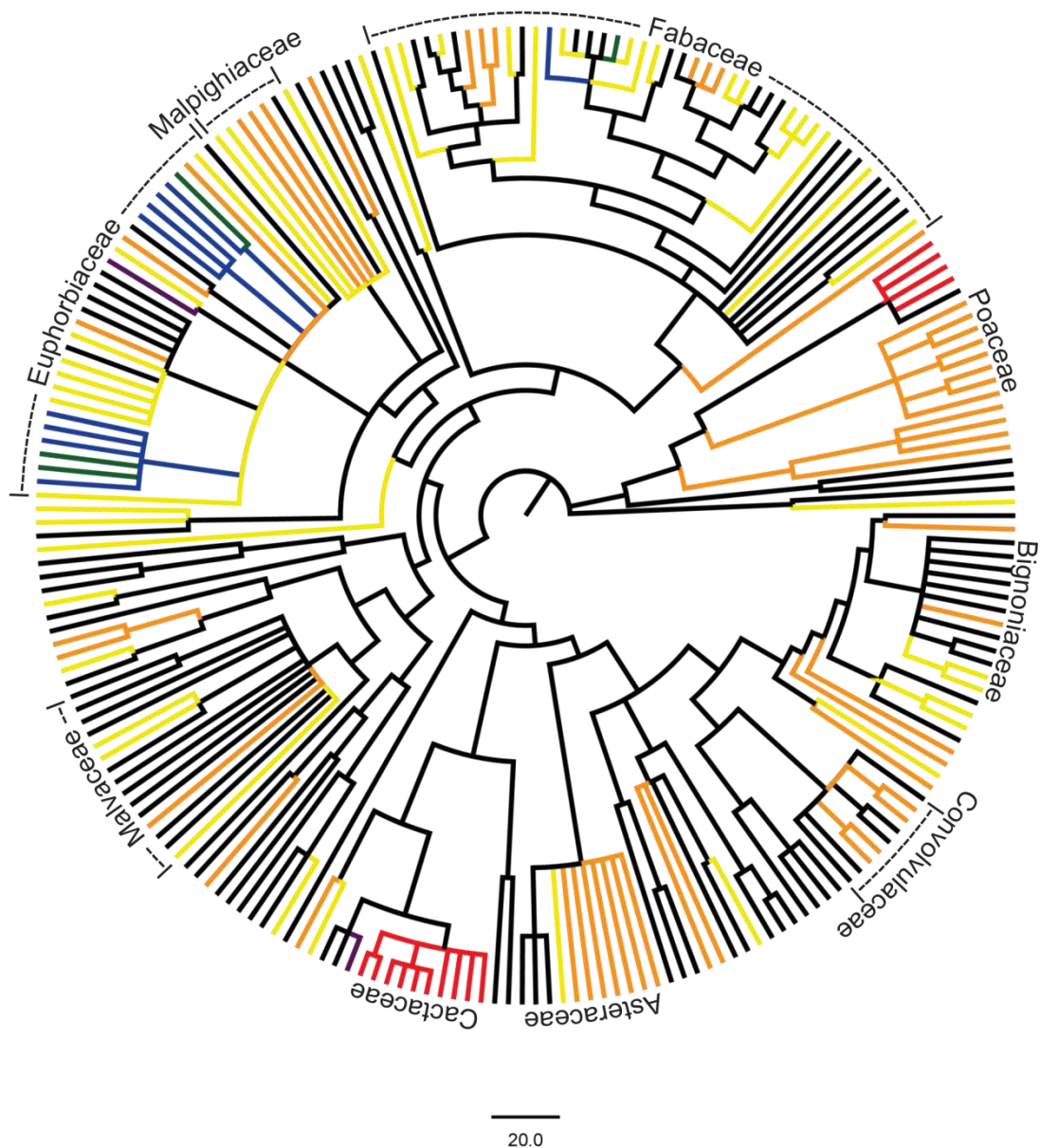


Figura 10: Árvore filogenética de todas as espécies. Os ramos marcados destacam quatro traços funcionais: espécies rebrotadeiras – amarelo; espécies urticantes e/ou tóxicas – azul; espécies suculentas com espinho – vermelho; espécies anuais – laranja; espécies rebrotadeiras e urticantes/tóxicas – verde; espécies urticantes/tóxicas e anuais - roxo. As famílias com maior número de espécies (\geq sete espécies) estão indicadas.

