



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

JOÃO PAULO DE ANDRADE NUNES

**EFEITOS DA CAPRINOCULTURA SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA
EM COMUNIDADES VEGETAIS NA CAATINGA**

MOSSORÓ-RN

2019

JOÃO PAULO DE ANDRADE NUNES

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**EFEITOS DA CAPRINOCULTURA SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA
EM COMUNIDADES VEGETAIS NA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Conservação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semiárido como requisito para a obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de Pesquisa: Ecossistemas Terrestres

Orientadora: Prof.^a Dr.^a. Cristina Baldauf.
Coorientadora: Prof.^a Dr.^a. Júlia Caram Sfair

MOSSORÓ-RN

2019

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

N972e Nunes, João Paulo de Andrade.
EFEITOS DA CAPRINOCULTURA SOBRE DIVERSIDADE
TAXONÔMICA EM COMUNIDADES VEGETAIS NA CAATINGA /
João Paulo de Andrade Nunes. - 2019.
31 f. : il.

Orientadora: Cristina Baldauf.
Coorientadora: Júlia Caram Sfair.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Ambiente, Tecnologia e Sociedade, 2019.

1. Caatinga. 2. Caprinocultura. 3.
Desmatamento. 4. Diversidade Alfa. 5. Distúrbio
Antrópico Crônico. I. Baldauf, Cristina, orient.
II. Caram Sfair, Júlia, co-orient. III. Título.

JOÃO PAULO DE ANDRADE NUNES

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**EFEITOS DA CAPRINOCULTURA SOBRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA
EM COMUNIDADES VEGETAIS NA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e
Conservação do Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação da Universidade Federal
Rural do Semiárido como requisito para a obtenção
do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de Pesquisa: Ecossistemas Terrestres

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Cristina Baldauf

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Júlia Caram Sfair

Defendida: 23/04/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Cristina Baldauf (UFERSA)
Presidente

Prof. Dr. Rodrigo Fernandes (UFERSA)
Examinador

Prof. Dr. Diego Nathan do Nascimento Souza (UERN)
Examinador

João Paulo de Andrade Nunes (Discente)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela força, coragem e disposição para enfrentar as dificuldades e limitações.

A toda minha família, especialmente aos meus pais Luiza Maria de Andrade Nunes e Benedito Nunes Neto, que nos momentos mais difíceis me acolheram e me aconselharam durante a realização desse trabalho.

À minha orientadora e coordenadora do Laboratório de Etnoecologia e Biodiversidade - LEB/UFERSA, Profa. Dra. Cristina Baldauf que, com sua experiência, profissionalismo e honestidade conduziu meus passos, diferenciando os momentos de rigidez e exigência com os de alegria e conversa, os quais são de fundamental importância para a relação professor-aluno.

A Profa. Dra. Júlia Sfair pela sua coorientação, suas contribuições nas análises e conhecimento compartilhado para que eu pudesse realizar esse trabalho.

Ao Prof. Dr. Leandro Furtado, curador do Herbário Dárdamo de Andrade Lima - MOSS, pela parceria, disponibilidade em ir a campo para fazer coleta e identificação de herbáceas. E por todas os ensinamentos compartilhados e experiências nas coletas de campo.

Ao Prof. Dr. Sidney Sakamoto, pela confiança e apoio, disponibilizando seu veículo próprio para a realização das coletas de campo.

Aos colegas do Laboratório Etnoecologia e Biodiversidade: Raquel Bruna, amiga com quem iniciei essa caminhada nas coletas de campo e que compartilhou seus conhecimentos de trabalhar na Caatinga e que sempre esteve ao meu lado durante esse trabalho; Carla Guedes, por compartilhar seus conhecimentos acerca de programas estatísticos; Adriano Assunção, grande companheiro nas coletas de campo e que apesar dos conflitos, esteve presente em grandes jornadas pela Caatinga; José Batista, amigo que conheci durante a caminhada e que participa diariamente das atividades, auxiliando em coletas, leituras e análises; Lidiano Oliveira, um dos grandes amigos que tenho desde a graduação e que sempre está pronto a ajudar no que for preciso; Gabriel Ferreira, sempre disposto a ajudar em análises, planilhas e coletas de campo; Andreza Fontes, amiga dedicada e competente que muito contribuiu para a realização desse trabalho; Ivinna Kariny, aquela que sempre está perto para auxiliar nas análises, nas coletas e na confecção dos mapas; Matheus Varanda, pelo apoio e contribuição em campo e laboratório; Laiza Rodrigues, com sua paciência sempre contribuindo nas análises e na melhoria da escrita científica; Kevin Rodrigues, pelo apoio nos trabalhos de laboratório; Tássia Medeiros, amiga que ensinou a nunca desistir dos seus sonhos, por mais dura e difícil que seja

a caminhada; Janay Clésia, com quem aprendi a ter admiração pela disciplina e responsabilidade, compartilhando experiências e conhecimentos.

Agradeço aos Professores do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, por todos os conhecimentos compartilhados durante as disciplinas e pelos momentos vividos durante esse período. Em especial, agradeço aos Profs. Drs. Vitor Lunardi e Daniel Passos.

Agradeço aos meus colegas de turma, em especial ao meu “irmão” Rafael Maia, amigo desde a graduação e que posso contar em todas as horas. Por tudo que vivemos juntos durante essa caminhada. Agradeço ainda ao grande amigo Carlos Allan, com quem compartilho conhecimentos e experiências.

Não poderia deixar de agradecer a todos os proprietários de fazendas nas cidades de Angicos, Lajes e Pedro Avelino, RN. Em especial ao Sr. Alexandre, que permitiu a realização da pesquisa em sua fazenda, além de ter cedido sua casa inúmeras vezes para que eu e meus colegas ficássemos alojados durante os dias em campo; a Profa. Valéria; a Raimundo Eusébio e sua esposa Maria Cleide (apelido: Nova), nos tratando como pessoas da família, ao ponto de nos servir almoço em sua mesa; a Eliane e Raimundo; a José Pedro, sua esposa (*in memoriam*) e seu filho Pedro; a Jr. Salviano; a José Severiano e sua esposa; a Francisco de Assis, José Pedro e família, nos indicando outros proprietários e nos acompanhando gentilmente nas coletas de campo; a Francisco e sua esposa; a Lécio Vitoriano e sua esposa; a Valdir Barbosa e sua esposa; a Paulo Barbosa; a Seu José e família; a Senhora Antônia e família.

Aos moradores das fazendas, Netinho de Barra da Cruz, Netinho de Santa Rita e seu Chico (Barra da Cruz) pela atenção dada; a Pousada Cabugi pela acolhida; e ao Restaurante Panela de Barro pelo atendimento.

Agradeço à Alexandra Asanovna Elbakyan criadora do site Sci-Hub.

A Caatinga gostaria de oferecer uma estrofe da poesia, composta pelos repentistas Ivanildo Vila Nova e Geraldo Amâncio, “O sertão em carne e alma”. Esse trecho da poesia demonstra os desafios que o sertanejo enfrenta e que nós vivenciamos ao conhecer um pouco mais sobre a Caatinga.

“Falar mal do sertão hoje eu não ouço
Não se entrega ao cansaço ou enxaqueca
Um herói pelejando contra a seca
Contra a cheia combate sem sobroço
Respeita a moral de velho ou moço
Também quer ver a sua respeitada
Sem Brasil a América é derrotada
Com Brasil a América vale mil
Sem Nordeste o Brasil não é Brasil
E sem sertão o Nordeste não é nada”.

RESUMO

O impacto da caprinocultura, do desmatamento e do histórico de uso das áreas sobre a diversidade taxonômica da Caatinga ainda é pouco compreendido. Nesse trabalho, visou-se avaliar os efeitos das atividades antrópicas sobre a diversidade taxonômica na Caatinga, mensurando a influência de distúrbios, como o pastejo de caprinos, o desmatamento e o histórico de uso dessas áreas, a fim de obter informações úteis para o manejo e a conservação dos recursos remanescentes. O estudo foi realizado em 15 fazendas localizadas nos municípios de Pedro Avelino, Angicos e Lajes, na Mesorregião Central, do Rio Grande do Norte, onde foram realizadas entrevistas com os proprietários, abordando questões quanto ao histórico de uso das áreas, principalmente às práticas agropastoris. A partir delas, calculou-se as cargas animais das áreas e classificou-se quanto ao desmatamento em antigo e recente. Nestas, realizou-se o levantamento da comunidade arbórea e herbácea através dos métodos de ponto quadrante e agulha. A seguir, calculou-se os índices de riqueza de Shannon e Simpson de cada área. Aplicou-se os modelos de regressão linear múltipla e de regressão quadrática para verificar a influência da carga animal, dos anos de pastejo e do desmatamento sobre os índices de diversidade mencionados. Para comparar possíveis diferenças na composição do estrato arbóreo-arbustivo e herbáceo entre as áreas, agruparam-se as espécies de forma hierárquica por análise de agrupamento a partir da matriz de dissimilaridade pela distância de Bray-Curtis. Encontrou-se para o estrato arbóreo um total de 6.300 indivíduos, distribuídos em 10 famílias e 23 espécies. As famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Apocynaceae foram as mais abundantes. Para o estrato herbáceo foram encontrados um total de 24 famílias e 69 espécies. As famílias Poaceae, Malvaceae, Fabaceae e Convolvulaceae apresentaram a maior riqueza. Os índices de diversidade de Shannon variaram entre $1,247 \pm 0,301$ e o de Simpson entre $0,368 \pm 0,122$ para o estrato arbóreo-arbustivo e $0,816 \pm 0,566$ e $0,348 \pm 0,246$ para as herbáceas. O índice de Shannon e Simpson das comunidades não é influenciada pelas variáveis carga animal, anos de pastejo, mas sofre influência do desmatamento. As análises de agrupamento mostraram a presença de três grupos distintos entre as áreas de estudo no estrato arbóreo-arbustivo. Os resultados indicaram uma riqueza muito baixa de espécies independente da intensidade de pastejo e do desmatamento. A influência na diversidade entre áreas sujeitas ao desmatamento em diferentes épocas, associadas a manutenção de uma riqueza baixa e dominância de espécies pioneiras, como a jurema-preta, sugerem um “estancamento” na sucessão da comunidade vegetal na região estudada. A diversidade não diferiu ao longo do gradiente de pastejo, o que provavelmente está relacionada aos valores relativamente baixos de carga animal das áreas de estudo, a ponto do pastejo não levar a redução da diversidade de plantas arbóreas. O pastejo de caprinos não influencia na diversidade de espécies das comunidades vegetais estudadas. A baixa riqueza de herbáceas pode estar relacionada à seleção de espécies por caprinos e ovinos e ao histórico de uso das áreas de estudo. As práticas observadas levaram a um estancamento da sucessão da estrutura vegetacional dos locais estudados. Conclui-se que a criação de caprinos, de fundamental importância para a região, deve continuar a ocorrer com práticas de manejo adequadas ao funcionamento do ecossistema.

Palavras-chaves: Caatinga. Caprinocultura. Desmatamento. Diversidade Alfa. Distúrbio Antrópico Crônico.

