



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

DEPARTAMENTO DE FITOTECNIA E
CIÊNCIAS AMBIENTAIS



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA

Campus II - Areia – PB

**FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA, DEPOSIÇÃO DE
SERAPILHEIRA E ATIVIDADE MICROBIANA EM ÁREAS DE
CAATINGA SOB PASTEJO CAPRINO**

Rômulo Gil de Luna

Areia – Paraíba – Brasil

2015

**FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA, DEPOSIÇÃO DE
SERAPILHEIRA, ATIVIDADE MICROBIANA EM ÁREAS DE
CAATINGA SOB PASTEJO CAPRINO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Comitê de Orientação:

Prof. Dr. Jacob Silva Souto

Prof. Dr. Albericio Pereira de Andrade

Areia – Paraíba – Brasil

2015

Ficha Catalográfica Elaborada na Seção de Processos Técnicos da
Biblioteca Setorial do CCA, UFPB, *Campus II, Areia - PB*

L961f

Luna, Rômulo Gil de.

Florística e fitossociologia, deposição de serapilheira e
atividade microbiana em áreas de caatinga sob pastejo caprino /
Rômulo Gil de Luna. - Areia: UFPB/CCA, 2015.

167 f.: il. Color

Tese (Doutorado em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias.
Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2015.

Bibliografia.

Orientadores: Jacob Silva Souto, Albericio Pereira de Andrade

1. Semiárido. 2. Pastejo. 3. Desertificação. 4. Indicadores
ecológicos. I. Souto, Jacob Silva II. Andrade, Albericio Pereira de
III. Título.

UFPB/BC

CDU: 631/635(043)

RÔMULO GIL DE LUNA

FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA, DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA E ATIVIDADE MICROBIANA EM ÁREAS DE CAATINGA SOB PASTEJO CAPRINO

Trabalho de tese aprovado em: 11/04/2015

Banca Examinadora

**Prof. Dr. Jacob Silva Souto
(CSTR/UFCG)
Orientador**

**Prof. Dr. Albericio Pereira de Andrade
(UAG/UFRPE)
Co-orientador**

**Prof^a. Dr^a. Alecksandra Vieira de Lacerda
(CDSA/UFCG)
Examinadora**

**Prof. Dr. Pedro Dantas Fernandes
(UAEA/UFCG)
Examinador**

**Areia – Paraíba
2015**

Dedico este trabalho aos meus pais José Gil de Luna e Antônia Soares de Luna
(*in memoriam*) e
a minha companheira de todos os momentos, Cléia Pereira de Luna.

Aos jovens estudantes e orientadores jovens do porvir.

A supervalorização incondicional de normas conduz a deploráveis equívocos. Vez por outra, tomam por científicos discursos pobres em conteúdo, indigentes em inteligibilidade. Declara anticientíficos outros ricos em ideias e clareza. Normas rígidas metem a **originalidade** em camisa de força, considerando-a loucura. Engessam e imobilizam a **criatividade**, confundindo-a com grave fratura. Encarceram a **imaginação** em solitária masmorra, tomando-a por irrecuperável criminal. Conhecimentos novos não germinam como sementes, tendo, por árido solo, a falta de ousadia e a inflexibilidade mental de estudantes e orientadores incautos.

Luiz(ito) Dias Rodrigues
UFPB/CE
Filósofo e amigo

Em todo conhecimento produzido, existe algo do objeto conhecido e do sujeito conhecedor, porém, mais ou menos distorcido, deformado, pelas variáveis imperfeições do sujeito conhecedor. Por isso incumbe a **sábios, bons filósofos, cientistas fidedignos, sensíveis estetas e autênticos políticos e religiosos** o longo, lento, árduo e interminável trabalho de irem purificando progressivamente, geração após geração, o conhecimento humano da **sabedoria, da verdade, da beleza e do bem**, existentes nos objetos estudados, deles retirando as deformações ocasionadas pelo imperfeito modo humano de conhecer.

Lui(zito) Dias Rodrigues
UFPB/CE
Filósofo e amigo

Agradecimentos

À Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Departamento de Fitotecnia (DF), Programa de Pós-Graduação em Agronomia (PPGA), pelas facilidades concedidas durante a realização deste trabalho.

A todos os professores e servidores do PPGA, que tentaram fazer o melhor de si pelos seus estudantes em forma de pronto e bom atendimento.

À professora Dra. Krystyna Gorlac Lyra, chefe do laboratório BIOMICRO/DBM/UFPB, pelo fornecimento de um conjunto de condições que possibilitaram a realização de boa parte desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Alberício Pereira de Andrade, pelos aconselhamentos de fundo moral e, principalmente, pela paciência, experiência, orientação e apreço por todos os seus orientandos.

Ao Prof. Dr. Jacob Silva Souto, pelos ensinamentos, ousadia e versatilidade em buscar novos caminhos, de criar, aprimorar, adaptar instrumentos e ou equipamentos para se continuar a fazer ciência básica; prova viva e irrefutável de que *quem quer, faz e quem não quer, inventa uma desculpa*.

Ao estatístico, amigo e irmão, João Gil de Luna (UEPB), pelo delineamento e análise estatística desta pesquisa.

Ao ex-coordenador Ademar Pereira de Oliveira e à atual coordenadora Luciana Cordeiro do Nascimento, pelo apoio sempre presente quando a eles recorri.

À secretaria do PPGA, Eliane, por ter se mostrado sempre atenciosa às minhas solicitações.

Aos amigos que aqui fiz durante esta breve jornada enquanto estudante. Meus agradecimentos à Angeline Maria, Cosmo, Madson, Michel, Mariah, Mayara, Ariane, Daiane, Dinnara, Celina, Ernande, Belarmino, Danielle Brígida e muitos outros.

Ao estimado amigo Ronilson José da Paz, analista ambiental do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA), pelas correções, apoio e incentivo para a concretização deste trabalho.

Ao amigo Pedro da Costa Gadelha Neto, Biólogo/Botânico do Jardim Botânico Benjamim Maranhão de João Pessoa-PB, pelas dicas e sugestões para coleta de plantas e preparo de exsicatas, como também pela ajuda na identificação de algumas espécies vegetais e, principalmente, pela atualização das nomenclaturas botânicas.

Aos amigos caririenses, Roger e Claudemir da Silva, pela ajuda na implantação dos experimentos e pelas incontáveis coletas nem sempre junto a mim realizadas.

Em suma, meus mais sinceros agradecimentos a todas aquelas pessoas que de mim se aproximaram e que só me fizeram o bem.

Biografia



Rômulo Gil de Luna (Luna, R. G., 2015) – filho de José Gil de Luna (Paraibano) e de Antônia Soares de Luna (Cearense), nasceu em 7 de julho de 1968, na cidade paraibana de Ibiara (*terra que tem dono; terra demarcada*), foi garoto relativamente pobre e teve infância relativamente difícil como qualquer outro infante nascido numa família de pequenos agricultores. Em 1980, muda-se com a família para João Pessoa-PB, onde cursou e concluiu o Técnico em Mecânica, na Escola Técnica Federal da Paraíba (ETFPB), hoje Instituto Federal de Educação Tecnológica da Paraíba - IFPB. Em 1996, é graduado Bacharel em Biologia, pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Durante o período de graduação foi, por duas vezes, bolsista do PIBIC onde desenvolveu

estudos sobre os “Efeitos da drilosfera sobre algumas propriedades físicas, químicas e biológicas de um latossolo paraibano” e, em um segundo momento, “Biomassa e atividade microbianas sob efeito da vinhaca”. Em 1998, conclui o Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, na primeira turma do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA/UFPB, defendendo a dissertação “Microbiota edáfica e fitocenose como indicadores de degradacão ambiental do semiárido paraibano”. Em 1999, é contemplado com uma bolsa de Desenvolvimento Científico Regional (DCR) para estudar “Micro-organismos de solo em áreas de pastagens nativas e introduzidas no cariri paraibano”. Em 2000, ingressa no Curso de Doutorado, na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Departamento de Energia Nuclear (DEN), mas é forçado a abandonar este curso durante seu andamento, depois de um breve período, em virtude de ter sido aprovado em concurso público para o Centro Federal de Educação Tecnológica (CEFET), em Cajazeira-PB. Daí em diante, passa a tomar gosto pelo magistério e começa, também, a ministrar aulas em cursos preparatórios para vestibular (cursinhos), como também em Universidades e faculdades particulares em João Pessoa, tais como Universidade Aberta Vida (UVA), para estudantes de Licenciatura em Biologia; e FPB (Faculdade Internacional da Paraíba), para estudantes do Curso de Engenharia Ambiental. Em 2006, é aprovado e classificado em primeiro lugar em concurso público federal para o magistério superior pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus de Pombal-PB, onde ajudou a fundar os Cursos de Agronomia, Engenharia Ambiental e Engenharia de Alimentos. No início da implantação de tais cursos foi responsável, temporariamente, pelas disciplinas Agroecologia, Zoologia Geral e Conservação dos Recursos Naturais. Posteriormente, ficou responsável apenas pela cátedra de Ecologia Geral, disciplina para a qual prestou concurso. Atualmente encontra-se afastado para cursar este doutorado em Agronomia.

SUMÁRIO

| | |
|--|-------|
| LISTA DE FIGURAS | xii |
| LISTA DE TABELAS | xv |
| RESUMO GERAL | xviii |
| GENERAL ABSTRACT | xix |
| 1. INTRODUCÃO GERAL | 1 |
| 2. REVISÃO DE LITERATURA | 4 |
| 2.1. O bioma Caatinga | 4 |
| 2.2. Florística e fitossociologia | 6 |
| 2.2.1. Análise florística | 6 |
| 2.2.2. Análise fitossociológica | 7 |
| 2.3. A serapilheira | 9 |
| 2.4. A microbiota edáfica | 11 |
| 2.4.1. Importância da microbiota edáfica no desenvolvimento das pastagens | 11 |
| 2.4.2. Os micro-organismos do solo como bioindicadores | 13 |
| 2.4.2.1. A biomassa microbiana | 14 |
| 2.4.2.2. A atividade microbiana | 17 |
| 2.4.2.3. O quociente metabólico | 18 |
| 2.4.2.4. A relação carbono microbiano para carbono orgânico total do solo | 19 |
| 3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 21 |
| CAPÍTULO 1: ANÁLISE FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGICA DE ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO - BRASIL | 31 |
| RESUMO | 32 |
| ABSTRACT | 33 |
| 1. INTRODUCÃO | 34 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 35 |
| 2.1. Localização das áreas de estudo | 35 |
| 2.2. Disposição das parcelas no campo | 37 |
| 2.3. Medição e identificação dos indivíduos amostrados | 38 |
| 2.4. Análise florística | 38 |
| 2.5. Análise fitossociológica | 41 |
| 2.5.1. Parâmetros fitossociológicos analisados | 41 |
| 2.5.2. Curvas dos coletores | 44 |

| | |
|---|-----|
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 45 |
| 3.1. Análise florística | 45 |
| 3.1.1. Riqueza florística nas áreas estudadas | 45 |
| 3.1.2. Famílias, gêneros, espécies e número de indivíduos | 51 |
| 3.1.3. Padrão de distribuição espacial das espécies registradas | 61 |
| 3.2. Índice de diversidade florística | 64 |
| 3.2.1. Índice de Shannon-Weaver (H') | 64 |
| 3.3. Índice de similaridade florística | 66 |
| 3.3.1. Índice de Jaccard (J') ou Coeficiente de Jaccard (CJ) | 66 |
| 3.4. Análise dos parâmetros fitossociológicos | 67 |
| 3.4.1. Número de indivíduos, número de parcelas em que o táxon ocorreu, área basal, densidade absoluta do táxon, densidade relativa do táxon, frequência absoluta do táxon, frequência relativa do táxon, dominância absoluta do táxon, dominância relativa do táxon, Índice de valor de cobertura e Índice de valor de importância | 67 |
| 3.4.2. Classes de altura | 73 |
| 3.4.3. Classes de diâmetro | 74 |
| 3.4.4. Curvas dos coletores | 76 |
| 4. CONCLUSÕES | 78 |
| 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 79 |
| CAPÍTULO 2: DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO, BRASIL | 86 |
| RESUMO | 87 |
| ABSTRACT | 88 |
| 1. INTRODUÇÃO | 89 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 90 |
| 2.1. Localização das áreas de estudo | 90 |
| 2.2. Disposição dos coletores em campo | 92 |
| 2.3. Coleta do material depositado | 95 |
| 2.4. Delineamento estatístico | 96 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 97 |
| 3.1. Precipitação pluvial no município de São João do Cariri-PB | 97 |
| 3.2. Variações das temperaturas e do conteúdo de água no solo | 100 |
| 3.3. Análises estatísticas | 102 |
| 3.4. Deposição de serapilheira | 103 |
| 4. CONCLUSÕES | 118 |
| 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 118 |

| | |
|--|-----|
| CAPÍTULO 3: BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANAS EM ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO, BRASIL | 124 |
| RESUMO | 125 |
| ABSTRACT | 126 |
| 1. INTRODUÇÃO | 127 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS | 128 |
| 2.1. Localização das áreas de estudo | 128 |
| 2.2. Análises de solos: química e fertilidade | 129 |
| 2.2.1. Coleta e tratamento das amostras de solo para a determinação da biomassa e da atividade microbianas | 129 |
| 2.3. Biomassa microbiana do solo | 131 |
| 2.3.1. Fumigação e incubação | 132 |
| 2.4. Atividade microbiana do solo | 133 |
| 2.4.1. Atividade decompositora | 133 |
| 2.4.2 Atividade respiratória | 134 |
| 2.4.3. O quociente metabólico ou respiração específica da biomassa microbiana (ou qCO_2) | 135 |
| 2.4.4. $C_{mic} : C_{org}$ ou relação do carbono da BM como porcentagem do carbono orgânico total do solo | 136 |
| 2.5. Delineamento estatístico para a estimativa da respiração basal (RB) | 136 |
| 2.6. Delineamento estatístico para a estimativa da biomassa microbiana (BM), respiração basal (RB), qCO_2 e relação $C_{mic} : C_{org}$ | 137 |
| 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 138 |
| 3.1. Precipitação pluvial no município de São João do Cariri-PB | 138 |
| 3.2. Temperatura e conteúdo de água no solo das áreas estudadas | 141 |
| 3.3. Análise de solo: química e fertilidade | 143 |
| 3.4. Atividade decompositora | 149 |
| 3.5. Biomassa microbiana, respiração basal, qCO_2 e $C_{mic} : C_{org}$ | 154 |
| 4. CONCLUSÕES | 163 |
| 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 165 |