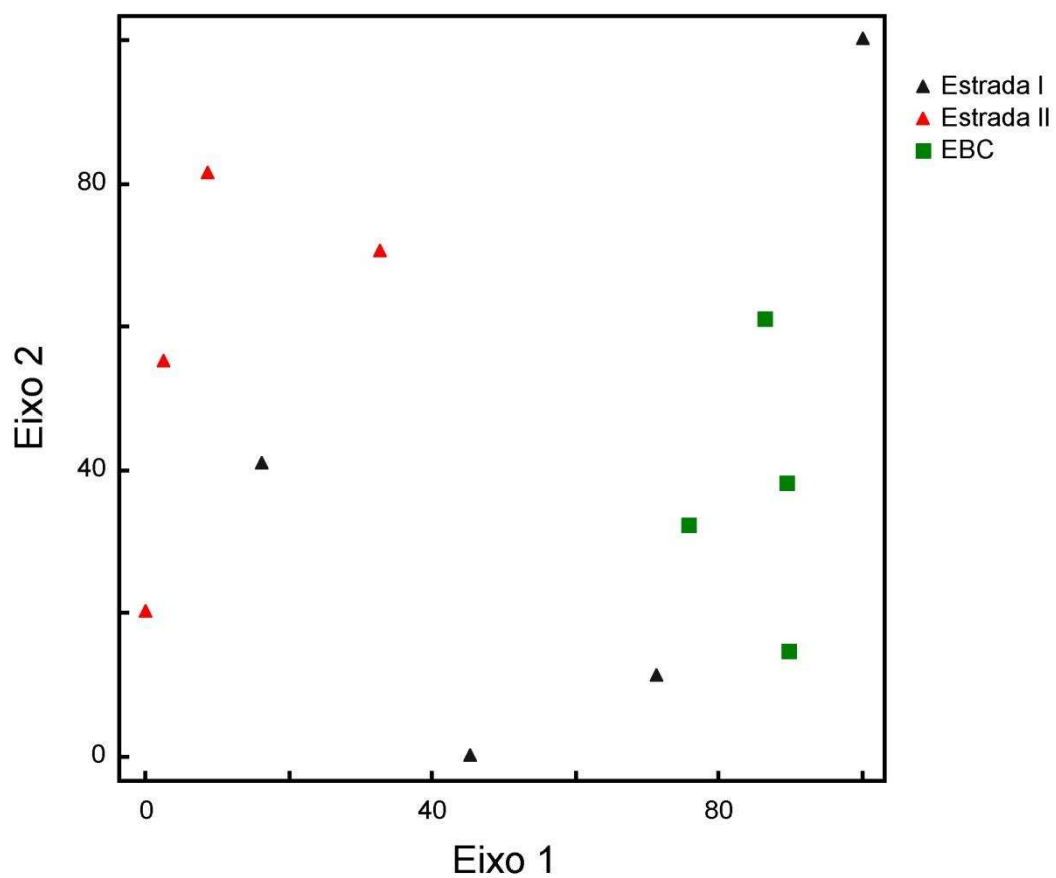


Figura 11: Diagrama de ordenação das parcelas de 20 x 50 m de acordo com o tipo de habitat através do método de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com base na matriz de abundância das espécies lenhosas e no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis.

Tabela 1: Lista de espécies amostradas em 12 parcelas da vegetação de Caatinga no norte da Bahia. FV: forma de vida; Dmáx: diâmetro máximo (somente para espécies lenhosas); Amáx: altura máxima (somente para espécies lenhosas); CR: cobertura relativa (somente para espécies não lenhosas); Reb: espécies com capacidade de rebrota (X); Urt/tox: espécies urticantes e/ou tóxicas (X); Suc: espécies suculentas espinescentes (X); Fix: espécies fixadoras de nitrogênio (X); Anual: espécies com ciclo de vida anual (X); Endzoo: espécies endozoocóricas primárias (X; espécies herbáceas não foram investigadas nesse aspecto).

Família/Espécie	FV	Dmáx	Amáx	CR	Reb	Urt/tox	Suc	Fix	Anual	Endzoo
Acanthaceae										
<i>Harpochilus neesianus</i> Mart. ex Nees	FAN	22.71	2.67	-	X	0	0	0	0	0
<i>Ruellia</i> sp.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Amaranthaceae										
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	TER	-	-	3.99	0	0	0	0	X	-
<i>Gomphrena demissa</i> Mart.	TER	-	-	1.49	0	0	0	0	X	-
Anacardiaceae										
<i>Apterokarpos gardneri</i> (Engl.) Rizzini	FAN	14.22	3.50	-	X	0	0	0	0	X
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	FAN	32.04	9.00	-	0	0	0	0	0	0
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	FAN	61.12	6.00	-	0	0	0	0	0	X
Annonaceae										
<i>Annona leptopetala</i> (R.E. Fr.) H. Rainer	FAN	11.95	4.67	-	0	0	0	0	0	X
<i>Annona spinescens</i> Mart.	FAN	25.83	4.17	-	X	0	0	0	0	X
Apocynaceae										
Apocynaceae 1	LIA	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	FAN	24.77	6.17	-	X	X	0	0	0	0
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	FAN	17.83	6.00	-	0	0	0	0	0	0
Asteraceae										
<i>Eupatorium prasiifolium</i> (DC.) Griseb.	HEM	-	-	3.63	X	0	0	0	0	-
<i>Lepidaploa chalybaea</i> (Mart. ex DC.) H. Rob.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
<i>Lepidaploa</i> sp.1	TER	-	-	0.34	0	0	0	0	X	-
<i>Lepidaploa</i> sp.2	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Asteraceae 1	TER	-	-	2.32	0	0	0	0	X	-
Asteraceae 2	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
Asteraceae 3	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
Asteraceae 4	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Asteraceae 5	TER	-	-	3.63	0	0	0	0	X	-
Asteraceae 6	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
Asteraceae 7	TER	-	-	5.63	0	0	0	0	X	-
Bignoniaceae										
<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G. Lohmann	FAN	8.06	5.67	-	0	0	0	0	0	0
<i>Anemopaegma laeve</i> DC.	CAM	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-