ABSTRACT

The impact of goat farming, deforestation and historical use of the areas on the taxonomic diversity of Caatinga is still poorly understood. This work aimed to evaluate the effects of anthropogenic activities on the taxonomic diversity in Caatinga, measuring the influence of disturbances such as goat grazing, deforestation and the history of use of these areas, in order to obtain useful information for management and the conservation of remaining resources. The study was conducted in 15 farms located in the municipalities of Pedro Avelino, Angicos and Lajes, in the Central Mesoregion of Rio Grande do Norte, where interviews were conducted with the owners, addressing questions regarding the history of use areas, mainly to agropastoral practices. From them, the animal loads of the areas were calculated and classified as deforestation in old and recent. In these, the tree and herbaceous community were surveyed using the quadrant and needle methods. Then, Shannon and Simpson richness indices for each area were calculated. Multiple linear regression and quadratic regression models were applied to verify the influence of animal load, grazing years and deforestation on the mentioned diversity indexes. To compare possible differences in the composition of the tree-shrub and herbaceous strata between areas, the species were grouped hierarchically by cluster analysis from the dissimilarity matrix by the Bray-Curtis distance. A total of 6300 individuals were found in the tree stratum, distributed in 10 families and 23 species. The Fabaceae, Euphorbiaceae and Apocynaceae families were the most abundant. For the herbaceous stratum a total of 24 families and 69 species were found. The families Poaceae, Malvaceae, Fabaceae and Convolvulaceae presented the highest richness. Shannon diversity indices ranged from 1.247 ± 0.301 and Simpson's diversity from 0.368 ± 0.122 for the tree-shrub strata and 0.816 ± 0.566 and 0.348 ± 0.246 for herbaceous. The Shannon and Simpson index of the communities is not influenced by the variables animal load, grazing years, but is influenced by deforestation. Cluster analysis showed the presence of three distinct groups between the study areas in the tree-shrub stratum. The results indicated a very low species richness independent of grazing intensity and deforestation. The influence on diversity between areas subject to deforestation at different times, associated with the maintenance of low richness and dominance of pioneer species, such as the jurema preta, suggest a "stagnation" in the succession of the plant community in the studied region. The diversity did not differ along the grazing gradient, which is probably related to the relatively low animal load values of the study areas, to the extent that grazing does not lead to reduction of tree plant diversity. Goat grazing does not influence the species diversity of the plant communities studied. Low herbaceous richness may be related to species selection by goats and sheep and the history of use of the study areas. The observed practices led to a stagnation of the succession of the vegetation structure of the studied sites. It is concluded that goat breeding, of fundamental importance for the region, should continue to occur with management practices appropriate to the functioning of the ecosystem.

Keywords: Alpha diversity. Caatinga. Caprinoculture. Chronic Anthropic Disturb. Deforestation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos municípios onde se encontram as áreas de estudo.....17

Figura 2. Riqueza das comunidades do estrato arbóreo-arbustivo representadas pelos índices de Shannon e Simpson em função da carga animal e dos anos de pastejo. a) Shannon x Carga animal; b) Shannon x Anos de pastejo; c) Simpson x Carga animal; d) Simpson x Anos de pastejo.....22

Figura 3. Resíduos para o modelo de regressão quadrática em que a riqueza das comunidades de arbóreas está representada pelos índices de Shannon e Simpson em função da carga animal e dos anos de pastejo. a) Shannon x Carga animal; b) Shannon x Anos de pastejo; c) Simpson x Carga animal; d) Simpson x Anos de pastejo.....24

Figura 4. Dendrograma dos locais com desmatamento antigo (DA) e desmatamento recente (DR) agrupados em função das abundâncias das espécies do estrato arbóreo-arbustivo encontradas nas áreas de estudo.....25

Figura 5. Riqueza da comunidade vegetal de estrato herbáceo encontrada nas áreas de estudo.....29

Figura 6. Riqueza das comunidades de estrato herbáceo representadas pelos índices de Shannon e Simpson em função da carga animal e dos anos de pastejo. a) Shannon x Carga animal; b) Shannon x Anos de pastejo; c) Simpson x Carga animal; d) Simpson x Anos de pastejo..... 30

Figura 7. Resíduos para o modelo de regressão linear quadrática em que a riqueza das comunidades do estrato herbáceo está representada pelos índices de Shannon e Simpson em função da carga animal e dos anos de pastejo.....31

Figura 8. Dendrograma dos locais com desmatamento antigo (DA) e desmatamento recente (DR) agrupados em função da matriz binária das espécies do estrato herbáceo encontradas nas áreas de estudo..... 33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição geral das fazendas em estudo, animais criados, carga animal, gradiente de desmatamento e idade das áreas. C - Caprinos; O - Ovinos; B - Bovinos; DA - Áreas de desmatamento antigo; DR - Áreas de desmatamento recente.....	19
Tabela 2. Levantamento das espécies do estrato arbóreo-arbustivo com respectivas abundâncias nas áreas de estudo.....	20
Tabela 3. Regressão linear múltipla de Shannon em função dos anos de criação, carga animal e desmatamento para o estrato arbóreo-arbustivo.....	23
Tabela 4. Regressão linear múltipla de Simpson em função dos anos de criação, carga animal e desmatamento para o estrato arbóreo-arbustivo.....	23
Tabela 5. Levantamento das espécies herbáceas nas respectivas áreas de estudo.....	26
Tabela 6. Regressão linear múltipla de Shannon em função dos anos de criação, carga animal e desmatamento para o estrato herbáceo.....	30
Tabela 7. Regressão linear múltipla de Simpson em função dos anos de criação, carga animal e desmatamento para o estrato herbáceo.....	30

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
2.1. Caracterização da Área de Estudo.....	15
2.2. Coleta de Dados.....	17
2.2.1. Levantamento do estrato arbóreo-arbustivo e herbáceo.....	18
2.3. Análise dos dados.....	19
3. RESULTADOS.....	20
4. DISCUSSÃO.....	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37

1. INTRODUÇÃO

A diversidade de seres vivos da Terra, que abrange desde a variabilidade gênica à diversidade de ecossistemas, aliada aos processos ecológicos e de evolução a ela associados pode ser definida como biodiversidade (MAGURRAN, 2004). Os padrões que correspondem a essa diversidade são fortemente influenciados pelas variadas escalas espaciais e temporais e por processos ecológicos (GÖTZENBERGER et al. 2011). Esses processos são determinantes na colonização e na consequente exclusão de espécies de uma comunidade, influenciando diretamente na sua estrutura e composição, podendo provocar os distúrbios (PAVOINE e BONSALL, 2011; LALIBERTÉ et al. 2013).

Segundo Grime (2006), eventos ou processos denominados de distúrbios diminuem a produtividade do ecossistema, provocando a perda total ou parcial da biomassa vegetal e, a depender da frequência, intensidade e extensão afetam diretamente os diferentes níveis de organização biológica. Esses impactos podem ser de origem natural ou antrópica. Com relação aos segundos, estes podem ser classificados em agudos e crônicos, os quais são responsáveis por alterar a biodiversidade e a estrutura dos ecossistemas (THOMPSON et al. 2017). As perturbações antrópicas agudas, que provocam uma rápida transformação no ambiente, estão relacionadas à derrubada de florestas nativas para o cultivo, abertura de grandes áreas para serem transformadas em pasto e extração de madeira e alteram em grande escala o funcionamento dos ecossistemas (FAHRIG, 2003; CHAZDON et al. 2007).

Segundo Thompson et al. (2017), uma das principais consequências desse tipo de distúrbio é a perda de habitat, a qual é considerada a maior ameaça aos serviços ecossistêmicos, ocasionada fortemente pelos altos índices de desmatamento em todo o planeta. Em florestas tropicais, por exemplo, esses efeitos geram consequências em diferentes escalas espaciais a um grande número de espécies, especialmente àquelas mais sensíveis a perturbações (LAURENCE et al. 2001; TSCHARNTKE et al. 2012). Por exemplo, logo após a derrubada de uma área florestal contínua, a qual é convertida em imensas áreas agricultáveis, restam pequenas manchas isoladas que, por sua vez, podem abrigar uma menor porção da biota original daquela região (FAHRIG, 2003; RIBEIRO et al. 2009). Contudo, é importante considerar que as formas de uso da terra, bem como a distância da floresta primária e a disponibilidade da fauna influenciam nas etapas de sucessão e nos índices de perturbação dos ecossistemas por perturbações agudas (CHAZDON et al. 2007).

No que se refere aos distúrbios antrópicos crônicos, estes são caracterizados pela retirada constante, frequente e de longo prazo de pequenas porções de biomassa e, em se comparados aos distúrbios agudos, são considerados mais tênues (SINGH, 1998). Entretanto, os efeitos negativos dos distúrbios antrópicos crônicos dependem de sua intensidade e podem ir desde extinção local até falha de recrutamento e proliferação de espécies invasoras (TABARELLI, LOPES e PERES, 2008). Esses efeitos podem ocasionar mudanças nos solos, nos ciclos hidrológicos e no microclima desses ecossistemas (PORTILLA-ALONSO e MARTORREL, 2011).

Dentre as principais atividades que envolvem esse tipo de distúrbio encontram-se a retirada da biomassa pelo gado, ovinos e caprinos, a retirada de lenha e a exploração de produtos florestais não madeireiros (SINGH et al. 1984). Com relação aos caprinos, estes são herbívoros generalistas e podem provocar, entre outros danos, o empobrecimento estrutural do solo, levando à sua compactação e mineralização ao depositarem suas fezes, a diminuição da diversidade de espécies vegetais presentes através de processos que impedem a regeneração natural de arbóreas, a sobrevivência de plântulas, a dispersão de frutos e sementes e a produtividade dos ecossistemas (ADLER et al. 2001; SCHULZ et al. 2017). Além disso, afetam a heterogeneidade espacial, modificando os padrões de diversidade das comunidades, por meio de processos de competição e facilitação entre espécies (DE BELLO et al. 2007; GOLODETS et al. 2011). O pastejo pode ainda alterar e reduzir a quantidade de matéria orgânica do solo, influenciando diretamente no consumo de biomassa e contribuindo para o sequestro de carbono (OESTERHELD et al. 1999; PIÑEIRO et al. 2010). Esses processos podem ser vantajosos especialmente para espécies com alta produtividade, favorecendo um maior crescimento de suas raízes e, por consequência, elevando os níveis de carbono absorvidos (PIÑEIRO et al. 2010). Vale salientar, entretanto, que os efeitos do pastejo têm relação direta com a fertilidade do solo e o regime de chuvas, assim como o histórico de uso das comunidades e à estrutura vegetacional existente (NOOR ALHAMAD, 2006; DE BELLO et al. 2007).

Com relação aos estudos sobre os efeitos do pastejo, especialmente por caprinos, sua maioria tem foco nos biomas campestres, com predominância na comunidade de espécies herbáceas. Entretanto, a caprinocultura também ocorre de forma significativa em áreas florestais, sobretudo nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) (PENNINGTON et al. 2000). Estas áreas são marcadas por uma forte sazonalidade climática com vegetação variando entre áreas abertas até florestas altas (PENNINGTON et al. 2000) e precipitações variando entre 270 a 800 mm ao ano (AB' SABER, 2003).

Apresentam uma complexa biodiversidade por se tratar da única ecorregião no mundo de floresta tropical seca que abrange florestas úmidas e semiúmidas, e, apesar da predominância do clima seco nesses ambientes, apresentam um número significativo de espécies, com mais de 3000 já descritas, das quais 23% são endêmicas (QUEIROZ et al. 2017).

Uma dessas áreas é a Caatinga. Termo originário do Brasil para designar a principal FTSS brasileira, a qual predomina nos ambientes áridos ou semiáridos do país. Segundo Queiroz et al. (2017), a Caatinga classifica-se em duas comunidades bióticas, as quais são a cristalina e a sedimentar. Na porção cristalina, encontram-se espécies denominadas caducifólias, pois perdem as folhas na estação seca para evitar a perda de água, espinhosas e algumas perenifólias. Já no substrato sedimentar, estão as plantas adaptadas aos solos arenosos. As adaptações presentes nas espécies da Caatinga, provenientes do tipo de solo e dos aspectos climáticos permitiram a elas o sucesso em um ambiente marcado por chuvas irregulares e secas prolongadas (PENNINGTON et al. 2009).

Em relação aos impactos provocados nesse Bioma, estudos recentes constataram que as atividades antrópicas já modificaram cerca de 63,3% da Caatinga (SILVA e BARBOSA, 2017). Esses índices podem ser justificados pelas pressões sofridas por esse bioma, as quais se dão principalmente pela transformação de grandes áreas em ecossistemas antrópicos, que provocam danos irreversíveis na biodiversidade e na biomassa das comunidades (SILVA et al. 2004). Entre as atividades que mais alteram a Caatinga, estão o sobrepastejo de herbívoros e a intensa retirada de recursos da floresta (RIBEIRO et al. 2015). Além destas, a produção de carvão vegetal e a mineração podem ocorrer em determinados locais, estando aliadas às práticas agropastoris (SCHULZ et al. 2017).