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1: ANÁLISE FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGICA DE ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO - BRASIL

| | |
|---|----|
| Figura 1. Mapa do Estado da Paraíba, com ênfase para as áreas experimentais localizadas na Fazenda Experimental Bacia Escola, município de São João do Cariri. | 36 |
| Figura 2. Características das áreas estudadas na Estação Experimental de São João do Cariri, Paraíba: A- Vegetação arbustivo-arbórea com sinais de rarefação; B- Foco de degradação avançada; C- Pastejo caprino permanente nas áreas I e II. | 37 |
| Figura 3. Número de espécies que compõem as famílias amostradas em quatro áreas de caatinga, em São João do Cariri, Paraíba. | 47 |
| Figura 4. Distribuição de indivíduos por classes de altura em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 74 |
| Figura 5. Distribuição de indivíduos por classes de diâmetro em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 75 |
| Figura 6. Curvas dos coletores para quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, relacionando o número de espécies registradas em função das áreas acumuladas (3.000 m ²). | 78 |

CAPÍTULO 2: DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO, BRASIL

| | |
|---|----|
| Figura 1. Mapa do Estado da Paraíba, com ênfase para as áreas experimentais localizadas na Fazenda Experimental Bacia Escola, município de São João do Cariri, Paraíba. | 91 |
| Figura 2. Disposição esquemática das linhas de faixa em cada área experimental da Estação Experimental de São João do Cariri, Paraíba. | 93 |
| Figura 3. Delimitação de área para coleta de serapilheira (0,5 m x 0,5 m) em áreas contíguas de caatinga com caprinos no município de São João do Cariri, Paraíba. | 94 |
| Figura 4. Coletor de serapilheira com rede de náilon (1,0 m x 1,0 m) utilizado na área sem caprinos, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 95 |
| Figura 5. Médias mensais das precipitações pluviais nos últimos 28 anos (1985-2013), no município de São João do Cariri, Paraíba. | 97 |

| | |
|--|-----|
| Figura 6. Precipitação pluvial mensal no município de São João do Cariri, Paraíba, durante os anos de 2012 e 2013. | 98 |
| Figura 7. Temperaturas médias mensais no município de São João do Cariri, Paraíba, durante os anos de 2012 e 2013. | 100 |
| Figura 8. Conteúdo de água no solo em áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 101 |
| Figura 9. Valores médios da deposição de serapilheira (g.m^{-2}) relativos aos meses de coleta (ano de 2012) em três áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 107 |
| Figura 10. Valores médios da deposição de serapilheira (g.m^{-2}) relativos aos meses de coleta (ano de 2013) em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 108 |
| Figura 11. Médias mensais da deposição de serapilheira (g.m^{-2}), em três áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, no ano de 2012. | 109 |
| Figura 12. Médias mensais da deposição de serapilheira (g.m^{-2}), em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, no ano de 2013. | 110 |
| Figura 13. Deposição de serapilheira (kg.ha^{-1}) durante o período de chuva e de seca em três áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, em 2012. | 111 |
| Figura 14. Deposição de serapilheira (kg.ha^{-1}) durante o período de chuva e de seca em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, em 2013. | 112 |

CAPÍTULO 3: BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANAS EM ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO, BRASIL

| | |
|---|-----|
| Figura 1. Mapa do Estado da Paraíba, com ênfase para as áreas experimentais localizadas na Fazenda Experimental Bacia Escola, município de São João do Cariri, Paraíba. | 129 |
| Figura 2. Disposição dos saquinhos ao longo das linhas de faixa para análise da atividade decompositora dos micro-organismos, a 20,0 cm de profundidade. | 134 |
| Figura 3. Esquema para a determinação da biomassa e da atividade microbiana do solo (Modificado de REIS JÚNIOR e MENDES, 2007). | 135 |
| Figura 4. Médias mensais das precipitações pluviais nos últimos 28 anos (1985-2013), no município de São João do Cariri, Paraíba. | 139 |
| Figura 5. Precipitação pluvial mensal no município de São João do Cariri, Paraíba, durante os anos de 2012 e 2013. | 140 |

Figura 6. Temperaturas médias mensais no município de São João do Cariri, Paraíba, durante os anos de 2012 e 2013. 141

Figura 7. Conteúdo de água no solo em áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. 142

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1: ANÁLISE FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGICA DE QUATRO ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO, BRASIL

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Espécies registradas em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 46 |
| Tabela 2. Comparação do número de famílias, gêneros e espécies ocorrentes em quatro áreas de caatinga, entre os anos de 2009 e 2013, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 53 |
| Tabela 3. Número de indivíduos por área e percentual de mortes após quatro anos de pastejo no município de São João do Cariri, Paraíba. | 54 |
| Tabela 4. Número de parcelas (NP), área total amostrada em hectare (ATA), número de indivíduos (NI), número de indivíduos por hectare (NIH) e números de famílias, gêneros e espécies registradas em quatro áreas de caatinga no município de São João do Cariri, Paraíba. | 56 |
| Tabela 5. Número e percentual de indivíduos por família e área, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 56 |
| Tabela 6. Número e percentual de indivíduos por família em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 58 |
| Tabela 7. Número e percentual de indivíduos por espécie e área, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 59 |
| Tabela 8. Número e percentual de indivíduos por espécie em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 61 |
| Tabela 9. Padrão de distribuição das espécies registradas, segundo o Índice de MacGuinnes (IGA), em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 62 |
| Tabela 10. Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 66 |
| Tabela 11. Índice de similaridade de Jaccard (J') em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. | 67 |

| | |
|---|----|
| Tabela 12. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. Nt = número de indivíduos do táxon; nAt= número de parcelas em que o táxon ocorreu; AB = área basal (m ²); DA = densidade absoluta (ind./ha); DR = densidade relativa (%); FA = frequência absoluta (%); FR = frequência relativa (%); DoA = dominância absoluta (m ² /ha); DoR = dominância relativa (%); IVC = índice de valor de cobertura; IVI = índice de valor de importância. | 69 |
|---|----|

CAPÍTULO 2: DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO, BRASIL

| | |
|--|-----|
| Tabela 1. Valores obtidos dos coeficientes de variação (C.V), da estatística de Shapiro-Wilk (W) para o teste de normalidade, das estatísticas de Levene e Bartlett (F e X ²) para o teste de homogeneidade das variâncias e das médias de produção de serapilheira relativas aos tratamentos, em cada mês dos anos 2012 e 2013. | 105 |
|--|-----|

| | |
|---|-----|
| Tabela 2. Valores médios da deposição de serapilheira (g.m ⁻²) relativos aos meses nos anos de 2012 e 2013. | 107 |
|---|-----|

| | |
|--|-----|
| Tabela 3. Análises estatísticas não-paramétricas (KRUSKAL-WALLIS, 1952) e comparações múltiplas das médias dos postos da serapilheira em relação aos tratamentos em cada coleta no ano 2013. | 117 |
|--|-----|

CAPÍTULO 3: BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANAS EM ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO, BRASIL

| | |
|---|-----|
| Tabela 1. Dados de precipitação pluvial no município de São João do Cariri, Paraíba: médias mensais máximas e mínimas de 1911 a 1983. | 138 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| Tabela 2. Química e fertilidade dos solos provenientes de quatro áreas de caatinga do município de São João do Cariri, Paraíba. | 144 |
|---|-----|

| | |
|--|-----|
| Tabela 3. Valores obtidos dos coeficientes de variação (C.V.), da estatística de Shapiro-Wilk (W) para o teste de normalidade, das estatísticas de Levene e Bartlett (F e X ²) para o teste de homogeneidade das variâncias e das médias (repetições) da decomposição de celulose relativas aos tratamentos, em cada coleta nos anos de 2012 e 2013. | 151 |
|--|-----|

| | |
|--|-----|
| Tabela 4. Análises estatísticas não-paramétricas (KRUSKAL-WALLIS, 1952) e comparações múltiplas das médias dos postos da decomposição de celulose em relação aos tratamentos em cada coleta nos anos de 2012 e 2013. | 153 |
|--|-----|

| | |
|---|-----|
| Tabela 5. Resultados do coeficiente de variação, da estatística W de Shapiro-Wilk e do nível descritivo do teste (p-valor), associados às variáveis originais e transformadas para o experimento com uma testemunha (2012). | 155 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| Tabela 6. Resultados do coeficiente de variação, da estatística W de Shapiro-Wilk e do nível descritivo do teste (p-valor), associados às variáveis originais e transformadas para o experimento com duas testemunhas (2013) | 155 |
| Tabela 7. Resultados da análise de variância para testar os efeitos dos contrastes de interesse, dos tratamentos e das épocas de avaliação; do teste de Tukey para comparação das médias duas a duas com respectivas D.M.S, obtidos a partir dos dados do experimento 1 (2012) | 157 |
| Tabela 8. Resultados da análise de variância para testar os efeitos dos contrastes de interesse, dos tratamentos e das épocas de avaliação; do teste de Tukey para comparação das médias duas a duas com respectivas D.M.S, obtidos a partir dos dados do experimento 2 (2013) | 158 |
| Tabela 9. Estimativas das médias dos valores observados das variáveis originais relativas aos tratamentos e época de avaliação para o experimento 1 (2012) | 162 |
| Tabela 10. Estimativas das médias dos valores observados das variáveis originais relativas aos tratamentos e época de avaliação para o experimento 2 (2013) | 162 |

Florística e fitossociologia, deposição de serapilheira e atividade microbiana em áreas de caatinga sob pastejo caprino

RESUMO GERAL - A Caatinga é o bioma principal do semiárido brasileiro e o número de áreas degradadas em seus ecossistemas vem crescendo a cada dia. Conhecer a composição florística e fitossociológica, da deposição de serapilheira, e de atributos microbiológicos do solo em áreas sob diferentes densidades de caprinos, visando à utilização desses parâmetros como indicadores de desertificação foi o objetivo dessa investigação científica. O estudo foi realizado na Fazenda Experimental Bacia Escola (7° 24' S; 36° 32' W), em São João do Cariri-PB. A densidade de caprinos foi de 3 animais. ha⁻¹ e 1,5 animais. ha⁻¹, nos tratamentos T₁ e T₂, respectivamente; e sem animais em T₃ e T₄. Para cada tratamento foram plotadas 30 parcelas de 10 m x 10 m em cada área experimental, distribuídas ao longo de três linhas de faixa semiparalelas. Na análise florística e fitossociológica foram incluídos apenas indivíduos com CNS ≥ 9,5 cm e At ≥ 1,0 m. Foram distribuídos coletores nas áreas, com inspeção mensal para coleta de material caído das plantas. O referido material foi seco em estufa e pesado. Foram realizadas coletas de solo para análises de atributos microbiológicos e de química e fertilidade. Para a determinação da atividade decompositora (AD) foram utilizados saquinhos de náilon com celulose pura em seu interior e enterrados a 20,0 cm de profundidade. Estes foram coletados e renovados a cada 45 dias e determinada sua taxa de decomposição. A biomassa microbiana (BM) foi estimada utilizando-se do método de fumigação-incubação e a atividade respiratória (AR) a partir de amostras de solo não-fumigadas. Desses parâmetros foram calculados o qCO₂ e o C_{mic} : C_{org} dos solos. Relacionados a florística e fitossociologia, foram registrados 413 indivíduos, seis famílias e nove espécies; 332 indivíduos, sete famílias e nove espécies; 315 indivíduos, seis famílias e nove espécies e 215 indivíduos, quatro famílias e sete espécies nos tratamentos T₁, T₂, T₃ e T₄, respectivamente. As famílias com o maior número de indivíduos foram Fabaceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae e Cactaceae, e as espécies *P. pyramidalis*, *A. pyrifolium*, *P. gounellei* e *C. blanchetianus* exibiram os maiores valores para todos os parâmetros fitossociológico analisados. Com relação aos dados de serapilheira, não foram encontradas evidências suficientes para se avaliar os efeitos dos tratamentos, das épocas de avaliação e da sazonalidade sobre a deposição desse material. Em quase todos os tratamentos, a deposição foi muito baixa comparativamente a outras áreas de caatinga preservadas, sendo, em alguns tratamentos, inferiores ao consumo anual dos caprinos. Nos solos dos quatro tratamentos apresentaram era elevada soma de bases (teores de Ca, Mg, K e Na elevados) e baixos os teores de matéria orgânica do solo. Os baixos valores de serapilheira obtidos quando comparados àqueles observados em áreas de caatingas preservadas parecem servir de bons indicadores de degradação. A atividade decompositora não foi adequada como indicadora biológica de áreas degradadas, pois em algumas épocas de avaliação ela foi maior em T₁ e T₂ e em outras, nas testemunhas. Como análise geral, pode-se afirmar que o solo do tratamento T₃ apresentou o melhor pH, os maiores teores de P, K, Ca e Mg e valores de CTC, V% e SB do que o solo das áreas I, II e IV, como também o maior índice de diversidade florística. Os parâmetros BM, RB, qCO₂ e a relação C_{mic} : C_{org} (em 2012) e BM e C_{mic} : C_{org} (2013) foram mais sensíveis à degradação pelo pastejo, podendo ser utilizados como indicadores ecológicos de áreas degradadas.

Palavras-chave: Semiárido, Pastejo, Desertificação, Indicadores ecológicos.