Bignoniaceae 1	LIA	10.44	6.30	-	0	0	0	0	0	0
Bignoniaceae 2	FAN	7.09	3.17	-	0	0	0	0	0	0
Bignoniaceae 3	LIA	3.56	3.50	-	0	0	0	0	0	0
Bignoniaceae 4	FAN	6.37	5.00	-	0	0	0	0	0	0
Bignoniaceae 5	LIA	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Bignoniaceae 6	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	0	-
<i>Fridericia</i> sp.1	LIA	14.46	6.50	-	0	0	0	0	0	0
<i>Fridericia</i> sp.2	LIA	8.11	2.17	-	0	0	0	0	0	0
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	FAN	15.97	5.33	-	X	0	0	0	0	0
<i>Handroanthus spongiosus</i> (Rizzini) S.O. Grose	FAN	45.78	7.33	-	X	0	0	0	0	0
Bixaceae										
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	FAN	4.77	4.50	-	0	0	0	0	0	0
Boraginaceae										
<i>Cordia incognita</i> Gottschling & J.S. Mill.	FAN	19.66	6.50	-	0	0	0	0	0	0
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	FAN	5.94	2.05	-	0	0	0	0	0	0
<i>Varronia globosa</i> Jacq.	FAN	9.55	1.95	-	0	0	0	0	0	X
Bromeliaceae										
<i>Bromelia laciniosa</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	CAM	-	-	5.61	0	0	X	0	0	-
<i>Encholirium spectabile</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	HEM	-	-	0.33	0	0	X	0	0	-
<i>Hohenbergia catingae</i> Ule	HEM	-	-	3.63	0	0	X	0	0	-
<i>Neoglaziovia variegata</i> (Arruda) Mez	CAM	-	-	7.79	0	0	X	0	0	-
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	EPI	-	-	0.67	0	0	0	0	0	-
Burseraceae										
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	FAN	66.74	7.33	-	0	0	0	0	0	X
Cactaceae										
<i>Arrojadoa rhodantha</i> (Gürke) Britton & Rose	CAM	-	-	0.35	0	0	X	0	0	-
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	FAN	21.65	5.17	-	0	0	X	0	0	X
<i>Hylocereus setaceus</i> (Salm-Dyck ex DC.) Ralf Bauer	HEP	3.18	1.20	1.18	0	0	X	0	0	X
<i>Melocactus zehntneri</i> (Britton & Rose) Luetzelb.	CAM	-	-	0.69	0	0	X	0	0	-
<i>Pilosocereus catingicola</i> (Gürke) Byles & G.D. Rowley	FAN	19.95	5.00	-	0	0	X	0	0	X
<i>Pilosocereus gounellei</i> (F.A.C. Weber) Byles & G.D. Rowley	FAN	33.68	2.50	-	0	0	X	0	0	X
<i>Pilosocereus pachycladus</i> F. Ritter	FAN	23.28	5.17	-	0	0	X	0	0	X
<i>Pilosocereus tuberculatus</i> (Werderm.) Byles & G.D. Rowley	FAN	9.39	2.83	-	0	0	X	0	0	X
<i>Tacinga inamoena</i> (K.Schum.) N.P.Taylor & Stuppy	CAM	-	-	2.66	0	0	X	0	0	-
<i>Tacinga palmadora</i> (Britton & Rose) N.P. Taylor & Stuppy	FAN	16.55	3.90	-	0	0	X	0	0	X
Capparaceae										