As consequências desses distúrbios para as comunidades provocam a homogeneização taxonômica das comunidades, mas que tais efeitos estão sujeitos às variações climáticas presentes na região (RIBEIRO-NETO et al. 2016; RITO et al. 2017). Além disso, podem estar relacionados a evolução do pastejo em determinada área e, a depender do histórico de uso e da intensidade do pastejo, aumento na produtividade e na composição de espécies podem ocorrer (MENEZES, 2018). Apesar da importância destes trabalhos, o impacto da caprinocultura sobre a diversidade taxonômica da Caatinga ainda é pouco compreendido.

Com o intuito de melhor representar os padrões de diversidade existentes, têm-se buscado explicá-los, em sua maioria na diversidade taxonômica, através dos índices de

riqueza e abundância relativa. Podem-se citar nesse contexto, as pesquisas envolvendo fragmentação de florestas, os quais buscam responder as interações entre o número de espécies e os serviços ecossistêmicos, com enfoque em mudanças de primeira ordem, que incluem, por exemplo, mudanças na diversidade, sem levar em consideração efeitos funcionais na estrutura da comunidade (ANDERSEN, 2003; GERISCH et al. 2012). As principais métricas utilizadas para quantificar a diversidade de espécies de uma comunidade são os índices de diversidade de Shannon-Wiener e Simpson, os quais refletem os padrões de distribuição de abundância entre as espécies de uma assembleia, a qual é controlada por componentes bióticos e abióticos e pela dominância e coevolução de espécies (MAGURRAN, 2004). Vale ressaltar que a escolha da melhor métrica deve focar no objetivo central da pesquisa, bem como nas limitações ou dificuldades encontradas ao longo da coleta de dados (MAGURRAN, 2004).

Estudos como os recém-mencionados consideram a biodiversidade como elo indispensável à conservação e que o número de espécies é um dos elementos fundamentais que compõem a diversidade biológica de uma área (PAPACHRISTOU et al. 2005). Nesse contexto dos impactos causados pela caprinocultura, essa abordagem ajudará a compreender como as espécies vêm respondendo à essa perturbação histórica na Caatinga.

Diante desse cenário, visou-se avaliar os efeitos das atividades antrópicas sobre a diversidade taxonômica de comunidades vegetais na Caatinga, mensurando a influência de distúrbios, como o pastejo de caprinos, o desmatamento e o histórico de uso dessas áreas, a fim de obter informações úteis para o manejo e a conservação dos recursos remanescentes. Para tanto, foram testadas as seguintes hipóteses e suas respectivas predições:

Hipótese I: Áreas com pastejo intermediário apresentam maior diversidade taxonômica em relação às áreas de maior e menor pastejo.

Predição: O pastejo intermediário possibilita a coexistência entre espécies dominantes e concorrentes, resultando numa maior diversidade taxonômica, em detrimento a menores intensidades de pastejo, onde espécies pioneiras dominam e a maiores intensidades de pastejo, nas quais as espécies mais competidoras e/ou resistentes a filtros ambientais se sobressaem.

Hipótese II: Áreas com desmatamento antigo apresentam maior diversidade taxonômica em relação às áreas com desmatamento recente.

Predição: O histórico de uso das áreas em estudo, principalmente no estabelecimento de monoculturas, favorece a dominância de um número reduzido de

espécies pioneiras, provocando a diminuição da diversidade taxonômica das áreas mais alteradas por essas atividades mais recentemente. Consequentemente, nas áreas onde o tempo de regeneração é maior, a diversidade taxonômica será maior.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi realizado em 15 fazendas localizadas nos municípios de Pedro Avelino, Angicos e Lajes, situadas na Mesorregião Central Potiguar, no estado do Rio Grande do Norte e distando da capital Natal 161 km, 156 km e 125 km, respectivamente (Figura 1).

Segundo o IBGE (2010), o município de Pedro Avelino abrange uma área territorial de 952.7 km² e conta com uma população de 7.171 habitantes. Já o município de Angicos possui uma extensão territorial de 741.7 km² e uma população de 11.549 habitantes. Lajes, por sua vez, abrange uma extensão de 676.625 km² e possui aproximadamente 10.381 habitantes. A vegetação predominante nas áreas de estudo é do tipo Caatinga Hiperxerófila. Esta é caracterizada por apresentar uma fitofisionomia aberta, típica de ambiente mais seco, e formada por espécies de pequeno porte, plantas com espinhos e suculentas, como as cactáceas (IDEMA, 2008). A economia das três cidades está baseada principalmente em atividades associadas à agricultura e à pecuária, na qual a criação de caprinos e ovinos é a mais representativa, por se ajustar melhor às condições da região (IBGE, 2017).

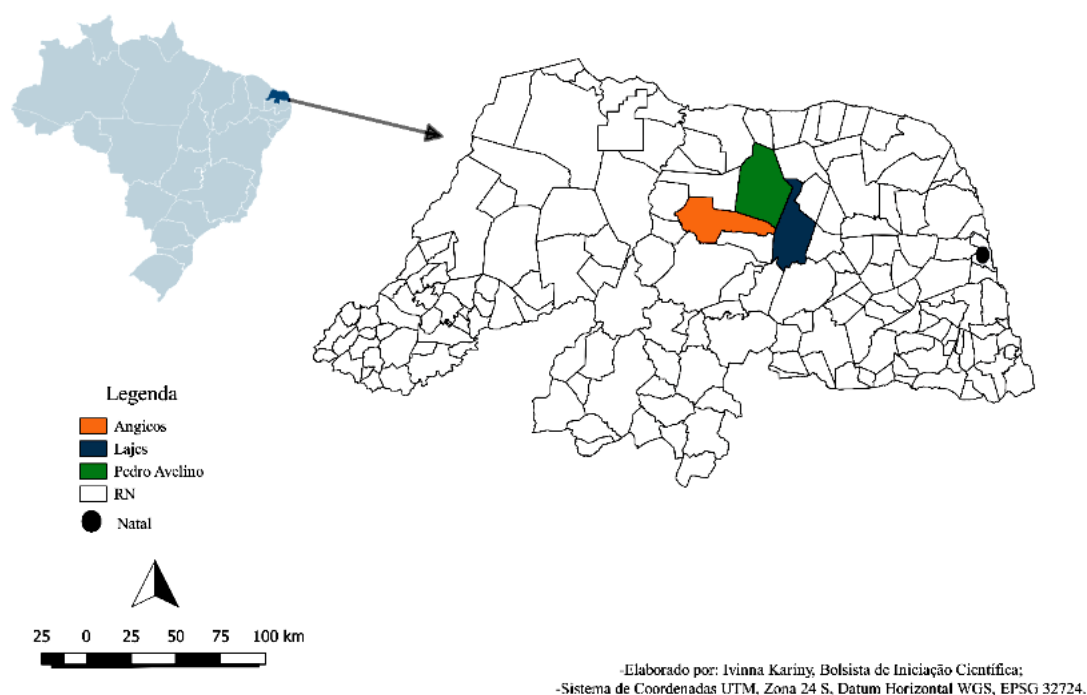


Figura 1. Localização dos municípios onde se encontram as áreas de estudo.

Uma pequena parcela das áreas onde ocorreu a pesquisa (três propriedades) foram previamente identificadas pelo projeto: Conservação *in situ* de ruminantes e conservação do bioma Caatinga, finalizado em fevereiro 2017. Neste projeto, uma parceria da Universidade Federal Rural do Semiárido - UFERSA com a Universidade de La Laguna (ULL - Espanha), foram realizadas entrevistas semiestruturadas com os produtores rurais do município de Lajes. Durante a aplicação das entrevistas foram esclarecidos os objetivos da pesquisa e métodos a serem empregados, a fim de se obter o consentimento do proprietário. O roteiro de entrevistas abordou questões relacionadas ao histórico de uso das áreas, principalmente às práticas agrícolas, bem como questões relacionadas à criação animal, à alimentação fornecida ao rebanho e o tamanho da propriedade, as quais permitiram o cálculo da carga animal de cada propriedade e assim classificá-la quanto ao grau de intensidade de pastejo. Ainda que tenha sido identificada a presença de rebanhos menores de ovinos e bovinos em algumas das fazendas selecionadas, estas apresentaram um número bastante superior de caprinos em relação aos demais rebanhos.

Quanto ao tempo de desmatamento, os critérios de seleção das áreas foram determinados pelo histórico de uso dos espaços para o plantio de monoculturas, como o algodão ou criação extensiva de caprinos. Para tanto, foram classificadas em áreas de desmatamento antigo (DA), aquelas que não tenham sido desmatadas ou que o último

desmatamento tenha ocorrido há aproximadamente 50 anos; e áreas de desmatamento recente (DR), àquelas que já foram desmatadas aproximadamente 25 anos e que, do ponto de vista fisionômico, têm predominância de espécies pioneiras.

2.2. Coleta de Dados

2.2.1. Levantamento de espécies do estrato arbóreo-arbustivo e herbáceo

Em cada propriedade foi realizado um levantamento das espécies arbóreo-arbustivas e herbáceas. Para a caracterização do estrato arbóreo/arbustivo foi utilizado o método de ponto quadrantes, onde se realizou a marcação de três transectos por área de 250 m cada, distando cerca de 150 m um do outro, utilizando-se de Sistema de Posicionamento Global (GPS) e trenas. A cada 10 m ao longo dos transectos, foram marcados ponto-quadrantes, totalizando 25 pontos e 100 indivíduos por transecto (MANTOVANI e MARTINS, 2011).

O levantamento do estrato herbáceo foi realizado na estação chuvosa e o método empregado está descrito em Mantovani e Martins (1990), sendo conhecido como método de agulhas ou de pontos. Com o auxílio de uma trena, esticada 30m na vegetação, foram distribuídos 05 transectos e, a cada 30 cm, foi projetada uma vareta de alumínio de 2,5 cm de diâmetro e 150 cm de altura, perpendicularmente à fita, a qual estava a cerca de 1 m do solo. Foram registrados todos os indivíduos que tocaram a vareta em todos os transectos. Na medida do possível, as espécies registradas foram identificadas em campo. Do contrário, foram identificadas em herbário com ajuda de especialistas, utilizando o sistema de classificação APG IV.

2.2.2. Cálculo da Carga Animal

As variáveis utilizadas para calcular a pressão animal nas áreas de estudo foram: a carga média anual de caprinos por unidade de área, baseado nas necessidades energéticas dos animais, ou seja, da disponibilidade de forragem diária suportada no local; e a escala média que é definida como o número médio de animais por unidade de superfície e é um estimador da pressão física no território (ASENSIO, 2003).

O cálculo foi realizado a partir da fórmula abaixo:

$$CGj = \frac{(\sum(UFLNn_k - \sum(UFLSm_k)) * tk_j)}{Sj * 365} * \left(\frac{UA}{UFL}\right)$$

CGj: Carga animal média anual, que representa as unidades de animais média diária por ano que suporta a área de pastagem (j);

$UFLN_k$: Unidade forragens leite são as necessidades diárias do grupo de animais (n) durante um período (k);

$UFKSm_k$: Unidades de forragem leite de alimentação suplementada no recipiente de alimentos (m) durante o período (k);

t_{kj} : Dias (K) de ocupação na área (J);

UA: Unidades de animais;

UFL: Unidades de forragem de leite;

S_j : Superfície da área pastagem (J).

O cálculo das diferentes variáveis se deu através das informações obtidas nas entrevistas com os quinze fazendeiros. A partir desse cálculo, foi possível estabelecer um gradiente de pastejo.

Os valores referentes ao tamanho da propriedade, animais criados, quantidade de animais, carga animal, gradiente de desmatamento e idade das áreas são descritas na tabela 1.

Tabela 1. Descrição geral das fazendas em estudo, animais criados, carga animal, gradiente de desmatamento e idade das áreas. C - Caprinos; O - Ovinos; B - Bovinos; DA - Áreas de desmatamento antigo; DR - Áreas de desmatamento recente.