Floristic and phytosociology, deposition of litter and microbial activity in areas of caatinga under different densities of goats

GENERAL ABSTRACT - The Caatinga is the main biome of the Brazilian semi-arid region and the number of degraded areas in its ecosystems has been growing every day. The objective of this work is to know the floristic and phytosociological composition of litter deposition, and microbiological attributes of soil in areas under different densities of goats, aiming to use these parameters as indicators of desertification. The study was carried out on the Experimental Farm Basin School ($7^{\circ} 24' S$; $36^{\circ} 32' W$), in São João do Cariri-PB. The density of goats was of 3 animals/ha and 1.5 animals/ha in the treatments T_1 and T_2 , respectively; and no animals in T_3 and T_4 . Thirty plots of $10\text{ m} \times 10\text{ m}$ were plotted in each experimental area, distributed over three lines of semi-parallel tracks. Floristic and phytosociological analyses included only individuals of arboreal and shrubby ports with CNS $\geq 9.5\text{ cm}$ and At $\geq 1.0\text{ m}$. Collectors were distributed in the areas, with monthly inspection to collect the material that fell from plants. The referred material was kiln-dried and weighed. Soil samples were collected to analyze microbiological and chemical attributes and fertility. To determine the decomposition activity (AD), nylon bags were used containing pure cellulose in its interior, and buried at 20.0 cm depth. These were collected and renewed every 45 days, which rate of decomposition was determined. The microbial biomass (BM) was estimated using the method of fumigation-incubation and respiratory activity (AR) from non-fumigated soil samples. From these parameters, the qCO_2 and $C_{mic} : C_{org}$ of soils were calculated. Related to floristic and phytosociology, 413 individuals were registered, six families and nine species; 332 individuals, seven families and nine species; 315 individuals, six families and nine species and 215 individuals, four families and seven species in T_1 , T_2 , T_3 and T_4 , respectively. The families Fabaceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae and Cactacea were those that exhibited the greatest numbers of individuals, and the species *P. pyramidalis*, *A. pyrifolium*, *P. gounellei*, and *C. blanchetianus* exhibited the highest values for all phytosociological parameters analyzed. Considering the data of litter, it was not found sufficient evidence to conclude about the effects of treatments, and evaluation times of seasonality on the deposition of this material. In almost all treatments, the deposition was very low if compared to other areas of caatinga preserved, being, in some treatments, less than the annual consumption of goats. The soils of the four treatments presented high sum of bases (high contents of Ca, Mg, K and Na) and low levels of soil organic matter. The low values of litter here obtained when compared to those observed in areas of better preserved caatingas seem to serve as good indicators of degradation. The AD (decomposition activity) was not useful as biological indicator of degraded areas, because in some evaluation times it was higher in T_1 and T_2 and in others, in the testimony area. As general analysis, one can infer that the treatment T_3 presented the best pH, the highest levels of P, K, Ca and Mg and values of CTC, V% and SB than the soil of the areas I, II and IV, as well as the highest floristic diversity. BM parameters, RB, qCO_2 and $C_{mic} : C_{org}$ relation (in 2012) and BM and $C_{mic} : C_{org}$ (2013) were more susceptible to degradation by grazing, and can be used as ecological indicators of degraded areas.

Keywords: Semi-arid, Grazing, Desertification, Ecological indicators.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil, país de dimensão continental, abriga vários tipos de formação vegetal ou biomas, com sua flora, fauna, e clima peculiares, tais como, a Floresta Amazônica, a Mata Atlântica, o Cerrado, a Caatinga, os Campos Sulinos (Pampas), o Complexo do Pantanal e outros biomas não menos importantes.

Dentre os biomas brasileiros, provavelmente a Caatinga seja o menos conhecido do ponto de vista estrutural e, principalmente, do ponto de vista funcional. Tal situação, segundo Giulietti et al. (2004), está arraigada na crença de ser tal bioma resultado da modificação de uma outra formação vegetal, outrora, associada a uma baixa biodiversidade, sem endemismo florístico ou faunístico e muito alterada pelas atividades humanas. De acordo com Tabarelli et al. (2000), apenas 41% do bioma foi amostrado, sendo insuficientes os estudos no restante da área boa parte do restante, considerado sub amostrado.

O termo Caatinga vem do tupi (*ka'a* – mata; e *tinga* – clara, rala, acinzentada), portanto mata clara ou mata rala. Este termo foi, certamente, a forma encontrada pelos primeiros habitantes pré-colombianos, para atribuir um significado à paisagem esbranquiçada pela perda das folhas no período seco, bem como pela exposição de seus troncos e ramos acinzentados durante as estiagens. A Caatinga é o tipo de vegetação a cobrir os territórios brasileiros de clima semiárido. Encontra-se presente em nove Estados brasileiros, quais sejam: Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia. De acordo com Silva et al. (2004), também podem ser encontrados encraves de Caatinga fora do Nordeste como, por exemplo, no norte de Minas Gerais.

Climaticamente, a região se caracteriza pela irregularidade do regime pluvial, com apenas duas estações claramente definidas: a estação chuvosa (tida como inverno) estendendo-se por três a cinco meses, e a estação seca (tida como verão) por sete a nove meses. Os baixos índices pluviais (média anual de 500 mm) e a irregularidade das chuvas, no tempo e no espaço, são a característica mais marcante da região. Frequentemente ocorrem secas prolongadas que chegam a frustrar o desenvolvimento da agricultura e debilitar a pecuária (SAMPAIO, 2010). A evaporação e a evapotranspiração são muito elevadas em virtude da baixa latitude, por estar localizada a região entre 3°S e 18°S, ou seja, muito próxima da linha do Equador, onde os raios solares incidem quase na vertical, de janeiro a dezembro, proporcionando elevadas médias térmicas durante o ano todo (MENDES, 1997).

Ainda de acordo com Mendes (1997), a temperatura média anual varia de 23 °C a 27 °C, tanto ao longo das latitudes quanto das longitudes e durante todo o ano. A amplitude

térmica diária encontra-se em torno de 10º C. A umidade relativa do ar é pequena, com média anual em torno de 50%. A luminosidade é muito elevada, ficando em torno de 2.800 horas de luz solar por ano. Durante os períodos de seca, a nebulosidade e a umidade relativa do ar tornam-se muito baixas, os ventos ficam secos, quentes e velozes (15 a 25 km/h), e a temperatura média muito elevada, aumentando a evaporação. Todos esses condicionantes climáticos, segundo Mendes (1997), fazem da região semiárida brasileira uma das regiões secas mais quentes do planeta.

Devido a estes fatores limitantes muitos mitos foram criados em torno da biodiversidade da Caatinga, quais sejam: de ser ela homogênea; de ter biota pobre em espécies e em endemismo; e de ser pouco alterada.

Segundo Silva (2004), apesar de ainda ser mal conhecida, sabe-se que a Caatinga não é homogênea, e sim, altamente heterogênea, incluindo centenas de diferentes tipos de fitofisionomias. Sabe-se, também, não ser pobre a biota da Caatinga, sendo mais rica do que qualquer outro bioma do mundo que apresente as limitações que a este bioma apresenta e, por fim, ela é bastante alterada, sendo um dos mais degradados pelo homem.

De acordo com o IBGE (2004), não há um consenso para sua abrangência geográfica, embora se admita que esta formação vegetal palmilhe, aproximadamente, 844.453 km², perfazendo 9,9% do território brasileiro ou 55,6% do Nordeste. Dada sua heterogeneidade, também não há um consenso para uma definição ou conceituação adequada que se aplique a todas as fitofisionomias que ela exibe, uma vez que, sempre existirá uma ou outra fisionomia cujas características podem não se adequar ao novo conceito proposto. A Caatinga tem sido denominada de Vegetação Caducifólia Espinhosa, bem como, de Florestas ou Matas Secas Decíduas. Na classificação brasileira, é um tipo de Savana Estépica (VELOSO et al., 1991 e 2002) semelhante ao Cerrado e outras vegetações abertas. Para Sampaio (2010), o entendimento sobre a Caatinga ainda é subjetivo e impreciso, faltando critérios exatos e amplamente aceitos que permitam identificar, inequivocamente, os seus diversos tipos. Assim, a Caatinga desafia uma definição geral, dada a sua heterogeneidade de paisagens ou feições.

Com relação à zonação, o Nordeste brasileiro é dividido em Zonas Litorânea, Agreste e Sertão. A região Semiárida é formada por estas duas últimas, abrangendo, aproximadamente, 70% das áreas do Nordeste, representando de 11 a 13% do território brasileiro.

Inserido nessa imensa região Semiárida está o Cariri paraibano, situado no Planalto da Borborema, uma das ecorregiões ou Grandes Unidades de Paisagem de Caatinga, conforme estabelece o Zoneamento Agroecológico do Nordeste Brasileiro - ZANE (SILVA et al., 1993), um sistema de classificação de paisagens produzido pela EMBRAPA, que visa caracterizar e espacializar os ambientes em função da diversidade dos recursos naturais e de outros aspectos agrossocioeconômicos.

Assim como Caatinga, o termo Cariri também é de origem indígena, uma variação do tupi *kiri’ri*, cujo significado é *silencioso, deserto, ermo* (FERREIRA, 1975). Curiosamente, a palavra desertificação é de origem latina, sendo uma derivação de *desertus*, cujos significados são, *abandonado, inculto, selvagem, solidão, desolação, área vazia* (TAVARES DE MELO, 1998). Desta forma, embora de etimologias diferentes, as palavras Cariri e Desertificação apresentam o mesmo significado, estando a primeira ironicamente se transformando na segunda, de acordo com alguns observadores da microrregião dos Cariris Orientais.

A vegetação que cobre as áreas do Cariri é a Caatinga hiperxerófila, esparsa, caducifólia, espinescente, tortuosa, de pequeno porte e aparentemente degradada pelas atividades antrópicas, sobretudo o sobrepastoreio.

No passado a microrregião Oriental do Cariri foi, como muitas outras áreas semiáridas brasileiras, fortemente antropizada. Sua vegetação foi derrubada para dar lugar ao cultivo de pastos, feijão, milho e, principalmente, algodão. Esta última cultura foi, por muito tempo, a atividade econômica mais importante não só do Cariri, mas também do Sertão paraibano. Tal atividade foi imortalizada pelo artista pernambucano Luiz Gonzaga, na música intitulada Tropeiros da Borborema.

Nas últimas décadas, a pecuária tem sido alvo das atenções de diversos observadores da problemática do Cariri Oriental (ANDRADE et al., 2005; LUNA e COUTINHO, 2007; LUNA et al., 2008; VASCONCELLOS et al., 2010). De acordo com Silva (1993), os caprinos, bovinos e asininos que ali são criados (na maioria soltos).

Ayerza (1995) aponta outras consequências ambientais negativas provocadas por este tipo de manejo. Ele afirma que, além de interferir na regeneração natural e sucessão da vegetação, especialmente do estrato inferior, esta atividade também contribui para a redução e atenuação das temperaturas próximas do solo, das defesas contra a erosão eólica e a dessecação, inclusive, contra a erosão hídrica produzida durante a estação das chuvas.

No Cariri Oriental, a pecuária representa a atividade econômica de maior importância e, ao que tudo indica, é a que tem causado maior impacto ambiental. O manejo dos rebanhos

constitui um dos mais importantes aspectos a partir do qual será possível continuar mantendo esta atividade econômica, podendo ainda aumentar suas chances de desenvolvimento e sustentabilidade, principalmente quando se obtiver conhecimentos científicos sobre a capacidade de suporte desses ecossistemas.

Sendo a microrregião do Cariri Oriental nordestino aparentemente sem muitas alternativas de desenvolvimento e sustentabilidade, senão a pecuária, os estudos sobre as consequências desta prática constituem-se em grande contribuição para o desenvolvimento científico regional, beneficiando certamente, a população humana local. Uma vez que, um dos aspectos mais importante de conceituação de desenvolvimento sustentável, é o de melhoria da qualidade de vida, dentro da capacidade de suporte dos ecossistemas, conforme defende a WWF.

O presente estudo teve como objetivo conhecer o comportamento de um tipo de caatinga frente aos avanços do pastejo permanente, a partir do estudo comparativo da estrutura florística e fitossociológica, da deposição de serapilheira, da biomassa e da atividade microbianas em áreas do Cariri Oriental da Paraíba, sob diferentes densidades de caprinos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. O bioma Caatinga

A Caatinga é o bioma predominante no Nordeste brasileiro e se estende até o norte de Minas Gerais. Ela é caracterizada climaticamente pela sua semiaridez, longos períodos de estiagem, baixa precipitação pluvial (300-1000 mm/ano) e elevada evapotranspiração potencial (1500-2000 mm/ano); geologicamente por apresentar solos jovens, rasos e ricos em afloramentos rochosos; floristicamente por uma vegetação caducifólia, espinescente, esparsa e geralmente de pequeno porte (ANDRADE-LIMA, 1989; GIULIETTI et al., 2004).

Situada entre a linha do Equador e o Trópico de Capricórnio (cerca de 3° a 18° sul), a vegetação deste bioma exibe, em sua maior parte, plantas que apresentam características adaptativas relacionadas à deficiência hídrica na maior parte do ano. Tais adaptações incluem o acúmulo de água em seus caules e ou raízes, perda das folhas, presença de espinhos ou acúleos, predomínio de arbustos e árvores de pequeno porte e copa rarefeita (RODAL e SAMPAIO, 2002).

Estendendo-se pelos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e parte do Estado de Minas Gerais, a Caatinga ou Savana Estépica, é considerada um dos biomas brasileiros menos conhecidos. De acordo com Drumond et al. (2000), cerca de 70% de sua área encontra-se submetida a algum tipo de antropização.

Devido ao considerável número de formações vegetais fisionômica e floristicamente distintas, diversos autores (ANDRADE-LIMA, 1981; AB'SÁBER, 1984; FERNANDES e BEZERRA, 1990; SOUZA et al., 1994; ALCOFORADO-FILHO et al., 2003;) passaram a considerar a existência de diversos tipos de caatingas dentro do grande bioma Caatinga e que estes tipos de caatinga, de modo geral, refletem as condições climáticas ou topográficas onde estão localizadas (SARMIENTO, 1972).

Embora não haja consenso para sua abrangência geográfica IBGE (2004), tampouco para uma definição ou conceituação adequada que se aplique a todas as fitofisionomias que ela exibe (SAMPAIO, 2010), admite-se que esta imensa formação vegetal cubra uma área de aproximadamente 844.453 km², perfazendo 9,9% do território brasileiro ou 55,6% do Nordeste brasileiro.