<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	LIA	5.27	3.67	-	0	0	0	0	0	X
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i> (Mart.)										
Cornejo & Iltis	FAN	11.75	4.17	-	X	0	0	0	0	X
Caricaceae										
<i>Jacaratia corumbensis</i> Kuntze	FAN	6.05	3.00	-	0	0	0	0	0	0
Celastraceae										
<i>Fraunhoferia multiflora</i> Mart.	FAN	8.59	4.30	-	X	0	0	0	0	0
Cleomaceae										
<i>Cleome guianensis</i> Aubl.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
<i>Cleome</i> sp.	TER	-	-	0.03	0	0	0	0	X	-
Combretaceae										
<i>Combretum monetaria</i> Mart.	LIA	4.45	4.50	-	0	0	0	0	0	0
<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	FAN	44.70	7.33	-	X	0	0	0	0	0
Commelinaceae										
<i>Callisia filiformis</i> (M.Martens & Galeotti)										
D.R.Hunt	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
<i>Commelina erecta</i> L.	TER	-	-	0.70	0	0	0	0	X	-
Comelinaceae 1	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Convolvulaceae										
Convolvulaceae 1	LIA	-	-	0.33	0	0	0	0	0	-
<i>Evolvulus</i> sp.	TER	-	-	0.67	0	0	0	0	X	-
<i>Evolvulus</i> sp.2	TER	-	-	0.34	0	0	0	0	X	-
<i>Ipomoea brasiliana</i> Meisn.	GEO	13.30	3.67	-	0	0	0	0	0	0
<i>Ipomoea</i> sp.	LIA	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
<i>Jacquemontia</i> sp.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
<i>Jacquemontia</i> sp.2	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
<i>Merremia cissoides</i> (Lam.) Hallier f.	LIA	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
<i>Turbina cordata</i> (Choisy) D.F. Austin & Staples	LIA	18.04	5.67	-	0	0	0	0	0	0
Cucurbitaceae										
<i>Apodanthera glaziovii</i> Cogn.	LIA	3.50	3.00	-	0	0	0	0	0	X
<i>Apodanthera trifoliata</i> Cogn.	LIA	3.34	1.50	-	0	0	0	0	0	X
Dioscoreaceae										
<i>Dioscorea</i> sp.	GEO	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
<i>Dioscorea</i> sp.2	GEO	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
Erythroxylaceae										
<i>Erythroxylum betulaceum</i> Mart.	FAN	7.34	2.23	-	X	0	0	0	0	0
<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman	FAN	12.41	2.50	-	0	0	0	0	0	0
<i>Erythroxylum revolutum</i> Mart.	FAN	9.53	3.93	-	X	0	0	0	0	0
Euphorbiaceae										
<i>Acalypha brasiliensis</i> Müll. Arg.	FAN	17.93	2.83	-	X	0	0	0	0	0
<i>Cnidoscolus loefgrenii</i> (Pax & K. Hoffm.) Pax & K. Hoffm.	HEM	-	-	0.33	0	X	0	0	0	-
<i>Cnidoscolus pubescens</i> Pohl	FAN	32.27	6.67	-	X	X	0	0	0	0
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	FAN	10.61	5.00	-	X	X	0	0	0	0
<i>Cnidoscolus</i> sp.	FAN	5.32	2.83	-	0	X	0	0	0	0
<i>Cnidoscolus urens</i> (L.) Arthur	CAM	-	-	3.96	0	X	0	0	0	-

<i>Cnidocolus urnigerus</i> (Pax) Pax	CAM	-	-	1.16	0	X	0	0	0	-
<i>Croton arenosus</i> Carn.-Torres & Cordeiro	FAN	6.41	1.57	-	X	0	0	0	0	0
<i>Croton argyrophyllus</i> Kunth	FAN	13.37	4.00	-	X	0	0	0	0	0
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	FAN	20.27	5.67	-	X	0	0	0	0	0
<i>Croton echioides</i> Baill.	FAN	18.99	8.17	-	X	0	0	0	0	0
<i>Croton grewioides</i> Baill.	FAN	12.94	2.77	-	0	0	0	0	0	0
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	FAN	3.50	1.20	-	X	0	0	0	0	0
<i>Croton hirtus</i> L'Hér.	TER	-	-	0.03	0	0	0	0	X	-
<i>Croton pulegioidorus</i> Baill.	CAM	-	-	0.33	0	0	0	0	0	-
<i>Croton</i> sp.	CAM	-	-	0.33	0	0	0	0	0	-
<i>Croton tricolor</i> Klotzsch ex Baill.	FAN	9.98	3.73	-	0	0	0	0	0	0
<i>Croton virgultosus</i> Müll. Arg.	FAN	8.91	2.00	-	0	0	0	0	0	0
<i>Ditaxis desertorum</i> (Müll.Arg.) Pax & K.Hoffm.	TER	-	-	0.34	0	X	0	0	X	-
<i>Ditaxis malpighiacea</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.	FAN	9.74	1.67	-	X	0	0	0	0	0
<i>Euphorbia nutans</i> Lag.	TER	-	-	0.66	0	0	0	0	X	-
<i>Euphorbia</i> sp.	CAM	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	FAN	6.21	4.23	-	0	X	0	0	0	0
<i>Jatropha mutabilis</i> (Pohl) Baill.	FAN	7.32	4.07	-	0	X	0	0	0	0
<i>Jatropha ribifolia</i> (Pohl) Baill.	FAN	3.18	1.50	-	0	X	0	0	0	0
<i>Manihot</i> sp.	FAN	8.54	3.93	-	0	X	0	0	0	0
<i>Manihot</i> sp.2	FAN	10.16	5.17	-	X	X	0	0	0	0
<i>Microstachys corniculata</i> (Vahl) Griseb.	TER	-	-	0.34	0	0	0	0	X	-
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	FAN	22.49	6.67	-	X	0	0	0	0	0
<i>Stillingia trapezoidea</i> Ule	FAN	4.19	2.13	-	0	0	0	0	0	0
Fabaceae										
<i>Aeschynomene martii</i> Benth.	FAN	4.78	3.00	-	0	0	0	X	0	0
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	FAN	29.60	5.67	-	X	0	0	0	0	0
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	FAN	57.30	12.00	-	0	X	0	X	0	X
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	FAN	11.07	4.33	-	0	0	0	0	0	0
<i>Calliandra depauperata</i> Benth.	FAN	8.90	2.33	-	X	0	0	X	0	0
<i>Chamaecrista repens</i> (Vogel)H.S.Irwin & Barneby	CAM	-	-	0.01	0	0	0	X	0	-
<i>Chamaecrista</i> sp.	TER	-	-	0.66	0	0	0	X	X	-
<i>Chamaecrista supplex</i> (Benth.)Britton & Killip	TER	-	-	0.34	0	0	0	X	X	-
<i>Chamaecrista venulosa</i> (Benth.)H.S.Irwin & Barneby	TER	-	-	0.33	0	0	0	X	X	-
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P. Lewis	FAN	15.19	6.17	-	0	0	0	X	0	0
<i>Copaifera martii</i> Hayne	FAN	60.68	7.83	-	X	0	0	X	0	X
<i>Cratylia mollis</i> Mart. ex Benth.	FAN	23.24	6.00	-	X	0	0	X	0	X
<i>Dahlstedtia araripensis</i> (Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	FAN	9.55	5.50	-	0	0	0	X	0	0
<i>Dalbergia catingicola</i> Harms	FAN	6.37	1.90	-	0	0	0	X	0	0
<i>Dalbergia cearensis</i> Ducke	FAN	18.01	2.63	-	X	0	0	X	0	0
<i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul.	FAN	22.26	7.33	-	X	0	0	0	0	0