Áreas Estudadas em Anjicos, Lajes e Pedro Avelino - RN				
Fazenda	Rebanho	Anos de Pastejo	Carga Animal	Desmatamento
1	C	15	0.0055	DR
2	C + O	45	0.06	DR
3	C + O	30	0.07	DR/DA
4	C + O	63	0.08	DR
5	C + O + B	36	0.09	DR/DA
6	C + O	40	0.11	DR
7	C	40	0.18	DR
8	C + O	33	0.22	DR/DA
9	C	30	0.23	DR/DA
10	C	17	0.25	DR
11	C + O	34	0.27	DR/DA
12	C + O + B	53	0.37	DR/DA
13	C	14	0.38	DR/DA
14	C + O + B	59	0.53	DR
15	C + O	64	0.83	DR

2.3. Análise dos Dados

A diversidade de espécies em cada área foi estimada pelos índices de Shannon e de Simpson, sendo estes calculados a partir da frequência, no caso das espécies arbóreo-arbustivas e do índice de cobertura no caso das herbáceas, em virtude da dificuldade de se identificar os indivíduos das espécies com propagação vegetativa.

Em seguida, foi realizada a análise exploratória dos dados. Os valores considerados *outliers* foram retirados dos modelos e as variáveis quantitativas foram transformadas em raiz quadrada. A seguir, foi testada a normalidade dos resíduos, por meio do teste de Shapiro-Wilk. Posteriormente, foi aplicado o teste de correlação de Pearson para testar a colinearidade entre os anos de pastejo e a carga animal, como pressuposto para utilização simultânea dessas variáveis preditoras nos modelos de regressão linear múltipla e quadrática. Em seguida, foi testada a homocedasticidade dos valores de carga animal, anos de pastejo e riqueza através da análise visual dos resíduos da regressão linear múltipla.

Os modelos de regressão linear múltipla e de regressão quadrática foram realizados para verificar a influência das variáveis preditoras (carga animal, anos de pastejo e desmatamento – este transformado em variável categórica nominal) sobre as variáveis respostas de diversidade taxonômica das comunidades (índices de Shannon e Simpson). Para comparar possíveis diferenças de composição dentro do estrato arbóreo-arbustivo e do herbáceo nas respectivas áreas de estudo, estas foram agrupadas de forma hierárquica por análise de agrupamento a partir da matriz de abundâncias e binária das espécies do estrato arbóreo-arbustivo e herbáceo levantadas nas áreas de estudo e com o uso da dissimilaridade de Bray-Curtis.

3. RESULTADOS

Quanto ao estrato arbóreo-arbustivo, foram amostrados nas 15 áreas de estudo um total de 6.300 indivíduos, distribuídos em 10 famílias e 23 espécies. As famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Apocynaceae foram as mais abundantes. As espécies *Mimosa tenuiflora*, *Croton heliotropiifolius* e *Aspidosperma piryfolium* as mais abundantes, perfazendo 35.26 %, 28.06% e 16.56% do total de indivíduos levantados, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2. Levantamento das espécies do estrato arbóreo-arbustivo com respectivas abundâncias nas áreas de estudo.

Famílias	Nome Popular	Nº Ind.
ANACARDIACEAE		
<i>Astronium urundeuva</i> (M. Allemão) Engl.	Aroeira	2
APOCYNACEAE		
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	1043
BORAGINACEAE		
<i>Varronia polycephala</i> Lam.	Erva-rei	1
BURSERACEAE		
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillett.	Imburana-de-cambão	6
CAPPARACEAE		
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	Feijão bravo	6
COMBRETACEAE		
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	Mofumbo	52
DESCONHECIDA		
<i>Indeterminada</i>		1
<i>Indeterminada</i>		1
EUPHORBIACEAE		
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Faveleira	9
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Velame	1768
<i>Croton jacobinensis</i> Baill.	Marmeleiro	207
<i>Jatropha molissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão bravo	445
FABACEAE		
<i>Amburana cearenses</i> (Allemão) A.C. Sm.	Imburana-de-cheiro	3
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	1
<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	Anil	169
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Jucazeiro	1
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema-preta	2222
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke.	Jurema branca	33
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	Catingueira	319
<i>Prosopis juliflora</i> (SW.) DC.*	Algaroba	3
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Espinheiro	2
RHAMNACEAE		
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juazeiro	1
SAPOTACEAE		
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T. D. Penn.	Quixabeira	5
Total		6300

*Espécie exótica

Os índices de diversidade de Shannon variaram entre 1.247 ± 0.301 e o de Simpson entre 0.368 ± 0.122 e sua relação com as variáveis preditoras (Figura 2).

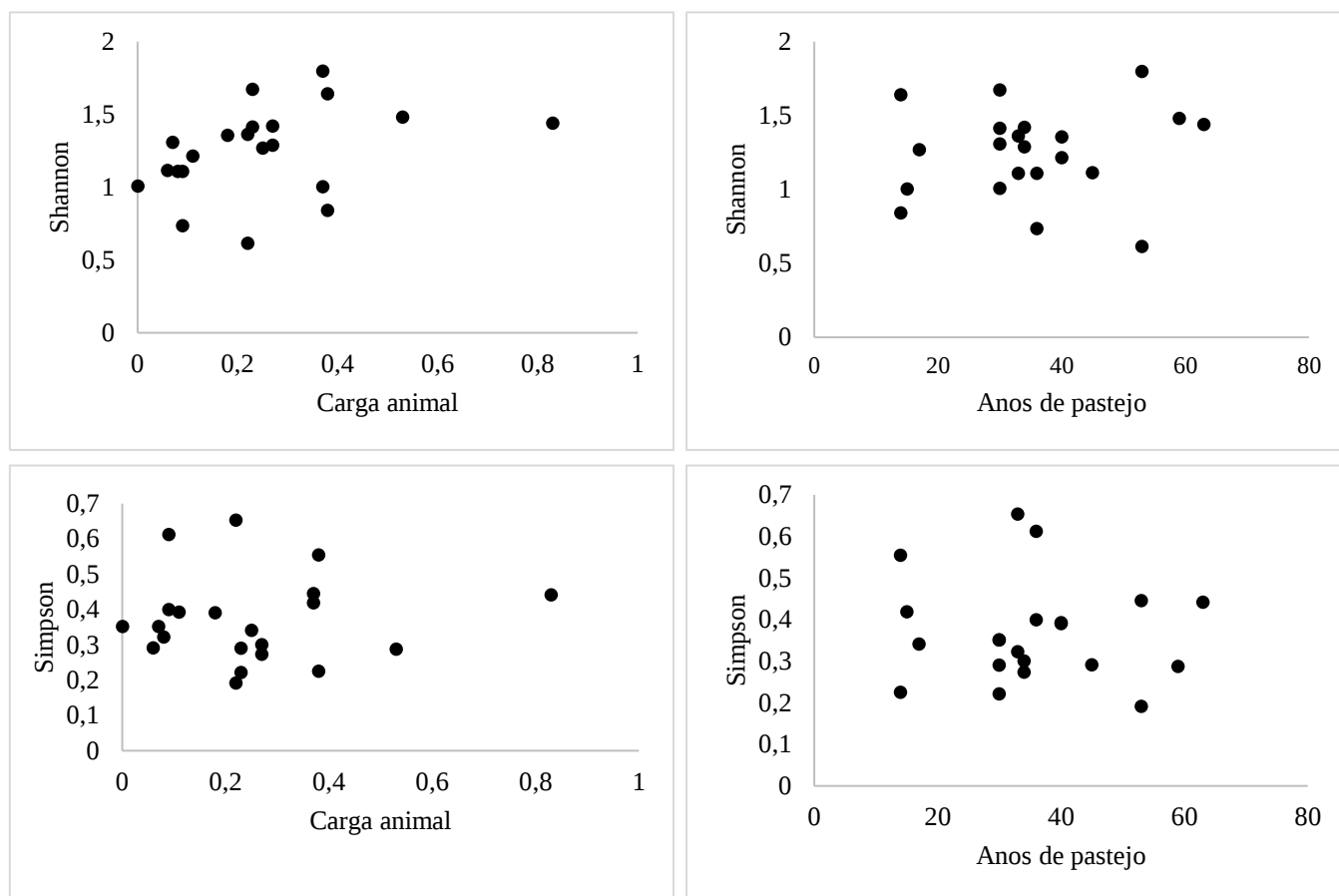


Figura 2. Relação entre as variáveis representadas pelos índices de Shannon e Simpson em função da carga animal e dos anos de pastejo. a) Shannon x Carga animal; b) Shannon x Anos de pastejo; c) Simpson x Carga animal; d) Simpson x Anos de pastejo.

Os resíduos da carga animal ($W = 0.931$ $p = 0.161$) e idade das áreas de pastejo ($W = 0.927$; $p = 0.139$) demonstraram normalidade entre as variáveis. Já os testes de homocedasticidade ($F = 73.879$; $p > 0.133$) indicaram homogeneidade das variâncias. Não foi encontrada correlação entre as variáveis anos de pastejo e carga animal ($r = 0.101$; $p = 0.669$). Sendo assim, ambas as variáveis foram utilizadas no modelo de regressão múltipla.

O modelo de regressão linear múltipla indicou que a diversidade de Shannon e Simpson das comunidades sofre influência do desmatamento ($p\text{-valor}=0.044$) sobre as variáveis carga animal, anos de pastejo e com valores maiores para o desmatamento recente (Tabelas 3 e 4).

Tabela 3. Regressão linear múltipla de Shannon em função dos anos de criação, carga animal e desmatamento para o estrato arbóreo-arbustivo.

Coeficientes	Estimativa	Erro padrão	t-valor	Pr (> t)
Intercepto	1.158	0.169	6.849	3.91 e^{-6***}
Sqrt (Carga Animal)	-0.005	0.024	-0.216	0.832
Sqrt (Ano de Criação)	0.174	0.211	0.823	0.422
Desmatamento (DR)	-0.136	0.062	-2.181	0.044*

Tabela 4. Regressão linear múltipla de Simpson em função dos anos de criação, carga animal e desmatamento para o estrato arbóreo-arbustivo.

Coeficientes	Estimativa	Erro padrão	t-valor	Pr (> t)
Intercepto	0.594	0.111	5.326	6.82 e^{-5***}
Sqrt (Carga Animal)	0.003	0.016	0.223	0.826
Sqrt (Ano de Criação)	-0.187	0.139	-1.344	0.197
Desmatamento (DR)	0.106	0.041	2.574	0.020*

Em seguida ao modelo de regressão linear múltipla, aplicou-se o modelo de regressão quadrática, o qual também não apresentou influência da carga animal e anos de pastejo sobre a riqueza das comunidades (Figura 3). Os valores de significância se seguem para cada uma das variáveis testadas no modelo: Shannon x Carga animal ($R^2 = 0.135$; $F = 0.123$; p-valor = 0.884); Shannon x Anos de pastejo ($R^2 = 0.166$; $F = 1.792$; p-valor = 0.195); Simpson x Carga animal ($R^2 = 0.021$; $F = 0.197$; p-valor = 0.822); Simpson x Anos de pastejo ($R^2 = 0.021$; $F = 0.197$; p-valor = 0.822).