O histórico de degradação deste bioma remonta ao período colonial, quando o processo de ocupação do território nordestino iniciou-se a partir do litoral, desenvolvendo-se em função da exploração de produtos extrativistas e da produção agrícola voltada para exportação. A pecuária foi a base da ocupação europeia do Semiárido brasileiro e continua sendo sua atividade rural de maior produção econômica. A Caatinga cobria originariamente quase um milhão de quilômetros quadrados. Hoje, apenas cerca de 40% ainda estão cobertas pela vegetação nativa, mas quase toda ela, segundo Sampaio (2010), vem sendo usada para extração de lenha; como pastagem nativa para criação dos rebanhos; ou como parte do sistema de agricultura itinerante, formando um imenso mosaico de áreas em distintos estádios de regeneração.

Nesta imensa região semiárida está inserida, como uma das áreas mais propensas à desertificação, a microrregião paraibana do Cariri Oriental, localizada na região fisiográfica da Borborema Central (NASCIMENTO e ALVES, 2008). Segundo Silva (1993) e Andrade et al. (2005), tal microrregião merece atenção especial, pois a paisagem atual apresenta-se intensamente degradada pelo pastejo, com fragmentos esparsos de caatinga hiperxerófila. De acordo com Barbosa et al. (2007) e Leal et al. (2005) as áreas de caatinga que ali se encontram em bom estado de conservação atualmente são raras. Do ponto de vista de Veloso

et al. (2002), o Cariri Paraibano está entre as áreas de maior prioridade para estudos e conservação da Caatinga, sendo um dos polos xéricos mais importante do semiárido brasileiro.

2.2. Florística e fitossociologia

2.2.1. Análise florística

Entende-se por florística (composição florística ou levantamento florístico) a descrição ou listagem de todas as espécies vegetais existentes em uma determinada área geográfica. É permitido na análise florística, adotar critérios de seleção ou de inclusão, como por exemplo: altura mínima do fuste, diâmetro mínimo do fuste, hábito da planta, área espacial e muitas outras. Segundo Leitão-Filho (1981), o prévio conhecimento das espécies que compõem uma área é vital para o manejo adequado da formação vegetal que nela se encontra.

Segundo Rodal (1992), a análise florística pode fornecer informações a respeito de um conjunto de fatores ambientais, tais como: o conteúdo de chuvas que precipita sobre uma determinada região, sua situação topográfica, profundidade e permeabilidade dos solos. Com relação ao conteúdo de chuvas, Andrade-Lima (1981) já havia observado um maior número de espécies em caatingas situadas em locais onde as precipitações eram mais elevadas. Com relação ao histórico de uso de uma área como pastagem ou outra forma de antropização, Moura Guerra, et al. (2014), Luna e Coutinho (2007), Andrade et al. (2005), Pereira et al. (2003) e Maracajá et al. (2003), estudando a vegetação de diferentes áreas, observaram números diferentes de táxons e de indivíduos.

De acordo com Leitão-Filho (1981), a análise florística é entendida, atualmente, como condição *sine qua non* para que se possam estabelecer divisões fitogeográficas confiáveis. Takahashi (1994) assevera a extrema importância de um levantamento florístico para o manejo de áreas verdes, acreditando este autor que os responsáveis pelo planejamento e manutenção de tais áreas, quase sempre, não dispõem de informações seguras para traçá-los.

Assim, a composição florística deve ser um dos primeiros aspectos a ser considerado em estudos de paisagens, manejo silviculturais, impactos ambientais ou quaisquer outras atividades que envolvam a utilização dos recursos florísticos.

Dos grandes biomas brasileiros, a Caatinga é, possivelmente, um dos mais desconhecidos do ponto de vista florístico. Diversos autores concordam que a diversidade

biológica é maior naquelas áreas que apresentam melhor estado de conservação, expressa tanto pelo número de famílias quanto pelo número de espécies registradas (MOURA GUERRA et al., 2014; LUNA e COUTINHO, 2007; ANDRADE et al., 2005).

Nas últimas décadas o número de trabalhos envolvendo estudos florísticos em áreas de caatinga cresceu muito, embora seja alegado que muito ainda resta para saber sobre esta vasta e tão complexa formação vegetal.

2.2.2. Análise fitossociológica

Por fitossociologia entende-se como sendo o ramo da Ecologia Vegetal que trata do estudo das comunidades vegetais sob os aspectos de sua classificação, distribuição, relação e outras características não menos importantes.

De acordo com Isernhagen (2001), esta ciência é a mais amplamente utilizada para diagnósticos qualitativos e quantitativos das formações vegetais e, por esta razão, muitos defendem seu uso em planejamento de gestão ambiental, manejo florestal, monitoramento da recuperação de áreas degradadas e estudos de impactos ambientais.

Etimologicamente, o termo deriva de radicais gregos e latinos, onde *fito*, significa vegetal, vegetação ou planta; *sócio*, sociedade ou grupo social; e *logia*, significa estudo, tratado, discurso. Desta forma, ao se analisar etimologicamente este termo, percebe-se que seu uso não é o mais apropriado para refletir o que a maioria considera que ele reflete, uma vez que, ele traduz **o estudo das sociedades vegetais** ou, como preferem alguns, **o estudo das plantas que vivem em sociedade**. O erro maior na aplicação deste termo reside no fato de ele fazer alusão às **plantas viverem em sociedade**, quando na realidade elas vivem em competição (por espaço, nutrientes e luz), ou em parasitismo (vivendo às custas de outras plantas prejudicando-as), epifitismo (vivendo sobre outras plantas sem prejudicá-las), protocoloperativismo (cooperando mutuamente), alelopatia (produzindo substâncias aleloquímicas que surtem efeito inibitório em outras plantas com as quais competem) e outras interações populacionais dentro da comunidade ou ecossistema em que vivem. Para que haja uma sociedade, os indivíduos interativos devem, obrigatoriamente, pertencerem à mesma espécie, característica esta que é ignorada quando se usa o referido termo.

A Relação Ecológica conhecida por **sociedade** reflete um grau de integração e funcionalidade que está acima de população e, ao mesmo tempo, abaixo de comunidade (RICKLEFS, 2003). Sabe-se que os organismos que realmente vivem em sociedade

pertencem a alguns poucos táxons integrantes do reino animal, e não vegetal, tais como, as abelhas, os cupins e a maioria das espécies de formigas. Em termos ecológicos, a própria sociedade humana não é um exemplo típico de sociedade, uma vez que seus integrantes competem muito mais entre si do que cooperam. Viver em sociedade ou em uma organização social, segundo o biólogo e astrônomo Carl Sagan (1984), foi uma característica que evoluiu através da seleção natural entre os animais, no sistema nervoso central, por uma razão muito simples: obter mais benefícios do que malefícios com a formação do grupo social, desde matar e não ser morto à cooperação mais refinada. Em suma, viver em sociedade foi uma consequência da evolução do sistema nervoso central, especificamente no cérebro (os indivíduos interativos têm liberdade para agir ou optar, ou ainda, têm consciência de suas intenções como, picar, ferroar, cortar, atacar, defender, injetar veneno, voar e até cultivar). Nas plantas, isso não acontece, pois elas não têm sistema nervoso central ou periférico e, portanto, nenhum poder de julgamento ou decisão. Talvez o termo mais apropriado aqui, em oposição ao de fitossociologia, embora ainda inexistente, fosse **fitocenologia**, uma vez que o sufixo **cenose** já é tradicionalmente aceito pelos ecólogos europeus e americanos no sentido de **comunidade**. Assim, fala-se em fitocenose e zoocenose, quando se pretende referir-se às comunidades vegetal e animal, respectivamente.

De qualquer forma, o termo pegou e é largamente aceito e considerado até os dias atuais, contrariando um dos preceitos de Descarte de “não aceitar nada sem entender e nem impor nada sem demonstrar”.

Estudos sobre florística e fitossociologia, segundo Sampaio (1996), foram iniciados na década de 60, pelo grupo da SUDENE, com o propósito de determinar o potencial madeireiro da região. Tais estudos foram aplicados em muitos tipos de ecossistemas, como em matas costeiras de Alagoas, Bahia e Maranhão e nas caatingas do Ceará, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte. De acordo com Andrade (2011), tais estudos remontam à década de 1940, quando na época o propósito era subsidiar estudos epidemiológicos de febre-amarela, no Estado do Rio de Janeiro. Só a partir do ano de 1960 foram realizados estudos florístico-fitossociológicos para inventariar espécies de valor econômico e estimar o estoque de madeira. Ainda de acordo com o referido autor, o uso da fitossociologia como ferramenta para fins conservacionista só veio a acontecer de fato a partir da década de 1990. Cavassan et al. (1984), citam e comentam vários outros trabalhos desenvolvidos nesta época em diversas formações vegetais do Brasil, tais como: Cerrado, Mata Atlântica e mata de várzea. Atualmente existe uma vasta gama de estudos botânicos realizados em áreas de caatinga como

meio para vários fins (FABRICANTE e ANDRADE, 2007; FREITAS et al., 2007; LACERDA et al., 2005; MARACAJÁ et al., 2003; PEREIRA et al., 2002; ARAÚJO et al., 1995).

Embora estes trabalhos tenham trazido grande contribuição ao conhecimento científico desta fitocenose, eles não reproduzem a realidade das caatingas de hoje, perturbadas e em forma de mosaico. Sendo assim, torna-se imprescindível continuar efetuando estudos para melhor conhecer e compreender a composição florística e fitossociologia desta complexa fitocenose, principalmente quando esta encontra-se fortemente ameaçada pela exploração humana, principalmente pela extração de lenha, sistema de roça e pecuária sem controle.

2.3. A serapilheira

As plantas, algas e certas bactérias fixam a energia solar e a transformam em carboidratos. Este processo, segundo Ricklefs (2003), é conhecido por produção primária e sua taxa é quantificada como produtividade primária. De acordo com Odum (1988), todo ano, cerca de 100 a 200 bilhões de toneladas de matéria orgânica são produzidas na biosfera. Uma quantidade aproximadamente igual é consumida, voltando a constituir gás carbônico e água durante o mesmo intervalo de tempo que foi necessário para a sua produção (TOWNSEND et al, 2006). Uma outra parte dessa produtividade passa a fazer parte da matéria orgânica do solo (BAYER e MIELNICZUK, 1999). Segundo Odum (1988), uma outra parte infinitamente pequena da produtividade primária nunca é decomposta, justificando a formação dos combustíveis fósseis em priscas eras. Parte desta produtividade, ainda fresca, é consumida pelos herbívoros (vertebrados e invertebrados), o restante, após senescênci a e morte, cai sobre o solo formando a serapilheira dos ecossistemas terrestres, sendo finalmente oxidada pelos organismos detritívoros e pela microbiota edáfica.

Nestes ecossistemas, a serapilheira representa a camada mais superficial que se deposita sobre o solo. Ela é oriunda não só de plantas ou partes mortas de plantas, mas também de animais mortos ou de suas excrescências. Dentre os componentes biológicos oriundos de tais seres destacam-se folhas, flores, frutos, cascas, ramos e fezes, que foram liberados ou desprendidos por estes seres após seu fim biológico (BORÉM; RAMOS, 2002). A serapilheira é, por conseguinte, a base da cadeia alimentar de organismos detritívoros, os quais desempenham papel fundamental no fluxo de matéria e energia desses ecossistemas (ODUM, 1988).

Podendo representar até 90% da produtividade primária líquida da vegetação (CLARK et al., 2001), a serapilheira é também conhecida pelo nome de serrapilheira, liteira, folhedo, manta orgânica ou *litter* (alusão inglesa à lixo). Esta camada de necromassa protege o solo contra a erosão e a lixiviação, atenua as temperaturas do solo, mantém por maior período de tempo a umidade neste e, portanto, o conforto hídrico das plantas, oferece abrigo e energia para uma vasta gama de micro, meso e macro-organismos edáficos, que atuam diretamente nos processos de decomposição desses materiais, fertilizando naturalmente os solos (SILVA et al., 2009).

A produção de serapilheira é contínua durante todo o ano, porém em quantidades diferentes, sendo fortemente influenciada pela época (CARREIRA et al., 2006; SILVA et al., 2007; 2009) e, em geral, por vários fatores limitantes abióticos como precipitação, evapotranspiração, aspectos edáficos, temperatura e radiação solar, bem como pela latitude, longitude, altitude, fotoperíodo, relevo e velocidade dos ventos (PORTES et al., 1996; SUNDARAPANDIAN e SWAMY, 1999; SANTANA et al., 2009) e bióticos como estrutura da vegetação, composição florística e estádio sucessional (SCHLITTLER et al., 1993; WERNECK et al., 2001).

A maioria dessas variáveis ambientais mencionadas tem menor ou maior influência nos diversos biomas da biosfera, porém parecem mais pronunciadas em florestas tropicais secas, sobretudo em áreas de caatingas, onde a heterogeneidade estrutural de habitats é por demais diversificada e onde a produção de serapilheira está intimamente relacionada com a sazonalidade.

Na região brasileira coberta pelo clima Semiárido, a Caatinga é o bioma que representa um destes tipos de florestas secas. Nela, os estudos sobre o comportamento solo-serapilheira ou outro tipo de resíduo orgânico tem sido frequentemente efetuados em áreas protegidas e, portanto, preservadas (COSTA et al., 2010; 2007; SOUTO, et al., 1999; 2004; 2008; 2009 e 2013; LOPES et al., 2009), apesar dessas áreas não reproduzirem a realidade da maioria das caatingas de hoje, perturbadas sob vários aspectos. Muitas delas estão passando por processo de degradação severa, sobretudo aquelas sob pastejo permanente. Pouco se sabe sobre a produção ou o acúmulo desse resíduo e a que velocidade ele contribui para a fertilidade do solo dessas áreas. Tais informações possibilitariam melhor conhecer uma parte deste biossistema e ajudaria a propor medidas de recuperação de sua função ecológica.

Ainda é muito insípiente a quantidade de trabalhos desenvolvidos em áreas de caatinga voltada para a compreensão de seu funcionamento (aspectos funcionais), como a sua

capacidade em se recompor após ser perturbada por estresse ou distúrbios (resistência/resiliência). O conhecimento científico obtido a partir de tais estudos é imprescindível para melhor entender o funcionamento deste bioma, auxiliando sobremaneira as tomada de decisões em planos de gestão e monitoramento.