Fabaceae 1	FAN	5.41	1.70	-	0	0	0	X	0	0
Fabaceae 2	FAN	3.50	3.70	-	0	0	0	X	0	0
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart.) L.P. Queiroz	FAN	9.23	4.40	-	0	0	0	0	0	0
<i>Luetzelburgia bahiensis</i> Yakovlev	FAN	7.00	2.50	-	0	0	0	0	0	0
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	FAN	18.59	7.83	-	0	0	0	X	0	0
<i>Mimosa acutistipula</i> (Mart.) Benth.	FAN	15.12	7.50	-	X	0	0	X	0	0
<i>Mimosa hirsutissima</i> Mart.	CAM	-	-	0.01	0	0	0	X	0	-
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Benth.	CAM	-	-	0.01	0	0	0	X	0	-
<i>Mimosa</i> sp.	FAN	3.58	3.25	-	0	0	0	X	0	0
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	FAN	26.74	3.33	-	X	X	0	X	0	0
<i>Mimosa verrucosa</i> Benth.	FAN	8.97	2.50	-	X	0	0	X	0	0
<i>Peltogyne</i> sp.	FAN	14.84	6.33	-	0	0	0	0	0	0
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	FAN	25.06	5.83	-	X	0	0	X	0	0
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R. W. Jobson	FAN	29.14	7.83	-	0	0	0	X	0	0
<i>Poeppigia procera</i> C. Presl	FAN	12.73	8.00	-	0	0	0	0	0	0
<i>Poincianella</i> cf. <i>bracteosa</i> (Tul.) L.P. Queiroz	FAN	9.16	1.77	-	X	0	0	X	0	0
<i>Poincianella microphylla</i> (Mart. ex G. Don) L.P. Queiroz	FAN	43.74	5.33	-	X	0	0	X	0	0
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P. Queiroz	FAN	43.31	8.00	-	X	0	0	0	0	X
<i>Senegalia paganuccii</i> Seigler, Ebinger & P.G. Ribeiro	FAN	11.92	7.27	-	0	0	0	X	0	0
<i>Senegalia piauiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	FAN	4.62	4.50	-	X	0	0	X	0	0
<i>Senna gardneri</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	FAN	3.50	1.50	-	X	0	0	0	0	0
<i>Senna martiana</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	FAN	8.97	2.50	-	X	0	0	X	0	0
<i>Senna rizzinii</i> H.S.Irwin & Barneby	CAM	-	-	0.36	0	0	0	X	0	-
<i>Senna splendida</i> (Vogel)H.S.Irwin & Barneby	CAM	-	-	0.01	0	0	0	X	0	-
<i>Stylosanthes seabrana</i> B. L. Maass & 't Mannetje	TER	-	-	0.01	0	0	0	X	X	-
<i>Trischidium molle</i> (Benth.) H.E. Ireland	FAN	7.94	2.67	-	X	0	0	X	0	X
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	FAN	20.05	1.70	-	X	0	0	0	0	0
<i>Zornia echinocarpa</i> (Meissner)Benth.	TER	-	-	0.01	0	0	0	X	X	-
<i>Zornia harmsiana</i> Standl.	TER	-	-	0.34	0	0	0	X	X	-
Lamiaceae										
<i>Hypenia salzmännii</i> (Benth.) Harley	TER	-	-	6.28	0	0	0	0	X	-
Malpighiaceae										
<i>Barnebya harleyi</i> W.R. Anderson & B. Gates	FAN	13.37	4.60	-	X	0	0	0	0	0
<i>Byrsonima vacciniifolia</i> A. Juss.	FAN	19.92	3.00	-	X	0	0	0	0	X
<i>Galphimia brasiliensis</i> (L.) A.Juss.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Malpighiaceae 1	FAN	10.50	1.50	-	0	0	0	0	0	0
Malpighiaceae 2	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-