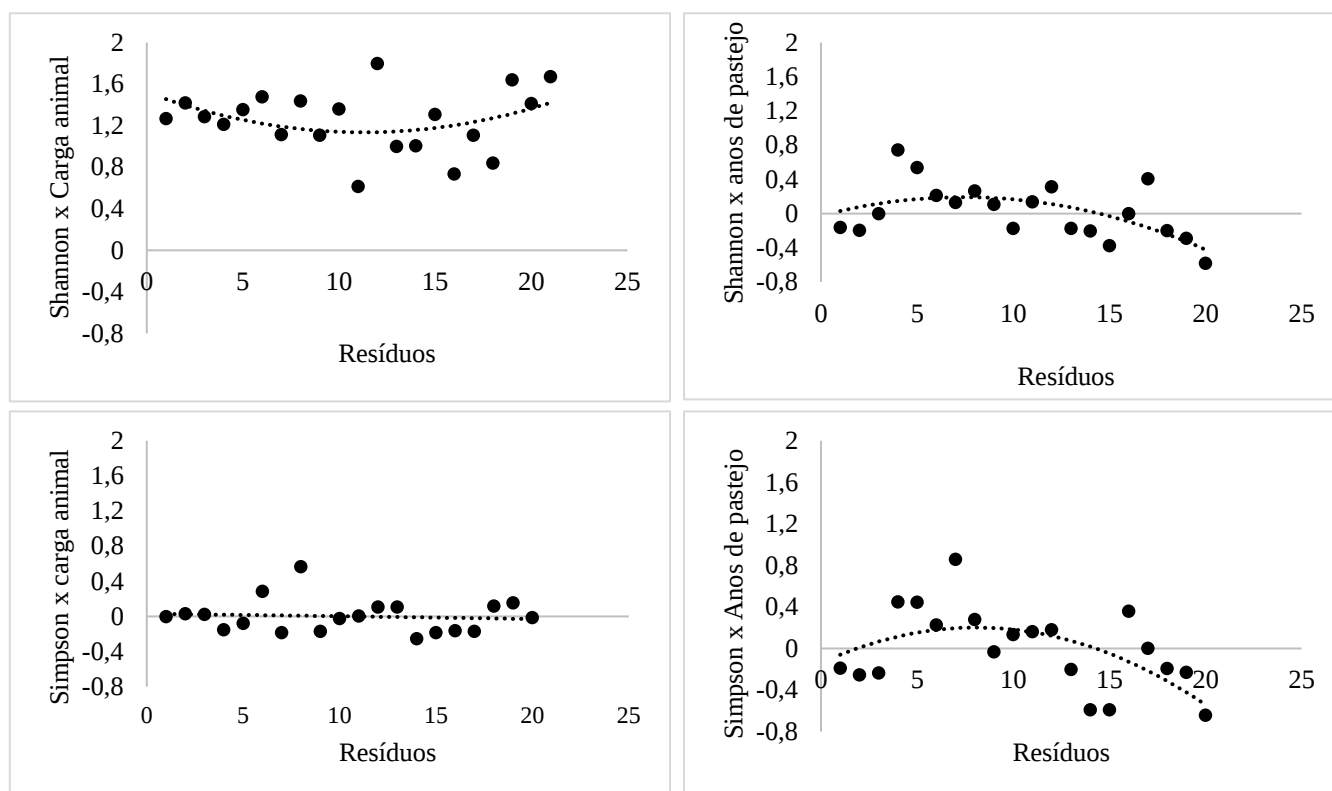


Figura 3. Resíduos para o modelo de regressão quadrática em que a riqueza das comunidades de arbóreas está representada pelos índices de Shannon e Simpson em função da carga animal e dos anos de pastejo. a) Shannon x Carga animal; b) Shannon x Anos de pastejo; c) Simpson x Carga animal; d) Simpson x Anos de pastejo.

A partir das análises de agrupamento, pode se verificar no dendrograma obtido, a presença de 3 grupos distintos entre as áreas de estudo (Figura 4). No primeiro deles (em vermelho), formado pelas áreas de desmatamento recente 13DR e 15DR, observou-se a ocorrência de 5 espécies em comum, a saber: *Mimosa tenuiflora*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Cenostigma bracteosum*, *Piptadenia stipulacea* e *Jatropha molissima*. Entretanto, ocorreram também as espécies *Amburana cearensis*, *Cnidoscopus quercifolius*, *Combretum leprosum* e *Astronium urundeuva*, presentes na área 15 DR, embora essa apresentasse um desmatamento recente e uma carga animal intermediária. No segundo grupo do dendrograma (em preto), formado pelas áreas 1DR, 2DA, 2DR, 3DR, 5DR, 9DA, 11DR, 12DA, 12DR, 14DA e 14DR, observou-se a presença de 6 espécies comuns entre eles, independentemente dos valores de carga animal encontrados, a saber: *Mimosa tenuiflora*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Cenostigma bracteosum*, *Piptadenia stipulacea*, *Jatropha molissima* e *Croton heliotropiifolius*. No entanto, espécies como *Sideroxylon obtusifolium*, *Anadenanthera colubrina*, *Indigofera suffruticosa*, *Cynophalla*

flexuosa e *Senegalia polyphylla*, também compuseram essas áreas, ocorrendo nas áreas de desmatamento antigo e de pastejo alto desse grupo. No terceiro grupo (em verde), composto pelas áreas de desmatamento recente 10DR, 4DR, 8DR, 7DR, 9DR, 6 espécies tiveram ocorrência comum às fazendas, destacando-se *Croton heliotropiifolius*, *Croton jacobinensis*, *Aspidosperma pyrifolium* e *Mimosa tenuiflora*, as quais são típicas de áreas impactadas recentemente. Além da presença de espécies, como *Cynophalla flexuosa*, *Libidibia ferrea* e *Piptadenia stipulacea*, as quais ocorreram em apenas uma das áreas do grupo, 6DR, onde a carga animal foi a maior entre as áreas estudadas. É importante ressaltar a existência de um subgrupo, representado pela área de desmatamento antigo 10DA, o qual se ramificou do terceiro grupo, pela predominância da espécie *Indigofera suffruticosa* e pela ausência da espécie *Croton jacobinensis*.

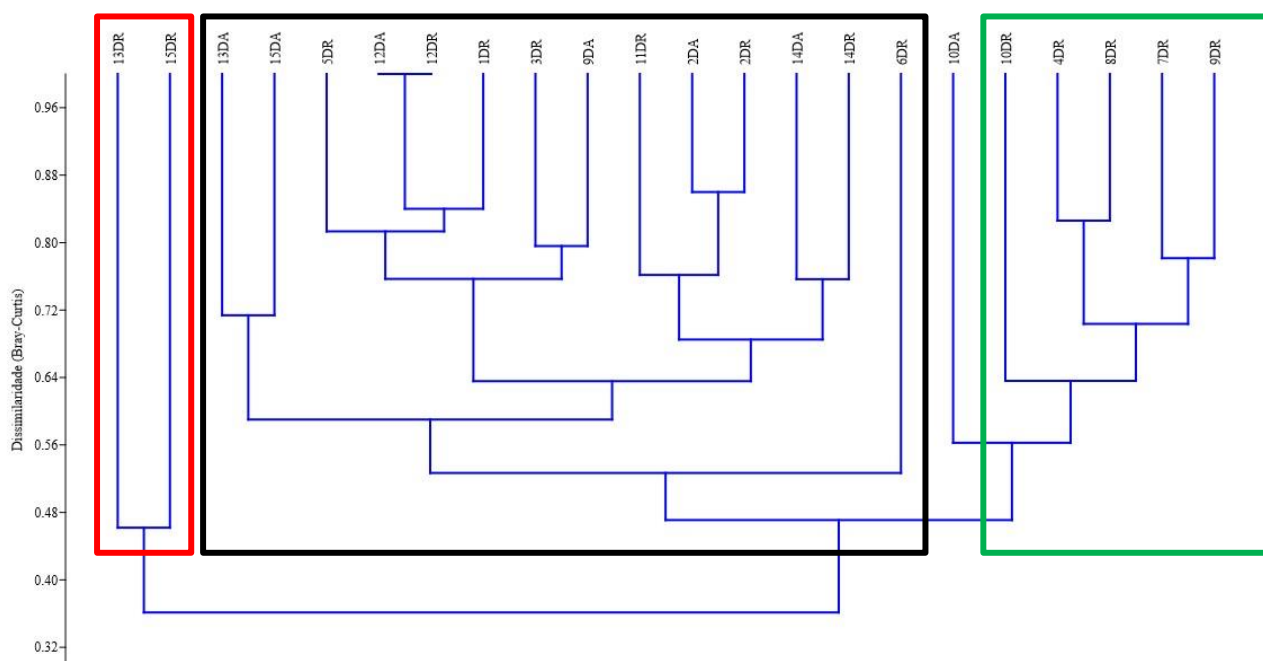


Figura 4. Dendrograma dos locais com desmatamento antigo (DA) e desmatamento recente (DR) agrupados em função das abundâncias das espécies do estrato arbóreo-arbustivo encontradas nas áreas de estudo. Os quadros de cores diferentes representam cada um dos agrupamentos formados.

Foram amostrados para o estrato herbáceo nas 15 áreas de estudo um total de 24 famílias e 68 espécies. As famílias Poaceae, Malvaceae, Fabaceae, Convolvulaceae foram, respectivamente, as mais representativas em número de espécies (Tabela 5; Figura 5).

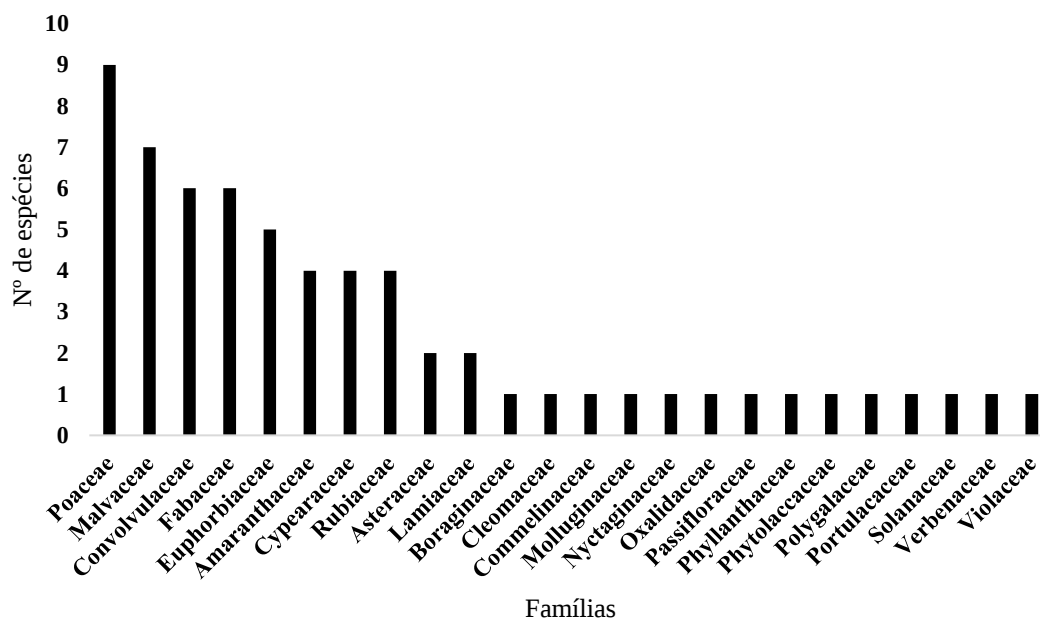
Tabela 5. Levantamento das espécies herbáceas nas respectivas áreas de estudo.