2.4. A microbiota edáfica

2.4.1. Importância da microbiota edáfica no desenvolvimento das pastagens

É bastante conhecido o fato de que solos sob pastagens (gramíneas) são, em geral, muito ricos em micro-organismos, apresentando-se com valores elevados de biomassa microbiana, conforme atestam diversos autores (ROSS et al., 1980; SARATHCHANDRA et al., 1984; PAUL e CLARK, 1989; PATRA et al., 1990; LUIZÃO et al., 1992a e LUIZÃO et al., 1992b).

Na região semiárida brasileira, o conceito de pastagem foge ao que tradicionalmente se conhece como sendo “*um campo coberto predominantemente por gramíneas*”. Nesta região, a Caatinga (savana estépica) representa o principal, senão o único, pasto disponível para a criação dos rebanhos.

No município de São João do Cariri-PB, por exemplo, a pecuária extensiva representa a atividade econômica mais importante da microrregião do Cariri Oriental, sendo a criação de caprinos maior do que a de bovinos, ovinos e suínos. Os asininos, equinos, muares e bubalinos são ali criados em menor escala (IBGE, 1985; SILVA, 1993). A capacidade de suporte daquelas pastagens parece está sendo significativamente afetada pela forma tradicional de lhe dar com a terra e os rebanhos (onde os cultivos são mantidos presos e os animais são criados soltos).

Ao observar os dados do IBGE (1996), não se constata nenhum cultivo de forrageiras e/ou cereais mais adequados para as condições de clima e solos daquela microrregião que possam ser utilizados pelos animais. De acordo com observações empíricas dos criadores, os animais, sobretudo os caprinos e ovinos, constituem-se em vorazes devastadores daquela reduzida cobertura vegetal. Assim, o manejo das pastagens nativas constitui-se no único aspecto a partir do qual será possível continuar mantendo esta atividade econômica, podendo, ainda, aumentar suas chances de desenvolvimento e sustentabilidade.

Sendo aquela microrregião do semiárido brasileiro, aparentemente sem outras alternativas de desenvolvimento, senão a pecuária, os estudos sobre o destino das pastagens nativas frente aos avanços do superpastejo, constitui-se em grande contribuição beneficiando, certamente, a população humana local.

Nestes ambientes, as bactérias simbóticas, que vivem em associação com raízes de muitas leguminosas e algumas gramíneas; e os fungos endomicorrízicos, que se associam às raízes de diversas plantas, formam uma rizosfera extremamente rica, beneficiando as plantas com as quais estão associadas e o sistema edáfico como um todo (CARDOSO e FREITAS, 1988).

Os micro-habitats criados na rizosfera e a mineralização da reduzida cobertura morta são vitais para os microrganismos, propiciando a biogeociclagem dos nutrientes, essenciais às plantas e ao ecossistema como um todo, uma vez que, não se verifica nessas pastagens nativas nenhuma forma de importação de nutrientes (adubação, p. ex.), apenas exportação destes (na forma de erosão, queima, retirada de lenha e a venda dos animais para o abate), causando um progressivo empobrecimento do agroecossistema.

Portanto, medir a biomassa e a atividade microbianas dos solos dessas pastagens é muito útil à avaliação do desenvolvimento e produtividade destes agroecossistema, principalmente porque eles dependem essencialmente do processo de fertilização natural para sua sobrevivência.

De um modo geral, os micro-organismos do solo tendem a aumentar ou diminuir sua biomassa e atividade quando os agroecossistemas são bem ou mal manejados, respectivamente. A estimativa destes parâmetros, como bioindicadores, podem fornecer de imediato (ao contrário das análises químicas convencionais, que mostram algum resultado a longo prazo) informações importantíssimas sobre os processos impactantes que possam estar ocorrendo em um determinado ambiente e que precisem ser contornados antes que consequências negativas se agravem, como pode ser o caso da degradação das pastagens nativas do semiárido paraibano, pelo superpastejo.

As consequências desta atividade dizem respeito não só ao Brasil, mas a todas as nações do mundo. O desenvolvimento sustentável deve ser alcançado e entendido como “*um sistema que maximize os benefícios sócio-econômicos da geração presente, preservando a qualidade ambiental e a capacidade de produção para as gerações futuras*”, conforme preceitua o relatório da comissão mundial sobre meio ambiente e desenvolvimento (NOSSO

FUTURO COMUM, 1991). Fica implícita a necessidade de conhecimento da capacidade de produção e do gerenciamento de quaisquer sistemas produtivos, ao longo do tempo.

2.4.2. Os micro-organismos do solo como bioindicadores

Indicadores biológicos ou bioindicadores são todos aqueles organismos que, por apresentarem determinadas características, indicam uma ou algumas condições de seu ambiente de morada. Fala-se também em indicadores ecológicos ou ecoindicadores para se referir ao mesmo conceito. Segundo Grisi (2013), da mesma maneira que é possível saber que tipo de organismo vive em determinadas condições ambientais físicas, o inverso também é possível ser estimado.

Nas últimas décadas vários pesquisadores (VIEIRA et al., 1999; PASSIONATO et al., 2001; PEREIRA et al., 2004; MOSCATELLI et al., 2005; CARNEIRO et al., 2008; MARTINS et al. 2010; SILVA et al., 2012) vêm utilizando diversos parâmetros microbiológicos como eficientes indicadores ecológicos de mudanças nas propriedades do solo, tais como a biomassa microbiana; a relação carbono microbiano como porcentagem do carbono orgânico total do solo (representada resumidamente por $C_{mic} : C_{org}$); a taxa de decomposição; o quociente metabólico (ou taxa de respiração específica da biomassa ou simplesmente qCO_2) e a respiração edáfica. De acordo com Silva et al. (2012), características do solo, como o carbono orgânico total (COT), a biomassa microbiana e a atividade enzimática são influenciadas por diversos fatores e tem sido apontadas como indicadores biológicos adequados de alterações provocadas por diferentes sistemas de uso e manejo do solo.

A biodiversidade microbiana no solo, é uma forma comumente utilizada para se caracterizar um ambiente, como mostram várias obras clássicas (ALEXANDER, 1961; GRAY e WILLIAMS, 1971a; ATLAS e BARTHA, 1981; LYNCH, 1983; SIQUEIRA e FRANCO, 1988; PAUL e KLARC, 1989). Além da necessidade do conhecimento sobre quais os micro-organismos que existem no solo, torna-se imprescindível saber que função eles desempenham no seu habitat e nas diversas condições a que estejam submetidos. São, portanto, de grande importância à compreensão sobre o papel dos micro-organismos no solo, as determinações de sua quantidade e atividade, principalmente quando se produzem modificações no habitat natural da microbiota como, por exemplo, as decorrentes de manejo do solo e de modificações de suas propriedades em geral. No que diz respeito às avaliações de

modificações, os micro-organismos apresentam a vantagem de indicarem alterações nas propriedades do solo, de maneira mais rápida do que as análises químicas, uma vez que estas refletem efeitos cumulativos (POWLSON et al., 1987), na maioria das vezes, pouco conhecidas.

Tanto o conceito de capacidade de suporte de um solo, quanto o de sustentabilidade, fundamenta-se na dinâmica dos processos de **fonte** e **dreno**, nos quais a biomassa tem participação ativa e muito dinâmica, seja como compartimento de reserva ou temporário de nutrientes. A biomassa microbiana, como parâmetro dinâmico passível de modificações rápidas no solo, pode ser analisada e interpretada simultaneamente às avaliações de atividade das populações de microrganismos, sempre nas mesmas amostras de solo, face às suas heterogeneidades e alta biodiversidade (GRISI, 1995).

A biomassa e a atividade microbianas também refletem os efeitos de substâncias estranhas ao solo (compostos xenobióticos) e de elementos ou substâncias que possam ser tóxicas à vida edáfica, como alguns metais pesados e pesticidas (VIEIRA, 1999; PASSIONATO et al., 2001; PEREIRA et al., 2004; MOSCATELLI et al., 2005; CARNEIRO et al., 2008).

2.4.2.1. A biomassa microbiana

A biomassa microbiana é constituída por fungos, bactérias, protozoários, actinomicetos, microalgas e microfauna. Ela é comumente definida como a parte viva da matéria orgânica do solo, excluindo-se raízes e animais do solo maiores do que $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$. A biomassa microbiana contém em média de 2 a 5% do C orgânico do solo (JENKINSON e LADD, 1981) e de 1 a 5% do N total do solo (SMITH e PAUL, 1990).

A biomassa microbiana funciona como um catalizador ambiental ao decompôr a matéria orgânica do solo e imobilizar temporariamente elementos como C, N, P, K, Ca, Mg, S e micronutrientes que serão liberados após sua morte, podendo tornarem-se disponíveis para as plantas (PAUL e CLARK, 1989). Desta forma, a biomassa microbiana do solo funciona como fonte e dreno de nutrientes, representando um compartimento que afeta o fluxo de matéria e energia nos ecossistemas.

O papel dos micro-organismos na ciclagem desses nutrientes foi revisto por Grisi (1996). Já a grandeza deste compartimento vivo, foi comparada e sumarizada por diversos autores, tendo a maioria dos resultados, mostrado que a biomassa microbiana aumenta nos

solos dos seguintes sistemas ecológicos, no sentido: agricultura, floresta e pastagem (JENKINSON e LADD, 1981; GRISI, 1988; PAUL e CLARK, 1989; SMITH e PAUL, 1990). Em sistema de plantio direto (SPD), Venzke Filho et al. (2008) observaram que a biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio foram beneficiadas à medida que o tempo de adoção desse sistema era aumentado. Silva et al. (2012), observaram redução nas propriedades biológica do solo (atividade enzimática e carbono e nitrogênio da biomassa microbiana) quando comparados a ambientes pastoris e florestais.

Ao se tomar a biomassa microbiana como indicadora dos efeitos de tratamentos ou manejo de solos, assim como de recuperação de solos degradados, é importante considerar-se os dois aspectos seguintes, apontados por Smith e Paul (1990): **a)** em condições de campo a biomassa microbiana pode ser visualizada como um catalisador permanente a curto prazo, mas não em termos de ciclo anual, quando ocorrem flutuações estacionais da biomassa; **b)** as medições de biomassa não são uniformes em todo sistema ecológico, sendo, na verdade, relativas mas suficientes para avaliar os efeitos de procedimentos sobre os solos e a previsão de recuperação (ou reabilitação) de solos, quando usadas como marcador ecológico que registra tais mudanças relativas, ao longo do tempo.

Como todo micro-organismo requer primordialmente uma fonte de energia para o seu crescimento e como o carbono representa, em média, 47% de sua estrutura (JANKINSON e LADD, 1981), o carbono é tido como o principal elemento necessário à capacidade de suporte da microbiota edáfica. Esta capacidade é resultado da interação entre partículas minerais do solo, M. O. S. e biomassa microbiana (SMITH e PAUL, 1990). O balanço do carbono no solo, no entanto, continua carecendo de avaliações precisas, uma vez que as necessidades energéticas das populações microbianas excedem a disponibilidade de carbono nos sistemas ecológicos, conforme apontam diversos autores (ANDERSON e DOMSCH, 1985; GRISI, 1988; SMITH e PAUL, 1990). Em geral, é necessário considerar a biomassa como um compartimento do sistema ecológico com fases ativas e de dormência, esta última enfatizada como peculiar às populações microbianas do solo, por Gray e Williams (1971b).

Muitos trabalhos foram desenvolvidos sobre os mais variados tipos de sistemas ecológicos, em que as biomassas microbianas de C, N, P e de S do solo, são analisadas, como podem ser vistos nas revisões feitas por Grisi (1984), Grisi (1990) e Grisi (1995). A utilidade na determinação da biomassa microbiana nos estudos sobre biogeociclagem desses nutrientes, pode ser vistas em Grisi (1996). Estes nutrientes (considerando o fósforo como componente de ATP na biomassa de micro-organismos), mantêm-se na célula microbiana com uma

relação média, estável, quando em condições nutricionais de equilíbrio, com os seguintes valores (PAUL e CLARK, 1989):

$$\begin{array}{cccccc} \text{ATP : C : N : P : S} \\ 1 & 250 & 40 & 9 & 2,6 \end{array}$$

Diversos autores utilizaram os valores de biomassa como indicadores diretos da condição de um solo, assim como de sua degradação ou recuperação; suas quantidades, em termos de biomassa microbiana de C, N, P e S, como porcentagens dos seus conteúdos na M. O. S., totais, em diversos tipos de sistemas ecológicos, foram listadas em Grisi (1996). Srivastava e Singh (1991) afirmam ter encontrado uma relação direta entre idade da degradação e C, N e P microbianos e sugerem que a biomassa é um fator crítico para a recuperação de resíduos de mineração, podendo ser tomados como um **índice funcional** de reabilitação de solos. Henrot e Robertson (1994) observaram que a biomassa –C mostrou-se a melhor indicadora na avaliação sobre remoção de vegetação em solos tropicais na Costa Rica, onde a biomassa –C em seis meses, reduziu-se em 50% do valor inicial, nos solos desnudos. Wu et al. (1993), estudando matéria orgânica com baixo teor de S incorporada ao solo e Wu et al. (1994), mostrando correlação entre biomassa de C e biomassa de S, comprovaram a utilidade da determinação destes parâmetros na avaliação dos efeitos de manejo e fertilização nas propriedades do solo. Bolton et al. (1993), em estepes arbustiva de clima árido, mostraram a importância de se manter a camada superior do solo (0-5 cm) pelas medições de biomassa de C e de N, concluindo que os valores obtidos neste horizonte do solo eram de 2 a 15 vezes superior aos obtidos nos horizontes de 5 a 15 cm, independentemente do tipo de cobertura vegetal ou se o ecossistema era perturbado ou não. Ladd et al. (1994) estimaram maior biomassa de C na superfície do solo, onde a M. O. S. fora incorporada ou mantida.