Malpighiaceae 3	TER	-	-	0.34	0	0	0	0	X	-
<i>Ptilochaeta</i> sp.	FAN	8.22	6.07	-	X	0	0	0	0	0
Malvaceae										
<i>Herissantia tiubae</i> (K.Schum.) Brizicky	CAM	-	-	4.97	X	0	0	0	0	-
Malvaceae 1	CAM	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
Malvaceae 2	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	0	-
Malvaceae 3	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
Malvaceae 4	CAM	-	-	0.67	0	0	0	0	0	-
Malvaceae 5	CAM	-	-	0.66	0	0	0	0	0	-
<i>Melochia tomentosa</i> L.	FAN	5.49	2.50	-	0	0	0	0	0	0
<i>Pavonia cancellata</i> (L.) Cav.	CAM	-	-	1.49	0	0	0	0	0	-
<i>Pavonia glazioviana</i> Gürke	FAN	21.83	3.33	-	X	0	0	0	0	0
<i>Pavonia luetzelburgii</i> Ulbr.	FAN	8.91	1.40	-	X	0	0	0	0	0
<i>Pseudobombax simplicifolium</i> A. Robyns	FAN	7.16	2.70	-	0	0	0	0	0	0
<i>Sida cordifolia</i> L.	TER	-	-	10.42	X	0	0	0	0	-
<i>Waltheria</i> sp.	FAN	15.44	2.13	-	0	0	0	0	0	0
<i>Waltheria</i> sp.2	CAM	-	-	1.33	0	0	0	0	0	-
Marantaceae										
<i>Maranta zingiberina</i> L.Andersson	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Myrtaceae										
<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess.) D.Legrand ex L.R. Landrum	FAN	4.03	1.87	-	0	0	0	0	0	X
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	FAN	3.85	2.50	-	0	0	0	0	0	0
<i>Psidium schenckianum</i> Kiaersk.	FAN	5.73	2.00	-	0	0	0	0	0	X
Não identificadas										
Indeterminada 1	LIA	11.93	5.00	-	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 2	FAN	4.77	1.50	-	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 3	FAN	22.60	4.00	-	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 4	FAN	6.05	1.70	-	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 5	FAN	4.46	2.00	-	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 6	FAN	3.50	3.50	-	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 7	FAN	34.06	7.00	-	0	0	0	0	0	0
Indeterminada 8	TER	-	-	0.67	0	0	0	0	X	-
Indeterminada 9	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
Indeterminada 10	CAM	-	-	0.66	0	0	0	0	0	-
Indeterminada 11	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Indeterminada 12	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Nyctaginaceae										
<i>Guapira tomentosa</i> (Casar.) Lundell	FAN	29.68	6.50	-	X	0	0	0	0	0
Oxalidaceae										
<i>Oxalis divaricata</i> Mart. ex Zucc.	CAM	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
Passifloraceae										
<i>Turnera diffusa</i> Willd.	FAN	5.09	1.80	-	0	0	0	0	0	0
<i>Turnera</i> sp.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Phytolaccaceae										
<i>Microtea paniculata</i> Moq.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-