Famílias	Nome Popular
AMARANTHACEAE	
<i>Alternanthera</i> sp.	Erva-de ovelha
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Quebra-panela
<i>Froelichia humboldtiana</i> (Roem. & Schult.) Seub.	Ervão
<i>Gomphrena demissa</i> Mart	-
ASTERACEAE	
<i>Centratherum punctatum</i> Cass.	Vassourinha-de-botão
<i>Pectis</i> sp.	-
BORAGINACEAE	
<i>Euploca polyphylla</i> (Lehm.) J.I.M.Melo & Semir	Sete-sangrias
CLEOMACEAE	
<i>Physostemon guianense</i> (Aubl.) Malme	-
COMMELINACEAE	
<i>Commelina erecta</i> L.	Santa-Luzia
CONVOLVULACEAE	
<i>Evolvulus filipes</i> Mart.	-
<i>Evolvulus ovatus</i> Fernald	-
<i>Ipomoea longeramosa</i> Choisy	-
<i>Jacquemontia evolvuloides</i> (Moric.) Meisn.	-
<i>Jacquemontia gracillima</i> (Choisy) Hallier f.	-
<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urb.	Jetirana
CYPERACEAE	
<i>Bulbostylis</i> sp.	-
<i>Cyperus</i> sp.	-
<i>Rhynchospora contracta</i> (Nees) J.Raynal	-
EUPHORBIACEAE	
<i>Acalypha poiretii</i> Spreng.	-
<i>Euphorbia bahiensis</i> (Klotzsch & Garcke) Boiss.	-
<i>Microstachys</i> sp.	-
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	-
<i>Microstachys corniculata</i> (Vahl) Griseb.	-
FABACEAE	

<i>Aeschynomene</i> sp.	-
<i>Centrosema pascuorum</i> Mart. ex Benth.	-
<i>Chamaecrista calycioides</i> (DC. ex Collad.) Greene	Palma-do-campo
<i>Mimosa</i> sp.	Malícia
<i>Stylosanthes humilis</i> Kunth	Melosa
<i>Zornia brasiliensis</i> Vogel	-
LAMIACEAE	
<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze	-
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	-
MALVACEAE	
<i>Piriqueta guianensis</i> N.E.Br.	-
<i>Sida</i> sp.1	-
<i>Sida</i> sp.2	-
<i>Sida</i> sp.3	-
<i>Sida</i> cf. <i>galheirensis</i> Ulbr.	Ervão
<i>Waltheria bracteosa</i> A.St.-Hil. & Naudin	Malva
<i>Waltheria indica</i> L.	-
MOLLUGINACEAE	
<i>Mollugo verticillata</i> L.	-
NYCTAGINACEAE	
<i>Boerhavia difusa</i> L.	Pega-pinto
OXALIDACEAE	
<i>Oxalis divaricata</i> Mart. ex Zucc.	Trevo
PASSIFLORACEAE	
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Chanana
PHYLLANTHACEAE	
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Quebra-pedra
PHYTOLACCACEAE	
<i>Microtea scabrida</i> Urb.	-
POACEAE	
<i>Aristida</i> sp.	-
<i>Brachiaria</i> sp.	-
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	-
<i>Digitaria nuda</i> Schumach.	-

<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	-
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	Capim gordura
<i>Poaceae</i> sp.1	-
<i>Tragus berteronianus</i> Schult.	-
POLYGALACEAE	
<i>Polygala boliviensis</i> A.W.Benn	-
PORTULACACEAE	
<i>Portulaca pilosa</i> L.	-
RUBIACEAE	
<i>Hexasepalum teres</i> (Walter) J.H. Kirkbr.	Mata-pasto
<i>Mitracarpus</i> sp.1	-
<i>Mitracarpus</i> sp.2	-
<i>Staelia virgata</i> (Link ex. Roem. & Schult.) K.Schum.	-
SOLANACEAE	
<i>Schwenckia americana</i> Rooyen ex L.	-
VERBENACEAE	
<i>Stachytarpheta angustifolia</i> (Mill.) Vahl	-
VIOLACEAE	
<i>Pombalia calceolaria</i> (L.) Paula-Souza	-
SPP. NÃO IDENTIFICADAS	
Sp.1	-
Sp.2	-
Sp.3	-
Sp.4	-
Sp.5	-
Sp.6	-
Sp.7	-

Figura 5. Riqueza da comunidade vegetal de estrato herbáceo encontrada nas áreas de estudo.



Os índices de riqueza de Shannon foram entre 0.816 ± 0.566 e o de Simpson entre 0.348 ± 0.246 em relação às variáveis preditoras (Figura 6).

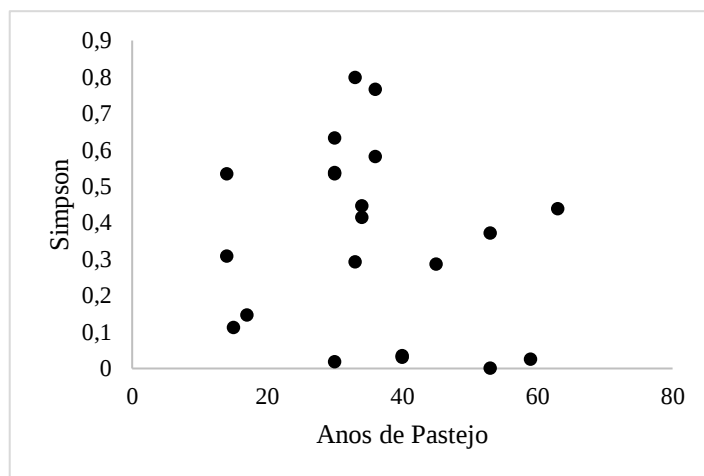
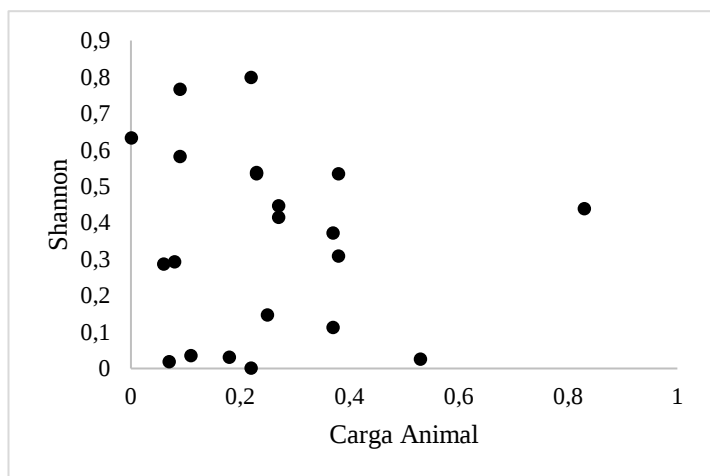
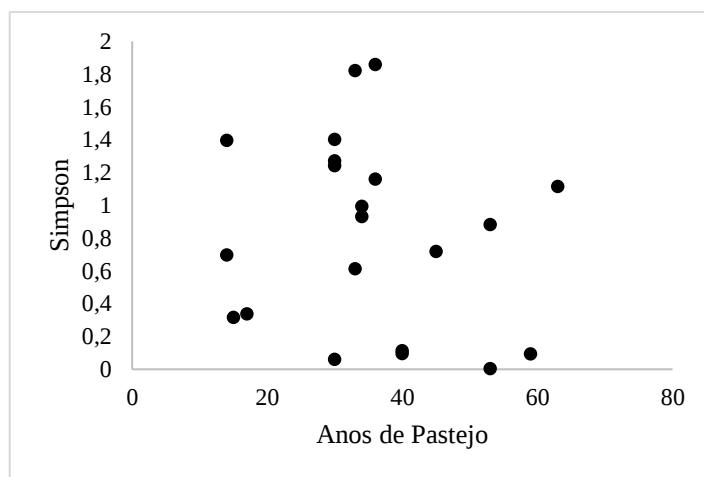
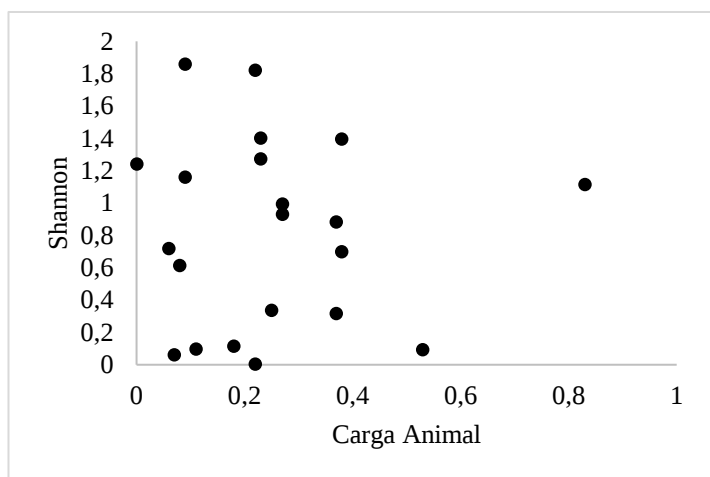


Figura 6 Relação entre as variáveis representadas pelos índices de Shannon e Simpson em função da carga animal e dos anos de pastejo. a) Shannon x Carga animal; b) Shannon x Anos de pastejo; c) Simpson x Carga animal; d) Simpson x Anos de pastejo.

O modelo de regressão linear múltipla para o estrato herbáceo indicou que a diversidade (índice de Shannon e Simpson) das comunidades não é influenciada pelas variáveis carga animal, anos de pastejo e desmatamento (Tabelas 6 e 7; Figura 7).

Tabela 6. Regressão linear múltipla de Shannon em função dos anos de criação, carga animal e desmatamento para o estrato herbáceo.

Coeficientes	Estimativa	Erro padrão	t-valor	Pr (> t)
Intercepto	1.22791	0.53513	2.295	0.0356*
Sqrt (Carga Animal)	-0.10060	0.07813	-1.288	0.2162
Sqrt (Ano de Criação)	0.42309	0.66931	0.632	0.5362
Desmatamento	0.02548	0.19757	0.129	0.8990

Tabela 7. Regressão linear múltipla de Simpson em função dos anos de criação, carga animal e desmatamento para o estrato herbáceo.

Coeficientes	Estimativa	Erro padrão	t-valor	Pr (> t)
Intercepto	1.09552	0.35920	3.050	0.00764
Sqrt (Carga Animal)	-0.07784	0.05244	-1.484	0.15714
Sqrt (Ano de Criação)	-0.21328	0.44927	-0.475	0.64140
Desmatamento	0.01117	0.13262	0.084	0.93393

Em seguida ao modelo de regressão linear múltipla, aplicou-se o modelo de regressão quadrática, o qual também não apresentou influência da carga animal e anos de pastejo sobre a riqueza das comunidades do estrato herbáceo (Figura 7). Os valores de significância se seguem para cada uma das variáveis testadas no modelo: Shannon x Carga animal ($R^2 = 0.010$; $F = 0.098$; p-valor = 0.906); Shannon x Anos de pastejo ($R^2 = 0.059$; $F = 0.574$; p-valor = 0.573); Simpson x Carga animal ($R^2 = 0.025$; $F = 0.235$; p-valor = 0.792); Simpson x Anos de pastejo ($R^2 = 0.085$; $F = 0.846$; p-valor = 0.445).