Dentro dessa mesma linha de descoberta, Ferreira et al. (2007), observaram que não só a biomassa microbiana, mas também o carbono total do solo, decrescem das camadas mais superficiais do solo para as mais profundas. Silva et al. (2010), constataram que a biomassa microbiana aumentou de forma inversamente proporcional à intensidade dos cinco tipos de manejos imputados ao solo. Martins et al. (2010) utilizaram a biomassa microbiana como indicadora de ambientes em processo de desertificação no semiárido pernambucano.

2.4.2.2. A atividade microbiana

A atividade da microbiota edáfica é comumente estimada em termos metabólicos, por meio de indicadores como CO_2 volatilizado, O_2 consumido e atividades enzimáticas (GRISI, 1995; De-POLLI e GUERRA, 1999; SILVA et al., 2012). Assim, a respiração edáfica é definida como a liberação de CO_2 e absorção de O_2 pela microbiota edáfica. Já a respiração microbiana é definida como a absorção de O_2 ou liberação de CO_2 pelos fungos, bactérias, algas e protozoários no solo e, incluindo as trocas gasosas que resultam de ambos os metabolismos aeróbio e anaeróbio (ANDERSON, 1982). A vantagem de se medir CO_2 , ao invés de O_2 , está no fato de o CO_2 refletir a atividade, tanto de micro-organismos aeróbicos quanto de anaeróbicos.

A atividade microbiana no solo tem sido avaliada *in situ* a partir de determinações de taxas de decomposição, atualmente conhecida como atividade potencial (LUNA e GRISI, 1996; SOUTO et al., 2002; SOUTO, et al., 2004; LUNA e COUTINHO, 2008 e LUNA et al., 2008), como também por medições de respiração, como no método de respiração edáfica (ARAUJO, 2010; SOUTO et al., 2013) e de consumo de oxigênio. As considerações a respeito das vantagens de medições desses parâmetros microbiológicos com bases metabólicas foram feitas por diversos autores (PARKINSON et al., 1971; GRAY, 1990; GRISI, 1995; STOTZKY, 1997).

A atividade microbiana também pode ser estimada *in vitro* a partir de amostras de solo não-perturbadas (não-fumigadas). Destas amostras retiram-se as raízes e a matéria orgânica visível, sendo os solos colocados em câmaras de incubação (cilindro de vidro contendo um recipiente com solução de hidróxido de sódio ou de potássio). As câmaras são vedadas e as medições são feitas concomitantemente às de respiração edáfica (GRISI, 1978). Nestas condições, a respiração basal ou estimulada, pode ser mensurada. Este tipo de atividade é atualmente conhecida por atividade real (LUNA e COUTINHO, 2008; LUNA et al., 2008; SILVA et al., 2012).

2.4.2.3. O quociente metabólico

Diversos trabalhos vêm sendo aplicados na avaliação do solo, principalmente daqueles sob efeito de fatores ambientais diversos, tais como variações de temperatura, sucessões ecológicas, manejos de solos, estresse por metais pesados e outros. Anderson e Domsch (1993) destacaram a utilidade de se determinar os quocientes metabólicos na interpretação dos efeitos das mudanças ambientais sobre as comunidades microbianas do solo. O quociente metabólico que vem sendo mais frequentemente utilizado é o qCO_2 ou taxa de respiração específica da biomassa, cujas formas de avaliação e estimativas feitas em diversos agro e ecossistemas, são apresentados em Grisi (1995, 1996 e 1997) e Grisi et al. (1998). Este quociente mostrou-se útil na distinção entre sistemas jovens (qCO_2 mais elevados) e maduros (menor qCO_2), segundo autores citados por Anderson e Domsch (1989) e em Grisi (1996); este quociente ainda refletiu os efeitos da adição recente de substrato ao solo (qCO_2 elevado) e a consequente predominância de populações microbianas denominadas oportunistas ou estratégicas “r”, em oposição aos locais com predominância de populações em equilíbrio ou estratégica “k” (menor qCO_2). Anderson e Domsch (1990;1993) observaram valores de qCO_2 maiores em monoculturas do que em culturas rotacionais; e o qCO_2 mostrou-se também ser mais útil na indicação de condições adversas, como a acidez no solo (maior qCO_2), quando comparadas às condições de neutralidade (menor qCO_2). Grisi (1997) mostrou a utilidade do qCO_2 na distinção entre solos tropicais e de regiões temperadas, onde estes últimos mostraram-se mais sensíveis à elevação da temperatura (de 15 para 35°C) apresentando maior qCO_2 . Loureiro (2012) observou que as áreas com baixos níveis de antropização apresentaram menor perda relativa de carbono pela respiração microbiana e repercutiu no baixo índice de quociente metabólico (qCO_2), ilustrando o seu papel na dinâmica de carbono nos ecossistemas terrestres.

Dentro desta perspectiva, o qCO_2 reflete o seguinte, à medida que a biomassa microbiana se torna mais eficiente, mais baixa será a quantidade de C perdida na forma de CO_2 pela respiração, em detrimento de uma fração significativa de C ser incorporada aos micro-organismos. Assim, uma biomassa microbiana “eficiente” teria menor taxa de respiração em relação a uma biomassa “ineficiente”.

Em solos do Brasil, alguns poucos trabalhos já foram feitos usando-se o qCO_2 como parâmetro de avaliação dos efeitos de fatores ambientais (naturais e/ou os devidos a manejos do solo e práticas agrícolas) sobre as comunidades microbianas do solo (LUNA e GRISI,

1996; BALOTA, et al., 1998; LUNA e COUTINHO, 2008; LUNA et al., 2008; MARTINS et al., 2010 e SANTOS et al., 2011). Em Freire et al. (1998) são apresentados resultados de qCO₂ obtidos por diversos autores no Brasil, comparativamente aos obtidos fora deste país.

Ainda com respeito ao qCO₂ é importante frisar as observações e restrições feitas por Wardle e Ghani (1995) quanto ao uso generalizado deste índice que, segundo eles, é limitado porque confunde os efeitos de **distúrbios** (mudanças rápidas nas condições ambientais) com os de **estresse** (pressão contínua de condições adversas). Estes autores apresentaram dados que pouco evidenciam aumento consistente de qCO₂ como efeito de distúrbios, parecendo este índice ser pouco sensível a este tipo de interferência no ambiente; eles consideram o qCO₂ como de valor limitado como bioindicador de recuperação do solo após distúrbio. Wardle e Ghani (1995), defendem o uso deste índice como de aplicação valiosa para estimar efeitos estressantes de metais pesados. Finalizam esses autores, afirmando ser o qCO₂ uma medida de quão eficiente a biomassa microbiana utiliza as fontes de carbono, assim como do grau de limite do substrato para a biomassa microbiana. Assim, de um modo geral, solos com qCO₂ baixos estão próximos do estado de equilíbrio.

Em estudos sobre diferentes sistemas de manejo do solo, Silva et al. (2010), obtiveram valores mais elevados de qCO₂ naqueles sistemas caracterizados por manejo mais intensivo. Foi demonstrado, neste trabalho, maior consumo de energia pelas populações microbianas (maior qCO₂), evidenciando menor incorporação de carbono e outros nutrientes à biomassa dos micro-organismos em solos tratados mais intensivamente do que os menos intensivamente tratados (menor qCO₂). Analogamente, Carneiro et al (2008) também obtiveram maior qCO₂ em solos de mineração, indicando estresse pela prática desta atividade mineradora. Balota et al. (1998) obtiveram menor qCO₂ (menor perda de carbono via respiração) e, portanto, maior acúmulo de carbono na biomassa em solos sob plantio direto. Isto mostrou quão sensível é a biomassa microbiana do solo à estresse oriundo de práticas agrícolas.

2.4.2.4. A relação carbono microbiano para carbono orgânico total do solo

A relação carbono microbiano para carbono orgânico total do solo, representada resumidamente por $C_{mic} : C_{org}$, (ou C_{mic}/C_{solo}) ou carbono da biomassa microbiana como porcentagem do carbono orgânico total do solo (CBM/CBM x 100), também vem se

revelando útil na avaliação de interferência e impactos sobre o solo de diversos agro e ecossistemas (ANDERSON e DOMSCH, 1986 e 1989; ISAM et al., 1989).

A relação $C_{mic} : C_{org}$, bem como a relação $N_{mic} : N_{org}$, refletem a qualidade nutricional da matéria orgânica. Em solos cuja matéria orgânica é de baixa qualidade nutricional a biomassa microbiana encontra-se sob condições de estresse, tornando-se incapaz de utilizar totalmente o N e o C orgânico. Nesse caso, as relações $C_{mic} : C_{org}$ e $N_{mic} : N_{org}$ diminuem. Contrariamente, em solos com matéria orgânica de boa qualidade nutricional, a biomassa microbiana pode aumentar rapidamente, mesmo se os níveis de C orgânico permanecerem inalterados (Wardle, 1992).

Desta forma, este quociente vem sendo utilizado atualmente para relacionar a biomassa microbiana à disponibilidade de carbono ou nitrogênio orgânicos existente no solo. Para solos cultivados nas regiões temperadas, a biomassa microbiana tem representado aproximadamente 0,27 a 5% do carbono total do solo e 1,8 a 2,9% para solos de floresta (VANCE et al., 1987a) e de 1,8 a 4% em ecossistemas tropicais (LUIZÃO et al., 1992a). Anderson (1998) observou maior biomassa microbiana por unidade de carbono total do solo (maior relação $C_{mic} : C_{org}$) em solos sob calagem (pH mais elevado), do que em solos que não receberam calagem, tendo tal efeito sido mais pronunciado no sub-horizonte orgânico. Este citado autor observou ainda que a irrigação ácida não afetou os solos que tinham pH baixo, no que diz respeito à biomassa, qCO_2 e $C_{mic} : C_{org}$; mas os solos sob calagem e que receberam irrigação ácida, apresentaram reações de biomassa estressada, com elevado valor de qCO_2 e reduzida relação $C_{mic} : C_{org}$. No Brasil, diversos autores citados por Grisi (1996), avaliaram esta relação, mostrando sua utilidade na interpretação de diversas situações em solos tropicais. Freire et al. (1998) apresentam quadro sucinto mostrando resultados de $C_{mic} : C_{org}$ obtidos por diversos autores, em ecossistemas tropicais e temperados. Balota et al. (1998) obtiveram maior $C_{mic} : C_{org}$ (maior acúmulo de carbono na biomassa microbiana) em solos sob plantio direto. Em estudos sobre a dinâmica do carbono da biomassa microbiana e do carbono total do solo, Ferreira et al. (2007) observaram que estes parâmetros aumentaram das camadas mais profundas do solo para as mais superficiais. Silva et al. (2010), analisando cinco diferentes sistemas de manejo do solo, constataram que a biomassa microbiana e a relação $C_{mic} : C_{org}$ aumentaram de forma inversamente proporcional à intensidade dos manejos estudados.

Estes resultados mostram quão úteis são os parâmetros de biomassa e atividade microbianas medidos e as relações que a partir deles são estimadas. É importante observar se eles se mostram consistentes nos diversos locais e circunstâncias investigadas, atentando-se

enfim para suas variações temporais e espaciais, como nas áreas de pastagens nativas do semiárido aqui estudadas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SÁBER, A.N. **O domínio morfoclimático semi-árido das caatingas brasileiras.** Teresina: UFPI, 1984. 4p.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condicions, such as pH, on the microbial biomass of forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 393-395, 1993.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Application of ecophysiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 22, p. 251-255, 1990.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratio of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, p. 471-479, 1989.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Carbon link between microbial biomass and soil organic matter. In: MEGUSAR, F. & GANTAR, M. (eds.) **International Symposium on Microbial Ecology**, 4. Ljubljana, Yugoslavia, Slovne Societ for Microbiology, p 471-476, 1986.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Maintenance C requirements of actively-metabolizing microbial populations under *in situ* conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 17, p. 197-203, 1985.

ALCOFORADO-FILHO, F.G.; SAMPAIO, E.V.S.B.; RODAL, M.J.N. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Botânica Brasilica**, v. 17, n. 2, p. 287-303, 2003.

ALLEN, S.E.; GRISHALL, H.M.; PARKINSON, J.A.; QUARNBY, C. Analysis of soil. In: ALLEN, S.E. (Ed.). Chemical Analysis of ecological materials. London: Blackwell Scientific Publications, 1974. 650 p.

ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology.** New York, John Wiley & Sons. 447p, 1961.

ANDRADE, L. A. Estudos de Fitossociologia em Vegetação de Caatinga. In: FELFILI, J.M.; EISENLOHR, P.V.; FIUSA DE MELO, M.M. DA ROCHA; ANDRADE, L.A.; NETO, J.A.A.: **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de caso.** VOLUME I – Viçosa, MG: Ed. UFV, 2011. 556p. 2011.

ANDRADE, R.L.; SOUTO, J.S.; SOUTO, P.C.; BEZERRA, D.M. Deposição de serapilheira em áreas de caatinga na RPPN “Fazenda Tamanduá”, Santa Terezinha-PB. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 2, p. 223-230, 2008.

ANDRADE, L.A.; PEREIRA, I.M.; LEITE, U.T.; BARBOSA, M.R.V. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de Caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. **Cerne**, 11:253-262. 2005.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 149 - 153, 1981.

ARAÚJO, E.L.; SAMPAIO, E.V.S.B.; RODAL, M.J.N. Composição florística e fitossociológica de três áreas de Caatinga de Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n.4. p. 595-607, 1995.

ATLAS, R.M.; BARTHA, R. *Microbial Ecology: Fundamentals and application*. Reading, Massachusetts, Addison-Wesley Publishing. 560p. **Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 313-322, 1981.

AYERZA, R. **O capim búfle: utilidade e manejo de uma gramínea promissora**. Trad. Edgard Cavalcante Pimenta Filho, Maria Norma Ribeiro e Ângela Giuseppe Chaves – João Pessoa, A União, 128p. 1995.

BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; HUNGRI, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 641-649, 1998.

BABOSA, M.R.V.; LIMA, I.B.; LIMA, J.R.; CUNHA, J.P.; AGRA, M. F.; THOMAS, W.W. Vegetação e flora no Cariri paraibano. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 313-322, 2007.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: GENESIS, 1999. p. 9-23.