Plantaginaceae										
<i>Angelonia campestris</i> Nees & Mart.	CAM	-	-	0.33	X	0	0	0	0	-
<i>Stemodia</i> sp.	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
Poaceae										
<i>Axonopus</i> sp.	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
<i>Digitaria</i> sp.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
<i>Digitaria</i> sp.2	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	TER	-	-	1.16	0	0	0	0	X	-
<i>Panicum trichoides</i> Sw.	TER	-	-	2.98	0	0	0	0	X	-
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) M.Kerguelen	TER	-	-	1.17	0	0	0	0	X	-
<i>Setaria setosa</i> (Sw.) P.Beauv.	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
<i>Urochloa</i> sp.	TER	-	-	1.16	0	0	0	0	X	-
Polygalaceae										
<i>Asemeia ovata</i> (Poir.) J.F.B. Pastore & J.R. Abbott	TER	-	-	0.67	0	0	0	0	X	-
Portulacaceae										
<i>Portulaca elatior</i> Mart. ex Rohrb.	TER	-	-	0.01	0	X	0	0	X	-
<i>Portulaca mucronata</i> Link	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
<i>Portulaca oleracea</i> L.	HEM	-	-	0.33	0	0	0	0	0	-
Rhamnaceae										
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	FAN	5.57	1.40	-	X	0	0	0	0	X
Rubiaceae										
<i>Cordia</i> sp.1	FAN	4.14	2.67	-	X	0	0	0	0	X
<i>Cordia</i> sp.2	FAN	9.30	1.50	-	0	0	0	0	0	X
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	CAM	-	-	1.65	0	0	0	0	0	-
<i>Rubiaceae</i> 1	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
<i>Rubiaceae</i> 2	TER	-	-	0.33	0	0	0	0	X	-
Rutaceae										
<i>Balfourodendron molle</i> (Miq.) Pirani	FAN	13.90	6.17	-	0	0	0	0	0	0
Sapindaceae										
<i>Cardiospermum corindum</i> L.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Sapindaceae 1	LIA	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
Scrophulariaceae										
Scrophulariaceae	TER	-	-	0.66	0	0	0	0	X	-
Selaginellaceae										
<i>Selaginella convoluta</i> (Arn.) Spring	HEM	-	-	1.66	0	0	0	0	0	-
Simaroubaceae										
<i>Simaba ferruginea</i> A. St.-Hil.	FAN	20.37	5.83	-	0	0	0	0	0	0
Solanaceae										
<i>Solanum agrarium</i> Sendtn.	CAM	-	-	0.01	0	0	0	0	0	-
<i>Solanum megalonyx</i> Sendtn.	FAN	3.49	1.60	-	0	0	0	0	0	0
<i>Solanum</i> sp.	TER	-	-	0.01	0	0	0	0	X	-
Verbenaceae										
<i>Lantana camara</i> L.	FAN	5.78	2.50	-	0	0	0	0	0	0
<i>Lippia</i> sp.	FAN	9.97	3.17	-	X	0	0	0	0	0

<i>Lippia thymoides</i> Mart. & Schauer	FAN	13.37	2.10	-	X	0	0	0	0	0	0
Verbenaceae 1	FAN	10.19	1.40	-	0	0	0	0	0	0	0
Ximeniaceae											
<i>Ximenia americana</i> L.	FAN	15.92	4.67	-	X	0	0	0	0	0	X

Tabela 2: Riqueza de espécies (S), número de indivíduos por parcela (n), riqueza de famílias (F), índice de diversidade de Shannon (H'), índice de equabilidade de Pielou (J), índice de Simpson (1/D e 1-D), índice de dominância de Berger-Parker (D), área basal total (AB em m²/ha), Diversidade Filogenética (PD) média e Diversidade Funcional (valores médios de FRic – Riqueza Funcional, FDiv – Divergência funcional, FEve – Equitabilidade Funcional e FDis - Dispersão Funcional, para todos os atributos funcionais medidos) do componente lenhosos amostrado em 1,2 ha na Caatinga do norte da Bahia, Brasil.

	S	N	F	H'	J	1/D	1-D	D	AB	PD	FRic	FDiv	FEve	FDis
Total (1,2 ha)	128	3095	30	3,66	0,75	22,03	0,95	0,11	29,96	1023,6	23,45	0,79	0,53	2,37
Estrada (0,8 ha)	95	1919	27	3,39	0,74	17,19	0,94	0,13	18,91	922,3	7,84	0,75	0,52	2,11
EBC (0,4 ha)	63	1176	23	3,07	0,74	11,66	0,91	0,23	10,14	1226,3a	54,66	0,86	0,56	2,89
Estrada I (0,4 ha)	49	1059	23	2,72	0,69	9,29	0,89	0,24	8,77	882,9b	8,11	0,79	0,52	2,15
Estrada II (0,4 ha)	64	860	18	3,24	0,78	16,19	0,93	0,13	11,05	961,7b	7,57	0,72	0,53	2,07

Tabela 3: Riqueza de espécies (S), riqueza de famílias (F), área de cobertura total (AC), Diversidade Filogenética (PD) média e Diversidade Funcional (valores médios de FRic – Riqueza Funcional, FDiv – Divergência funcional, FEve – Equitabilidade Funcional e FDis - Dispersão Funcional, para todos os atributos funcionais medidos) do componente não lenhoso amostrado em 0,24 ha na Caatinga do norte da Bahia, Brasil.

	S	F	AC	PD	FRic	FDiv	FEve	FDis
Total (0,24 ha)	107	29	15,143	1568,1	18,66	0,80	0,76	2,86
Estrada (0,16 ha)	73	25	10,298	1382,2	7,17	0,77	0,70	2,90
EBC (0,08 ha)	51	23	4,845	1940,1a	41,64	0,73a	0,60	2,78
Estrada I (0,08 ha)	56	24	5,872	1565,9b	11,09	0,64ab	0,74	2,62
Estrada II (0,08 ha)	26	11	3,878	1198,4ab	3,23	0,76b	0,79	3,18

Tabela 4: Diversidade funcional (valores médios de FRic – Riqueza Funcional, FDiv – Divergência funcional, FEve – Equitabilidade Funcional e FDis - Dispersão Funcional) considerando todas as espécies e os seguintes traços funcionais: rebrotadeiras, suculentas com espinho, urticantes/tóxicas e anuais. N= número de unidades amostrais.