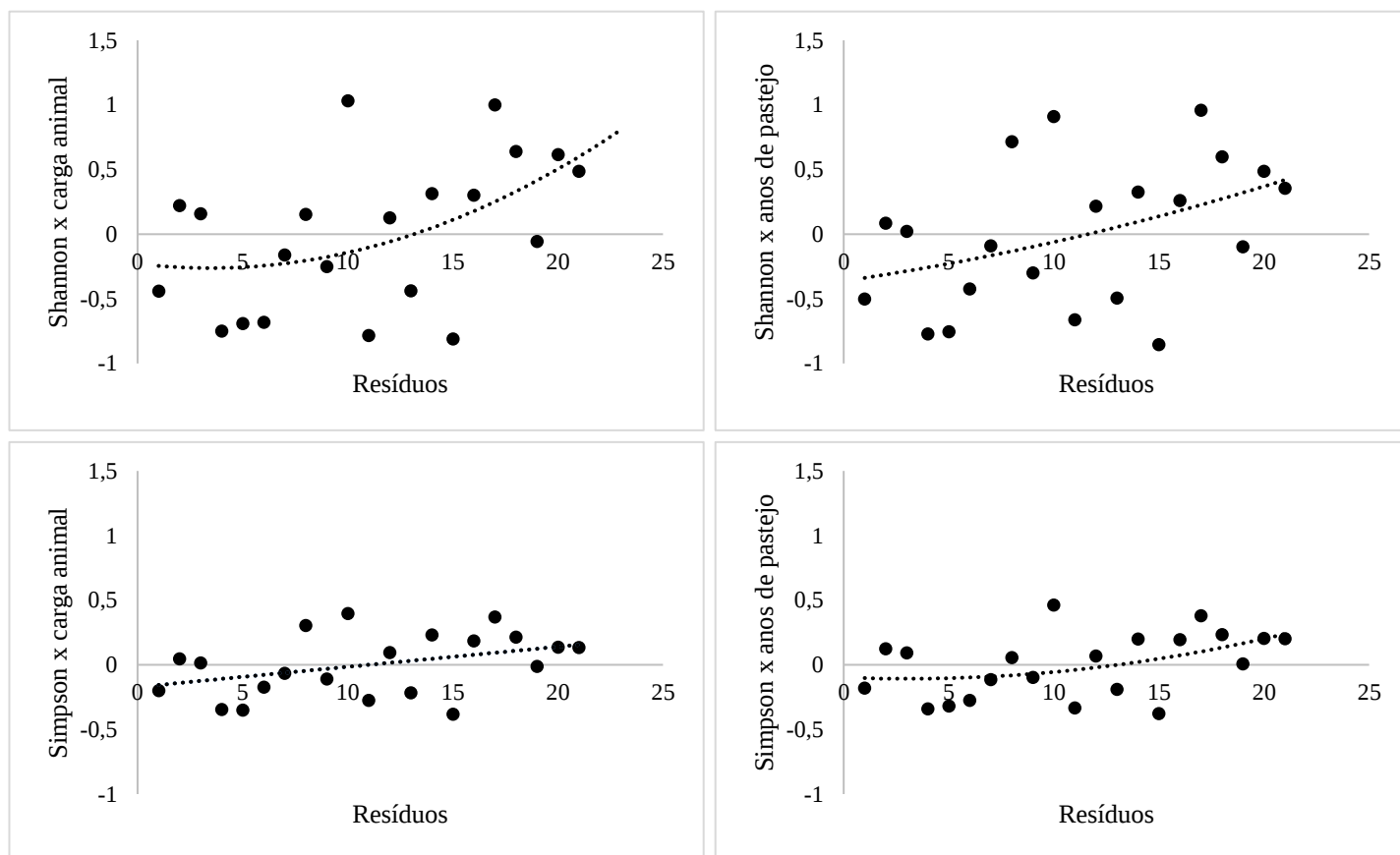


Figura 7. Resíduos para o modelo de regressão linear quadrática em que a riqueza das comunidades do estrato herbáceo está representada pelos índices de Shannon e Simpson em função da carga animal e dos anos de pastejo.

A partir das análises de agrupamento, pode se verificar no dendrograma obtido, a presença de quatro grupos distintos entre as áreas de estudo (Figura 4). No primeiro deles (em preto), formado apenas pela área de desmatamento recente 8DR, na qual observamos a existência de 10 espécies de herbáceas, com destaque para *Aristida* sp., *Microtea paniculata*, *Mollugo verticillata* e *Mitracarpus* sp. Além destas, ocorre nessa área *Brachiaria* sp., *Euphorbia* sp.1 e *Poaceae* sp. 1, espécies que a diferencia dos demais grupos e estão presentes em áreas de regeneração. Apesar dessa composição, a pressão por caprinos nessa área é baixa.

No segundo grupo do dendrograma (em vermelho), formado pelas áreas 12DA e 12DR. Nelas, onde a composição foi a mesma, independentemente da idade de desmatamento e da carga animal, a qual foi de baixo impacto, observou-se a presença de 13 espécies, sendo quatro delas comuns ao primeiro grupo, as quais são *Aristida* sp., *Microtea paniculata*, *Mitracarpus* sp. e *Froelichia humboldtiana*. No entanto, constatou-se também a ocorrência de espécies que não ocorreram no primeiro conjunto, como *Cyperus* sp., *Jacquemontia gracillima*, *Phyllanthus* sp. e *Waltheria indica*. No terceiro grupo (em azul), composto pelas áreas 2DA, 14DA, 10DA, 15DR, 2DR, 14DR, 4DR, 13DA, 13DR e 15DA, observou-se a formação de três subgrupos. O primeiro deles, constituído predominantemente por áreas de desmatamento antigo 2DA 14DA, 10DA e 15DR ocorreram 11 espécies em comum, como *Aristida* sp., *Capparaceae* sp., *Cyperus* sp., *Euploca* sp., *Froelichia humboldtiana*, *Jacquemontia gracillima*, *Microtea paniculata*, *Staelia virgata* e *Stylosanthes* sp. Nelas, a pressão por carga animal variou entre 0.27 e 0.38, sendo considerada intermediária e, desse modo, com maior riqueza. Além da presença destas espécies, vale ressaltar a presença de *Mitracarpus* sp., *Mollugo verticillata*, *Portulaca* sp. e *Tragus berteronianus*.

No segundo subgrupo, formado somente por áreas de desmatamento recente e por cargas animais que variaram entre 0.18 e 0.27, consideradas intermediárias, 2DR, 14DR e 4DR, constatou-se 8 espécies comuns entre elas e ainda a ocorrência de outras espécies, como *Diodella teres*, *Gomphrena demissa*, *Microtea paniculata*, *Mollugo verticillata*, *Phyllanthus* sp., *Portulaca* sp., *Waltheria bracteosa* e *Zornia brasiliensis*. O terceiro subgrupo é composto por uma área de desmatamento recente e duas com desmatamento antigo. Nesse grupo, as cargas animais variaram entre 0.09 e 0.38. Desse modo, em 13DA, 13DR e 15DA, encontrou-se 9 espécies em comum entre eles e a ocorrência de outras, como *Melinis minutiflora*, *Centrosema brasilianum*, *Digitaria sanguinalis*, *Euphorbia* sp. 1 e *Microstachys corniculata*. No terceiro grupo do dendrograma, o qual é formado por áreas de desmatamento recente e variadas pressões por cargas animais, as quais variaram entre 0.0055 e 0.83, 1DR, 3DR, 5DR, 6DR, 7DR, 9DA, 9DR, 10DR, 11DR, observou-se a ocorrência de 8 espécies em comum entre elas *Aristida* sp., *Evolvulus ovatus*, *Jacquemontia gracillima*, *Phyllanthus* sp., *Portulaca* sp., *Staelia virgata* e *Tragus berteronianus*. Além destas, constatou-se na área 11DR, na qual se obteve a menor pressão por pastejo dos caprinos a presença de espécies incomuns nas demais áreas, como *Acalypha poiretii*, *Boerhavia diffusa*, *Centratherum punctatum*, *Dactyloctenium* sp., *Ipomoea longeramosa*, *Merremia aegyptia*, *Piriqueta* sp., *Pombalia*

calceolaria, *Rhynchospora contracta*, *Schwenckia americana*, *Sida* sp., e *Stachytarpheta angustifolia*.

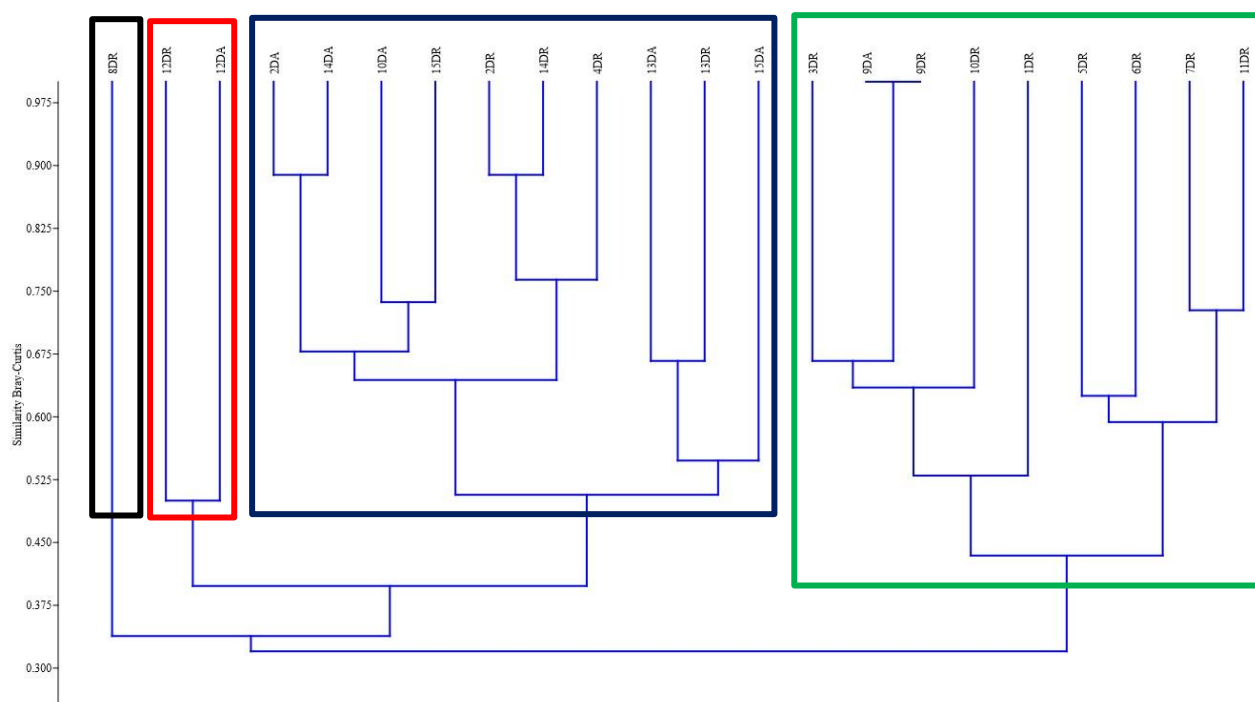


Figura 8. Dendrograma dos locais com desmatamento antigo (DA) e desmatamento recente (DR) agrupados em função da matriz de abundância das espécies do estrato herbáceo encontradas nas áreas de estudo. Os quadros de cores diferentes representam cada um dos agrupamentos formados.

4. DISCUSSÃO

Não houveram diferenças na diversidade ao longo do gradiente de pastejo, o que provavelmente estão relacionados aos valores relativamente baixos de carga animal das áreas de estudo, a ponto do pastejo não levar a redução da diversidade de plantas arbóreas. Ainda que tenham sido selecionadas áreas com carga animal dez vezes maior que outras, a criação de caprinos em todas as fazendas amostradas foi extensiva, o que de certa forma pode “diluir” o impacto desses animais. Os resultados contrastam com os apresentados por Araújo Filho (2002) que avaliou os variados impactos provocados pela criação de caprinos, ovinos e bovinos na Caatinga e a influência de cada um deles em função da composição taxonômica e das práticas de pastejo desses ruminantes. Quando o pastejo é realizado em excesso, pode ser relacionado negativamente às perdas vegetacionais, levando à redução da riqueza e da diversidade de espécies da comunidade (MARINHO, 2016). Nesse caso, sugere-se manejar adequadamente a pastagem e, para isso, práticas de

redução da pecuária extensiva e armazenamento da forragem, são importantes para a manutenção dos estoques de carbono e da cobertura florestal (SCHULZ et al. 2018).

A diversidade de espécies nas áreas de estudo foi influenciada pelo desmatamento em diferentes épocas. Esse resultado está relacionado especialmente nas áreas que apresentaram o último evento de desmatamento ocorrido há cerca de 25 anos, caracterizando o desmatamento recente, sendo a maioria dos locais estudados. No estudo, a composição taxonômica superou as das áreas com desmatamento antigo, indicando a presença de espécies de sucessão secundária, como *Croton sonderianus*, *Croton heliotropiifolius*, *Combretum leprosum*, *Jatropha molissima* e *Indigofera suffruticosa*.

Embora essas áreas terem sofrido com mais intensidade os efeitos do pastejo, nesse caso com as pressões animais e usos da terra, especialmente pelo plantio de algodão, o qual ocorreu nessa região nas décadas de 70 e 80 (MOTA, 2018), constata-se em nossos resultados, uma riqueza baixa e uma dominância de espécies pioneiras como a jurema-preta, sugerindo um “estancamento” na sucessão da comunidade vegetal na região estudada. Esse fator, assim como as restrições hídricas provocadas pelas secas periódicas podem ser considerados filtros ambientais, que ocasionariam a seleção de espécies pioneiras e dominantes, representadas, neste estudo, pela *Mimosa tenuiflora*, *Aspidosperma pyrifolium* e *Croton heliotropiifolius*.