BOLTON, H.J.R.; SMITH, J.L.; LINK, S.O. Soil microbial biomass and of a disturber and undisturbed shrub-stepp ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 545-552, 1993.

BORÉM, R.A.T.; RAMOS, D.P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. **Revista Cerne**, v. 8, n. 2, p. 42-59, 2002.

CARDOSO, E.J.B.N.; FREITAS, S.S. Microbiologia da rizosfera. In: MONIZ, A.C.; FURLANI, A.M.C.; FURLANI, P.R.; FREITAS, S.F. (Coord.). **A responsabilidade social da ciência do solo**. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 1988, 526p.

CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; SOARES, A.L.L. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosequências de reabilitação após a mineralização de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 621-632, 2008.

CARREIRA, R.C.; RONDON, J.N.; ZAIDAN, L.B.P. **Produção de serapilheira em uma área de cerrado de Mogi Guaçu, SP.** São Paulo: Instituto de Botânica, 2006. 11 p.

CARVALHO, J.O.P. de. Dinâmica de florestas tropicais e sua implicação para o manejo florestal sustentável. In: Curso de manejo florestal sustentável: Tópicos em manejo florestal sustentável. Curitiba-PR. EMBRAPA/CNPF. Documentos, 34. 253p. 1997.

CAVASSAN, O.; CÉZAR, O.; MARTINS, F.R. Fitossociologia da vegetação arbórea da reserva estadual Bauru, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 7, n. 2, p. 91-106, 1984.

CLARK, A.D.; BROWN, S.; KICLIGHTER, D.W.; CHAMBERS, J.Q.; THOMLINSON, J.R.; NI, J; HOLLAND, E.A. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. **Ecological Applications**, v.11, n.2, p.371-384, 2001.

COSTA, C.C.A.; CAMACHO, R.G.V.; MACEDO, I.D.; SILVA, P.C.M. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de caatinga na FLONA de Açu-RN. **Revista Árvore**, vol. 34 n. 2, 2010.

COSTA, C.C.A.; SOUZA, A.M.; SILVA, N.F.; CAMACHO, R.G.V.; DANTAS, I.M. Produção de serapilheira na caatinga da floresta nacional do Açu-RN. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl.1, p.246-248, 2007.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M. Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: método da fumigação-extracção. Seropédica: Embrapa - CNPAB, 1997. 10 p. (Embrapa-CNPAB. Documentos, 37).

FABRICANTE, J.R.; ANDRADE, L.A. Relações sinecológicas da faveleira – *Cnidosculus phyllacanthus* (Mul. Arg.) Pax L. Hoffm. na Caatinga. In: ANDRADE, L. A. (Org.). **Ecologia da faveleira na Caatinga**: bases para a exploração como lavoura xerófila. Campina Grande: Impressos Adilson. 2007, p.1-132.

FERNANDES, A.; BEZERRA, P. Estudo fitogeográfico do Brasil. Fortaleza: Stylus Comunicações, 1990, 205 p.

FERREIRA, E.A.B.; RESCK, D.V.S; GOMES, A.C.; RAMOS, M.L.G. Dinâmica do carbono da biomassa microbiana em cinco épocas do ano em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1625-1635, 2007.

FERREIRA, A.B.H. **Novo Dicionário Aurélio da Língua Portuguesa**. Rio de Janeiro: Ed. Nova Frontera, 1975.

FREITAS, R.A.C.; SIZENANDO FILHO, F.A.; MARACAJÁ, P.B.; DINIZ FILHO, E.T.; LIRA, J.F.B. Estudo florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de dois ambientes em Messias Targino, divisa RN/PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.2, n. 1, p. 135-147, 2007.

GIULIETTI, A.M.; DU BOCAGE-NETA, A.L.B.; CASTRO, A.A.J.F.; GAMARRA-ROJAS, C.F.L.; SAMPAIO, E.V.S.B.S.; VIRGÍNIO, J.F.; QUEIROZ, L.P.; FIGUEIREDO, M.A.; RODAL, M.J.N.R.; BARBOSA, M.R.V.; HARLEY, R.M.- Diagnóstico da vegetação nativa

do bioma caatinga. In: SILVA, J.M.C. da; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. (Org.) – **Biodiversidade da Caatinga**: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco, 2004. p.47-90.

GRAY, T.R.G. Method for studying the microbial ecology of soil. In: GRIGOROVA, R. e NORRIS, J. R. (eds.) Methods in microbiology. Techniques in microbial ecology, V.22. London, Academic Press, pp 310-342. 1990.

GRAY, T.R.G.; WILLIAMS, S.T. **Soil microorganisms**. London, Logman, 1971a, 346pp.

GRAY, T.R.G.; WILLIAMS, S.T. Microbial productivity in soil. In: HUGHE, D.E. e ROSE, A. H. (eds.) Microbes and Biological Productivity. Cambridge University Press, pp. 225-286. 1971b.

GRISI, B.M. **Glossário de Ecologia e Ciências Ambientais**. 3^a ed. João Pessoa- PB, 2013.

GRISI, B.M.; GRACE, C.; BROOKES, P.C.; BENEDETTIA, A.; DELL'ABATE, M.T. Temperatures effects on organic matter and microbial biomass dynamics in temperate and tropical soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 30, p. 1309-1315, 1998.

GRISI, B.M. Temperature increase and its effect on microbial biomass and activity of tropical and temperate soil. **Revista de Microbiologia**, v. 28, p. 5-10, 1997.

GRISI, B.M. Participação da microbiota na ciclagem de nutrientes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 4. Águas de Lindóia. **Anais do Congresso Latino Americano de Ciência do Solo**, 13. CD Rom Solo-Suelo. Campinas, Software Gráfico Comércio e Serviços Ltda. e Bicca Produções S/C Ltda. 1996.

GRISI, B.M. Biomassa e atividade de microrganismos de solo: revisão metodológica. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 10, p. 1-22, 1995.

GRISI, B.M. Biomassa e necessidades energéticas das populações microbianas de solo. In: MONIZ, A. C.; FURLANI, P.R. & FREITAS, S.S., eds. **A Responsabilidade social da ciência do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1988. p. 146.

GRISI, B.M. Metodologia de determinação de biomassa microbiana de solo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 8, p. 167-138, 1984.

HENROT, J.; ROBERTSON, G.P. Vegetation removal in two soils of the humid tropics: Effect on microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, 26:111-116, 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE – Mapa de biomas do Brasil: primeira aproximação. Brasília: IBGE/MMA, 2004. 1 Mapa, Escala 1:5.000.000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE- Ministério do Planejamento e Orçamento. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Pesquisa. Departamento de Agropecuária. Produção Agrícola Municipal da Paraíba. 1996.

ISAM, H. PARKINSON, D.; DOMSCH, K. H. Influence of macroclimate on soil microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, p. 211-221, 1989.

ISERNHAGEN, I.A. **Fitossociologia florestal no Paraná: listagem bibliográfica comentada.** Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. In: PAUL, E.A & LADD, J.N., Eds., **Soil Biochemistry**. Vol. 5. Marcel Dekker inc., New York, pp. 415-471. 1981.

LACERDA, A.V. de; NORDI, N.; BARBOSA, F.M.; WATANABE, T. Levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo da vegetação ciliar na bacia do rio Taperoá, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 3, p. 647-656, 2005.

LADD, J.N.; AMATO, M.; LI-KAI, Z.; SCHULTZ, J.E. Differential effects of rotation, plant residue and nitrogen fertilizer on microbial biomass and organic matter in Australian Alfisol. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 26, p. 821-831, 1994.

LEAL, I.R.; SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M.; LANCHER, T.E. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005.

LEITÃO FILHO, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. In: CONGRESSO NACIONAL DE ESSENCIAS NATIVAS, 1. Anais. Silvicultura em São Paulo, volume 16 A, pt. 1, p. 197-206, 1982.

LOPES, J.F.B.; ANDRADE, E.M.; LOBO, F.A.O.; PALÁCIO, H.A.Q.; ARRAES, F.D.D. Deposição e decomposição de serapilheira em áreas de caatinga. **Revista Agro@ambiente on-line**, v.3, n.2, p.77-79, 2009.

LOUREIRO, D.C. **Biomassa microbiana do solo na Amazônia, Mata Atlântica e Antártica.** 2012. 97p. Tese (Doutorado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2012.

LUIZÃO, R.C.C.; BONDE, T.A.; ROSSWALL, T. Seasonal variation of soil microbial biomass: the effects of clearfelling a tropical rainforest and establishment of pasture in the central Amazon. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 24, p. 805-813, 1992a.

LUIZÃO, R.C.C.; CAMPISTA, D.; COSTA, E.S. Efeito da idade e do manejo das pastagens da Amazônia Central sobre a biomassa microbiana e suas atividades no solo. In: **II Simpósio Brasileiro sobre Microbiologia do solo**. São Paulo, abril/1992. P49. 1992b.

LUNA, R.G.; COUTINHO, H.D.M.; GRISI, B.M. Evaluation of pasture soil productivity in the semi-arid zone of Brazil by Microbial analyses. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 39, p. 238-240, 2008.

LUNA, R.G.; COUTINHO, H.D.M. Efeitos do pastejo descontrolado sobre a fitocenose de duas áreas do cariri oriental paraibano. **Revista Caatinga**, v. 20, n. 2, p. 8-15, 2007.

LUNA, R.G.; GRISI, B.M. Biomassa e atividade microbianas de solos cultivados com cana-de - açúcar, sob efeito da vinhaça. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 11, n 1, p. 15-29, 1996.

LYNCH, J.M. *Soil Microbiology: Microbiological Factors in Crop Productivity*. Oxford, Blackwell Scientific Publications, 191p. 1983.

MARACAJÁ, P. B.; BATISTA, C. H. F.; SOUSA, A. H. de; VASCONCELOS, W. E. de. Levantamento florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de dois ambientes na Vila Santa Catarina, Serra do Mel, RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n. 2, p. 1-13, 2003.

MARTINS, C.M.; GALINDO, I.C.L.; SOUZA, E.R.; POROCA, H.A. Atributos químicos e microbianos de áreas em processo de desertificação no Semiárido pernambucano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 1883-1890, 2010.

MENDES, B.V. **Biodiversidade e desenvolvimento sustentável do semi-árido**. Fortaleza: SEMACE, 1997, 108p.

MOSCATELLI, M.C.; LOGOMARSINO, A.; MARINARI, S.; De ANGELIS, P.D.; GREGO, S. Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. **Ecological Indicators**, v. 5, p. 171-179, 2005.

MOURA GUERRA, A.M.N., PESSOA, M.F.; MARACAJÁ, P.B. Estudo fitossociológico em dois ambientes da caatinga localizada no assentamento Moacir Lucena, Apodi-RN-Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. v. 9, n. 1, p. 141-150, 2014.

NASCIMENTO, S.S.; ALVES, J.J.A. Ecoclimatology Of The Cariri Paraibano. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 2, n. 3, p. 28-41, 2008.

NOSSO FUTURO COMUM: **Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Editora da Fundação Getúlio Vargas, 430p. 1991.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434p.

PARKINSON, D.; GRAY, T.R.; WILLIAMS, S.T. **Methods for studying the ecology of soil microorganisms**. Oxford, Blackwell Scientific Publication, 116p. 1971.

PASSIANOTO, C.C.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V.; LIMA, A.C. R.; CLÁUDIA, L.R. Atividade e biomassa microbiana no solo com a aplicação de dois diferentes lodos de curtume. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 7, n. 2, p. 125-130, 2001.

PATRA, D.D.; BROOKES, P.C.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D.S. Seasonal changes of soil microbial biomass in an arable and a grassland soil which have been under uniform management for many year. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 739-742, 1990.

PAUL, D.S.; CLARK, F.E. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego, Academic Press Inc., 237p. 1989.

PEREIRA, S.V.; MARTINE, C.R.; PORTO, E.R.; OLIVEIRA, B.R.B.; MAIA, L.C. Atividade microbiana em solo do Semi-Árido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 8, p. 757-762, 2004.

PEREIRA, I.M.L.; ANDRADE, A.; BARBOSA M.R.V.; SAMPAIO, E.V.S.B. Composição Florística e Análise Fitossociológica do Componente Arbustivo-Arbóreo de um remanescente florestal no Agreste Paraibano. **Acta Botânica Brasílica**, v. 16, n. 3, p. 357-369, 2002.

PORTE, M.C.G.O.; KOEHLER, A.; GALVÃO, F. Variação sazonal de deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro do Anhangava – PR. **Floresta**, v. 26, p. 3-10, 1996.

POWLSON, D.S; BROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B.T. Measurement of soil of soil microbial biomass provides a nearly indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p. 159-164, 1987.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 504 p.

RODAL, M.J.N.F. **Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco**. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 1992.

ROSS, K.J.; TATE, K.R; CAIRNS, A.; PANSIER, E.A. Microbial biomass estimations in soil from Tussock grasslands by three biochemical procedures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 12, p. 375-383, 1980.

SAMPAIO, E.V.S.B. Caracterização do bioma caatinga. In: GARIGLIO, A.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CESTARO, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368p.

SAMPAIO, E.V.S.B. Fitossociologia. P. 203-224. In: SAMPAIO, E.V.S.B.; MAYO, S.J.; BARBOSA, M.R.V. (Eds.). **Pesquisas botânicas nordestinas**: progresso e perspectivas. Recife: Sociedade Botânica do Brasil. 1996.

SANTANA, J.A.S.; VILAR, F.C.R.; SOUTO, P.C.; ANDRADE, L.A. Acúmulo de serapilheira em plantios puros e em fragmento de mata atlântica na Floresta Nacional de Nísia Floresta-RN. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 3, p. 59-66, 2009.

SANTOS, K.C.F.; SILVA, M.S.L.; SILVA, L.E.; MIRANDA, M.A.; FREIRE, M.B.G. S Atividade biológica em solo salino sódico saturado por água sob cultivo de *Atriplex nummularia*. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 3, 2011.

SARATHCHANDRA, S.V.; PERrott, K.W.; UPSDELL, M.D. Microbial and biochemical characteristics of a range of New Zeland soil under established pasture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 16, p. 177-183, 1984.