	N	FRic	FDiv	FEve	FDis
Todas	12	17.43	0.76	0.12	1,62
EBC	4	15.19	0.74	0.08	1,47
Estrada	8	18.55	0.77	0.13	1,70
Estrada I	4	18.55	0.77	0.13	1,81
Estrada II	4	18.55	0.77	0.14	1,59

Tabela 5: NRI (Net Relatedness index) e NTI (Nearest Taxon Index) baseado no modelo nulo constrangido para o componente lenhoso. Valor de p significativo indica que a estrutura filogenética difere de zero de acordo com o teste t para uma amostra. N= número de parcelas de 10x10 m.

	NRI				NTI		
	N	Média	DP	P	Média	DP	P
10 x 10 m	119	0,117	1,12	0,257	0,147	0,872	0,068
20 x 50 m	12	-0,062	1,20	0,860	0,417	1,31	0,295
EBC	40	-0,382	0,49	<0,001	-0,188	0,74	0,115
Estrada	79	0,370	1,26	<0,012	0,316	0,89	<0,01
Estrada I	39	-0,078	0,699	0,490	0,084	0,86	0,542
Estrada II	40	0,807	1,52	<0,01	0,542	0,87	<0,001

Tabela 6: NRI (Net Relatedness index) e NTI (Nearest Taxon Index) baseado no modelo nulo constrangido para o componente não lenhoso (herbáceo-subarbustivo). Valor de p significativo indica que a estrutura filogenética difere de zero de acordo com o teste t para uma amostra. N = número de amostras correspondente ao número de parcelas de 10x10 m.

	NRI				NTI		
	N	Média	DP	P	Média	DP	P
Todas	24	-0,503	1,45	0,103	-0,255	1,42	0,389
EBC	8	-1,272	1,64	0,064	-1,333	1,39	<0,05
Estrada	16	-0,118	1,22	0,705	0,284	1,12	0,326
Estrada I	8	-0,512	1,68	0,418	0,182	1,43	0,730
Estrada II	8	0,276	0,15	<0,01	0,387	0,78	0,206

Tabela 7: Tamanho do efeito padronizado (SES) para a variação do traço (SES_{var}), tamanho do efeito padronizado (SES) para MPD (SESMPD) e tamanho do efeito padronizado (SES) para MNTD (SESMNTD) baseado nos eixos (quatro) da PCoA para os traços relacionados a herbivoria. Valor de p significativo indica que a estrutura funcional difere de zero de acordo com o teste t para uma amostra. N = número de amostras para o teste t, cada plot de 20x50 m correspondente as quatro variáveis de traço derivadas dos quatro eixos da PCoA.

	SESvar			SESMPD			SESMNTD			
	N	Média	DP	P	Média	DP	P	Média	DP	P
Todas	48	0,762	1,39	<0,001	0,772	1,41	<0,001	1,631	7,74	0,151
EBC	16	0,682	0,83	<0,01	0,742	0,79	<0,01	-0,179	0,41	0,098
Estrada	32	0,801	1,61	<0,01	0,787	1,65	<0,05	2,536	9,39	0,137
Estrada I	16	1,139	1,81	<0,05	1,100	1,74	<0,05	5,178	12,93	0,130
Estrada II	16	0,464	1,35	0,189	0,474	1,53	0,235	-0,106	0,54	0,448

Tabela 8: Tamanho do efeito padronizado (SES) para a variação do traço (SES_{var}), tamanho do efeito padronizado (SES) para MPD (SESMPD) e tamanho do efeito padronizado (SES) para MNTD (SESMNTD) baseado nos eixos da PCoA (seis) para todos os traços estudados. Valor de p significativo indica que a estrutura funcional difere de zero de acordo com o teste t para uma amostra. N = número de amostras para o teste t, cada plot de 20x50 m correspondente a seis variáveis de traço derivadas dos seis eixos da PCoA.

	SESvar			SESMPD			SESMNTD			
	N	Média	DP	P	Média	DP	P	Média	DP	P
Todas	72	0,199	1,15	0,146	0,203	1,15	0,192	1,556	8,56	0,127
EBC	24	0,330	0,66	<0,05	0,421	0,75	<0,05	0,252	1,05	0,253
Estrada	48	0,134	1,33	0,489	0,094	1,51	0,667	2,208	10,44	0,149
Estrada I	24	0,208	1,38	0,470	0,247	1,48	0,420	4,434	14,56	0,149
Estrada II	24	0,060	1,30	0,823	-0,06	1,55	0,854	-0,018	0,57	0,854