Esses achados são divergentes às pesquisas que consideram áreas com desmatamento recente, um distúrbio antrópico agudo, aquelas que apresentam redução significativa na abundância e diversidade, principalmente em regiões tropicais, onde espécies menos tolerantes, poderão entrar em colapso (TSCHARNTKE et al. 2012). Os eventos de perturbação provocados pela agricultura de corte-e-queima e o pastejo intensivo por caprinos ou ainda ovinos e bovinos, são os principais responsáveis pelo aumento das áreas desmatadas (LOPES et al. 2012). É mais provável que uma floresta após desmatada não alcance novamente os mesmos níveis de riqueza e composição (CHAZDON, 2008). Outros trabalhos reforçam a ideia que a vegetação da Caatinga não consegue, num período inferior a 15 anos, se regenerar completamente logo após o abandono da terra. Essa recuperação pode ser alcançada em seus atributos possivelmente entre 20 e 70 anos, isso sem passar por eventos de grande impacto ou intensidade. Logo, é reforçada a ideia de que as diversas formas de uso da terra e os impactos nela provocada influenciam na capacidade de recuperação da comunidade vegetal, principalmente na composição taxonômica (SOBRINHO et al. 2016). Sugere-se, relacionar às áreas impactadas pelo desmatamento, uma diminuição dos usos da terra, principalmente nas

práticas de pastejo e agricultura por monoculturas, proporcionando um maior tempo para regeneração e consequente sucessão de espécies resistentes a esses distúrbios nos locais de estudo (AIDE et al. 2012; SCHULZ et al. 2017).

Concluimos que o pastejo de caprinos não influencia na diversidade de espécies das comunidades vegetais estudadas, já que nessas áreas constatamos uma baixa riqueza de espécies e uma pressão de caprinocultura baixa. Verificamos que o desmatamento influencia na diversidade das comunidades vegetais estudadas, contudo as práticas observadas levaram a um estancamento da sucessão da estrutura vegetacional encontrada nos locais estudados. Sugerimos que a criação de caprinos, de fundamental importância para a região, continue a ocorrer com práticas de manejo adequadas ao funcionamento dos serviços ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB' SABER, A. N. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

ADLER, P.; RAFF, D.; LAUENROTH, W. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128: 465, 2001.

AIDE, T. M. et al. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica*, v. 45, n. 2, p. 262–271, 2013.

ALRABABAH, M.A.; ALHAMAD, M.A.; SUWAILEH, A.; Al-GHARAIBEH, M. 2007. Biodiversity of semi-arid Mediterranean grasslands: Impact of grazing and afforestation. *Applied Vegetation Science* 10: 257-264, 2007.

ANDERSEN, E. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography* 26:87-97. <http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03362.x>. 2003.

ARAÚJO-FILHO, J. A.; CRISPIM, S. M. A. **Associated grazing of cattle, sheep and goats at the semi-arid region of Northeast Brazil**, Concordia-SC, Brasil. Set, 2002.

ASENSIO, L. A. B. **Conservación de los recursos genéticos caprinos en los espacios protegidos de Canarias: Impacto social y ambiental**. 2003. Tese de Doutorado. Universidad de Córdoba.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G. M.; VAN BREUGEL, M. MARTÍNEZ-RAMOS, BONGERS F.; FINEGAN, B. **Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances**, 2007.

DE BELLO, F.; LEPŠ, J.; SEBASTIÀ, M. T. Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography*, v. 29, n. 6, p. 801–810, 2006.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 34:1, 487-515, 2003.

GERISCH, M. et al. More species, but all do the same: Contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. **Oikos**, v. 121, n. 4, p. 508–515, 2012.

GOLODETS, C.; KIGEL, J.; STERNBERG, M. Plant diversity partitioning in grazed Mediterranean grassland at multiple spatial and temporal scales. **Journal of Applied Ecology** 48: 1260-1268, 2011.

GÖTZENBERGER, L., DE BELLO, F., BRÅTHEN, K.A., DAVISON, J., DUBUIS, A., GUIBAN, A., LEPŠ, J., LINDBORG, R., MOORA, M., PÄRTEL, M., PELLISSIER, L., POTTIER, J., VITTOZ, P., Zobel, K., & Zobel, M. Ecological assembly rules in plant communities-approaches, patterns and prospects. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00187, 2011.

GRIME, J. P. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, p. 255-260.

IBGE. “Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística”. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>>. Acesso em: Ago de 2017.

IBGE - Instituto Nacional de Geografia e Estatística. **Produto Interno Bruto dos Municípios**. 2012. Disponível em:< <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pibmunicipios/2012/default.shtm>> Acesso em junho 2018.

IDEMA. Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente. **Perfil do seu Município: Lajes. Natal: IDEMA**, 2008. Disponível em: <<http://www.idema.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=CATALG&TARG=61&ACT=null&PAGE=0&PARM=null&LBL=Socioecon%C3%B4mico>>. Acesso em: Ago. 2017.

LALIBERTÉ, E.; SHIPLEY, B. **FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology**. R package version 1.0-11, 2011.

LAURANCE, W.F.; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P. M.; DELAMÔNICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S.; FERNANDES, T. The future of the Brazilian Amazon. **Science** 291:438–439. doi:10.1126/science.291.5503.438, 2001.

LOPES, C. G. R.; FERRAZ, E. M. N.; DE CASTRO, C. C.; DE LIMA, E. N.; DOS SANTOS, J. M. F. F.; DOS SANTOS, D. M.; DE LIMA ARAÚJO, E..Forest succession and distance from preserved patches in the Brazilian semiarid region. **For. Ecol. Manag.** 271, 115e123, 2012.

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

MANTOVANI, W.; MARTINS, F. R. O Método De Pontos. **Acta botânica brasileira**, v. 4, n. 2, p. 95–122, 1990.

MARINHO, F. P., MAZZOCHINNI, G. G., MAGALHÃES, A. P. WEISSER, W. W. GANADE. Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, 132, 26-33, 2016. mitigacao-dos-gases-de-efeito-estufa-na-pecuaria-de-corte/>. Acesso em junho de 2018.

MENEZES, T. G. C. **Effects of introduced herbivores on the structure and dynamics of a seasonally dry forest**. Tese de Doutorado. UFPE, Recife - PE. 99f. 2018.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo. In: FELFILI, J. M. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudo de caso**. Ed: UFV, v.1, 2011.

MOTA, J. C. M. **O conhecimento tradicional das populações rurais sobre a classificação e (trans) formação de paisagens das caatingas sob o lhar da etnoecologia da paisagem**. Dissertação de Mestrado, UFERSA, Mossoró - RN. 111f. 2018.

NOOR ALHAMAD, M. Ecological and species diversity of arid Mediterranean grazing land vegetation. **Journal of Arid Environments** 66: 698-715, 2006.

OESTERHELD, M.; LORETI, J.; SEMMARTIN, M.; PARUELO, J. Grazing, fire, and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. In: WALKER, L. R. (Ed.), **Ecosystems of Disturbed Ground**. Elsevier, Amsterdam, pp. 287-306, 1999.

OSEM, Y.; PEREVOLOTSKY, A.; KIGEL, J. Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. **Journal of Ecology** 90: 936-946, 2002.

PAPACHRISTOU, T. G.; DZIBA, L. E.; PROVENZA, F. D. Foraging ecology of goats and sheep on wooded rangelands. **Small Ruminant Research**, v. 59, p. 141-156, 2005.

PAVOINE, S.; BONSALL, M. B. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society** 86: 792-812, 2011.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 437-457, 2009.

PENNINGTON, R. T.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 261–273, 2000.

PEREIRA, I. M.; ANDRADE, L. A. de; COSTA, J. R. M.; DIAS, J. M. Análise da regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botânica Brasílica**, Porto Alegre, v. 15, n. 3, p. 413-426, 2001.

PIÑEIRO, G.; PARUELO, J.; OESTERHELD, M.; JOBBÁGY, E. G. Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. **Rangeland Ecol. Manage.** 63, 109-119, 2010.

PORTILLA-ALONSO R. M; MARTORELL C. Demographic consequences of chronic anthropogenic disturbance on three populations of the endangered globose cactus

Coryphantha werdermannii. **Journal of Arid Environmental** 75:509–515. doi:10.1016/j.jaridenv.2011.01.015, 2011.

PUERTO, A.; RICO, M.; MATÍAS, M. D.; GARCÍA, J. A. Variation in structure and diversity in Mediterranean grasslands related to trophic status and grazing intensity. **Journal of Vegetation Science** 1: 445-452, 1990.

QUEIROZ L. P. de; CARDOSO D.; FERNANDES M. F.; MORO M.F. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: SILVA J. M. C.; LEAL I. R.; TABARELLI, M. (eds) Caatinga. **Springer**, Cham, 2017.

R Development Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna Austria R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available: <http://www.R-project.org/>

RIBEIRO, N. P. et al. Biodiversidade e conservação de recursos genéticos de espécies arbóreas. **Multitemas**, v. 21, n. 50, 201.

RIBEIRO-NETO, J.D.; ARNAN, X.; TABARELLI, M.; LEAL, I.R. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation** 25, 943-956. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1099-5>, 2016.

RITO, K.F.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; QUEIROZ, R.T.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology** 105, 828–838. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>, 2017.

SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E.; SALCEDO, I. H.; TIESSEN, H. Regrowth of Caatinga vegetation after slashing and burning at Serra Talhada, PE, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, p. 621–632, 1998.

SANTOS, D. J. **Área de vida de caprinos domésticos (*Capra hircus*, Bovidae) em uma paisagem de caatinga antropizada**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2010. 64p. Dissertação Mestrado.

SCHULZ, K.; GUSCHAL, M.; KOWARIK, I.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CIERJACKS, A. Grazing, forest density and carbono storage: towards a more sustainable land use in Caatinga dry forests of Brazil. **Regional Environmental Change** <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1303-0>. 2018.

SCHULZ, C.; KOCH, R.; CIERJACKS, A.; KLEINSCHMIT, B. Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain – analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001–2012). **J Arid Environ** 136:54–74, 2017.

SILVA, J. M. C. da.; BARBOSA, L. C. F. Impact of human activities on the Caatinga. Springer, 359-368, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_13. In: SILVA J. M. C.; LEAL I. R.; TABARELLI, M. (eds) Caatinga. **Springer**, Cham, 2017.

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.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental conservation**, v. 25, n. 1, p. 1-2, 1998.

SINGH, J.; PANDEY, U.; TIWARI, A. Man and forests: a central Himalayan case study. **Ambio** 13:80–87, 1984.

SKARPE, C.; JANSSON, I.; SELJELI, L.; BERGSTROM, R.; RØSKAFT, E. Browsing by goats on three spatial scales in a semi-arid savanna. **Journal. Arid Environ.** 68, 480E491, 2007. VERHEYEN, K.; GUNTENSPERGEN, G. R.; BIESBROUCK, B.; HERMY, M. An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. **J. Ecol.** 91, 731e742, 2003.

SOBRINHO, M.S.; TABARELLI, M.; MACHADO, I.C.; SFAIR, J.C.; BRUNA, E.M.; LOPES, A.V. Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. *Biotropica* 0, 1–12. <https://doi.org/10.1111/btp.12334>, 2016.

STERNBERG, M.; GUTMAN, M.; PEREVOLOTSKY, A.; UNGAR, E.D.; KIGEL, J. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. **Journal of Applied Ecology** 37: 224-237, 2000.

TABARELLI, M.; LOPES, A.; PERES, C.. Edge effects drive tropical forest fragments towards an early successional system. **Biotropica**, v. 40, n.6, p. 657-661. 2008.

THOMPSON, P. L.; RAYFIELD, B.; GONZALEZ, A. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. **Ecography** 40:98-108, 2017.

TSCHARNTKE, T.; TYLIANAKIS, J. M.; RAND, T.A. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. **Biol Rev** 87:661-685, 2012. doi:10.1111/j.1469- 185X.2011.00216x.