SCHLITILER, F.H.M.; MARINIS, G.; CÉSAR, O. Produção de serrapilheira na Floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema – SP. **Naturalia**, Rio Claro, v. 18, n. 12, p. 135-147, 1993.

SILVA, J.M.C. da; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. O processo de seleção de áreas e ações prioritárias para a conservação da Caatinga. In: SILVA, J.M.C. da; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. (Org.) – **Biodiversidade da Caatinga**:

áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco, 2004. pp.11-14.

SILVA, J.M.C. da. Introdução. In: SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. (Org.) – **Biodiversidade da Caatinga**: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal de Pernambuco, 2004. pp. 11-14.

SILVA, C.F.; PEREIRA, M.G.; LEVI MIGUEL, D.; FEITOSA, J.C.F; LOSS, A.; MENEZES, C.E.G.; SILVA, E.M.R. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio Vale do Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, 2012.

SILVA, R.R.; SILVA, M.L.N.; CARDOSO, E.L.; MOREIRA, F.M.S.; CURI, N.; ALOVISI, A.M.T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1585-1592, 2010.

SILVA, C.J.; LOBO, F.; BLEICH, M.E.; SANCHES, L. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 39, n. 3, p.591-600, 2009.

SILVA, C.J.; SANCHES, L.; BLEICH, M.E.; LOBO, F.A.; NOGUEIRA, J.S. Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de transição Amazônia – Cerrado do centro-oeste brasileiro. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 4, p. 543-548, 2007.

SILVA, F.B.R.; RICHÉ, G.R.; TONNEAU, J.P.; SOUZA NETO, N.C.; BRITO, L.T.L.; CORREIA, R.C.; CAVALCANTI, A.C.; SILVA, A.B.; ARAÚJO, F.J.; LEITE, A.P. **Zoneamento agroecológico do Nordeste: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico**. Petrolina: EMBRAPA-CPTSA, 1993. 2 v.

SILVA, G.G. **A problemática da desertificação no ecossistema da caatinga do município de São João do Cariri**. Desert, Universidade Federal do Piauí, 92p. 1993.

SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. **Biotecnologia do solo: Fundamentos e perspectiva**. Lavras, NEC/ESALQ/FAEPE/ABEAS, 235p. 1988.

SMITH, J.L.; PAUL, E. A. The significance of microbial biomass estimation. In: BOLLAG, J.M. & STOTZKY, G. (eds.) **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1990. v. 6 pp. 357-396.

SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; SANTOS, R.V.; BAKKE, I.A.; SALES, S.C.; SOUZA, B.V. Taxa de decomposição da serrapilheira e atividade microbiana em áreas de Caatinga. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 4, p. 559-565, 2013.

SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; SANTOS, R.V.; BAKKE, I.A. Características químicas da serrapilheira depositada em áreas de caatinga. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 1, 2009.

SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; MIRANDA, J.R.P.; SANTOS, R.V.; ALVES, A.R. Comunidade microbiana e mesofauna edáfica em solo sob Caatinga no semiárido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 32, p. 151-160, 2008.

SOUTO, J.S.; ALVES, A.R.; SANTOS, R.V. dos; SOUSA, A.A. de; FREIRE, A.L. de O.; RODRIGUES, C.R.F.; SILVA, G.A. Decomposição de serapilheira de espécies arbóreas, enterrada e aplicada na superfície de um Luvisol na Paraíba, Brasil. In: REUNIÃO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004, Lages. **Anais...** Lages: FERTBIO, 2004. 1 CD-ROM.

SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; SANTOS, R.V. dos; ARAÚJO, G.T. de; MAIA, E.L. Atividade microbiana em função da disposição de estercos no solo. **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 7, n. 2, p. 104-115, 2002.

SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; MAIA, E.L.; ARRIEL, E.F. SANTOS, R.V.; ARAÚJO, G.T. Avaliação da decomposição de resíduos vegetais pela medição da respiração edáfica em área de caatinga, em Patos, Paraíba. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., 1999. Santa Maria. **Anais...** Santa Maria, 1999. p. 329-331.

SOUZA, M.J.N.; MARTINS, M.L.R.; SOARES, Z.M.L.; FREITAS-FILHO, M.R.; ALMEIDA, M.A.G.; PINHEIRO, F.S.A.; SAMPAIO, M.A.B.; CARVALHO, G.M.B.S.; SOARES, A.M.L.; GOMES, E.C.B.; SILVA, R.A. 1994. Redimensionamento da região semiárida do Nordeste do Brasil. In: **Conferência Nacional e Seminário Latino-Americano de Desertificação**. 1994. Fundação Esquel do Brasil, Fortaleza.

SRIVASTAVA, S.C.; SINGH, J.S. Microbial C, N and P in dry tropical Forest soil: effects of alternate land-uses and nutrient flux. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 23, p. 117-124, 1991.

STOTZKY, G. Quantifying the metabolic activity of microbes in soil. In: HURST, C.J.; KNUDSEN, G.R.; McINERNEY, M.J.; STETZENBACH, L.D; WALTER, M.V. (eds.) Manual of Environmental Microbiology. Washington, **American Society Press**, pp. 453-458. 1997.

SUNDARAPADIAN, S.M.; SWAMY, P.S. Litter production and leaflitter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, n. 123, p. 231-244, 1999.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; SANTOS, A.M.M; VICENTE, A. Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga. Relatório do Projeto Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Caatinga, Petrolina, Brasil: The Nature Conservancy do Brasil & Associação Caatinga. 2000.

TAKAHASHI, L.Y. Arborização urbana: inventário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 2., São Luís, 1994, Anais. São Luís: Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, pp.193-200, 1994.

TAVARES DE MELO, S. Desertificação: etimologia, conceitos, causas e indicadores. **Revista da UNIPÊ**, João Pessoa, v. 2, n. 2, p. 19-33, 1998.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592 p.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. Microbial biomass measurements in forest soil: Determination of k_c values and tests of hypotheses to explain failures of the chloroform fumigation-incubation method in acid soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 689-696, 1987.

VASCONCELLOS, A.; BANDEIRA, A.G.; MOURA, F.M.S. ARAÚJO, V. F. P.; CONSTANTINO, R. Termites assemblages in three habitats under different disturbance regimes in the semi-arid Caatinga of NE Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 4, n. 5, 2010.

VELOSO, A.L.; SAMPAIO, E.V.S.B.; PAREYN, F.G.C. **Ecorregiões Propostas para o Bioma Caatinga**. Associação Plantas do Nordeste. Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil. Recife. 76p. 2002.

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

VENZKE FILHO, S.P.; FEILG, B.J.; PICCOLO, M.C.; NETO, M.S.; CERRI, C.C. Biomassa microbiana do solo em sistema de plantio direto na região de Campos Gerais – Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 599-610, 2008.

VIEIRA, R.F. Parâmetros microbiológicos indicadores do efeito do diuron sobre a microflora do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, p. 897-902, 1999.

WARDLE, D.A; GHANI, A. A critique of microbial metabolic quotient ($q\text{CO}_2$) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1601-1610. 1995.

WARDLE, D.A. A Comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biology Review**, Praga, v. 67, p. 321-358, 1992.

WERNECK, M.S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L.F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 195-198, 2001.

WU, J.; O'DONNEL, A.G.; SYERS, J.K. Microbial growth and sulfur immobilization following the incorporation of plant residues into soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 1567-1573, 1993.

WU, J.; O'DONNEL, A.G.; HE, Z.L.; SYERS, J.K. Fumigation extraction method for the measurement of soil microbial biomass-S. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 26, p. 117-125, 1994.

CAPÍTULO 1

ANÁLISE FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGICA DE ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO - BRASIL

Análise florística e fitossociológica de quatro áreas de caatinga sob diferentes densidades de caprinos no Cariri Paraibano - Brasil

RESUMO - A Caatinga é o bioma que cobre o semiárido brasileiro e sua heterogeneidade ambiental clama por mais estudos que possibilitem melhor conhecer sua biodiversidade ainda subestimada. Objetivou-se neste estudo contribuir para o conhecimento deste bioma a partir de análises florística e fitossociológica em áreas de caatinga, sob diferentes densidades de caprinos, visando à utilização de alguns parâmetros como indicadores ecológicos de desertificação. O estudo foi realizado na Fazenda Experimental Bacia Escola ($7^{\circ} 24' S$; $36^{\circ} 32' W$), no município de São João do Cariri-PB. A densidade de caprinos foi de 3 animais/ha e 1,5 animais/ha, nos tratamentos I e II, respectivamente; e sem animais nos tratamentos III e IV. Foram plotadas 30 parcelas de 10 m x 10 m em cada área experimental, distribuídas ao longo de três linhas de faixas semiparalelas. Em cada parcela foram incluídos apenas indivíduos vivos de porte arbóreo–arbustivo e lianas que apresentaram CNS (circunferência ao nível do solo) $\geq 9,5$ cm e At (altura total) $\geq 1,0$ m. Foram registrados nos quatro tratamentos um total de 1.275 indivíduos, distribuídos em 413 indivíduos, seis famílias e nove espécies; 332 indivíduos, sete famílias e nove espécies; 315 indivíduos, seis famílias e nove espécies e 215 indivíduos, quatro famílias e sete espécies entre os tratamentos I, II, III e IV, respectivamente. As famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae e Cactaceae foram as que exibiram os maiores números de indivíduos, e as espécies *Poynesianella pyramidalis*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Pilosocereus gounellei* e *Croton blanchetianus* exibiram os maiores valores para todos os parâmetros fitossociológico analisados. O tratamento III apresentou o maior índice de diversidade florística de Shannon-Weaver. Houve maior grau de similaridade florística entre as comunidades I e III, e menor entre II e IV. A taxa de mortalidade das plantas nos últimos quatro anos foi de 77,7%, 66,8% e 71,2%, respectivamente nos tratamentos I, II e III. Nos tratamentos I e II predominaram indivíduos com altura entre 100 e 200 cm, e diâmetro entre 3 e 43 cm. Nas áreas III e IV predominaram indivíduos com altura entre 100 e 200 cm, e diâmetro entre 3 e 23 cm. A diversidade florística e a densidade de indivíduos foram consideradas baixas e vêm diminuindo nos últimos quatro anos. O pastejo imputado nos tratamentos, aliado aos rigores dos fatores físicos e químicos limitantes e ao histórico de degradação por eles sofridos, parece estarem contribuindo para o processo de desertificação daquelas fitocenoses, refletido-se, sobretudo, na perda da riqueza florística e do número de indivíduos que as constituem.

Palavras-chave: Diversidade florística, Pastejo, Desertificação, Semiárido.

Floristic and phytosociological analysis of areas of caatinga under different density of goats in the Paraiban Cariri - Brazil

ABSTRACT - The Caatinga is the biome that covers the Brazilian semi-arid region and its environmental heterogeneity claims for more studies that enable to know better its biodiversity still underestimated. The objective of this study is to contribute to the knowledge of this biome from floristic and phytosociological analysis in contiguous areas of caatinga, under different densities of goats, aiming to use some parameters as ecological indicators of desertification. The study was carried out at the Experimental Farm Basin School ($7^{\circ} 24' S$; $36^{\circ} 32' W$) in the city of São João do Cariri, State of Paraíba. The density of goats was of 3 animals/ha and 1.5 animals/ha in the treatments I and II, respectively; and no animals in treatments III and IV. Thirty sub-plots of $10\text{ m} \times 10\text{ m}$ were plotted in each experimental area, distributed over three lines of semi-parallel tracks. In each plot were included only living tree-sized individuals – shrubby with CNS (circumference at ground level) $\geq 9.5\text{ cm}$ and At (overall height) $\geq 1.0\text{ m}$. In the four areas 1,275 individuals were recorded, distributed in 413 individuals, six families and nine species; 332 individuals, seven families and nine species; 315 individuals, six families and nine species and 215 individuals, four families and seven species among the areas I, II, III and IV, respectively. The families Fabaceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae and Cactaceae were the ones that exhibited the greatest number of individuals, and the species *Poynianella pyramidalis*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Pilosocereus gounellei* and *Croton sonderianus* exhibited the highest values for all phytosociological parameters analyzed. The area III presented the highest floristic diversity index of Shannon-Weaver. There was a higher level of floristic similarity between communities I and III, and a lower level between communities II and IV. The mortality rate of plants over the past four years was 77.7%, 66.8% and 71.2%, respectively, in the areas I, II and III. In the areas I and II predominated individuals with height between 100 and 200 cm, and diameter between 3 cm and 43 cm. In the areas III and IV predominated individuals with height between 3 cm and 23 cm. The floristic diversity and density of individuals were considered low and have been decreasing over the past four years. The imputed grazing areas, combined with the rigors of physical and chemical limiting factors and with the historical degradation suffered by them seems to be contributing to the process of desertification of those phytocenoses, reflected, especially, in the loss of floristic diversity and the number of individuals that constitute them.

Keywords: Floristic richness, Grazing, Desertification, Semi-arid.

1. INTRODUÇÃO

Considerado um bioma exclusivamente brasileiro (IBGE, 2004) e uma das 37 grandes regiões geográficas do planeta (AGUIAR et al., 2002), a Caatinga ou savana estépica é composta por florestas secas e vegetação arbustiva, com encraves de florestas úmidas montanas e de cerrado (TABARELLI et al., 2000). Este bioma é entendido pelo Ministério do Meio Ambiente como um dos maiores e mais importantes do território brasileiro, cobrindo uma área de aproximadamente 734 mil km² (SILVA et al., 2004). Embora não haja consenso para a sua abrangência geográfica, as mais citadas incluem 844.453 km² (IBGE, 2004), 855 mil km² (BNB, 2005), 955 mil km² (GIULLIETI et al., 2006) e 970 mil km² (BRASIL. MIN, 2006).

Mesmo exposta na maior parte do ano a rigorosos fatores limitantes ao desenvolvimento de sua vegetação, a Caatinga, ainda assim, exibe uma fitodiversidade gama alta, devida à sua vasta extensão territorial, e heterogeneidade de condições edafoclimáticas e, por outro lado, uma baixa fitodiversidade alfa, nas pequenas áreas geográficas, onde as condições mencionadas são mais homogêneas (SAMPAIO, 2010). Neste domínio já foram registradas 932 espécies de plantas vasculares, sendo 380 destas espécies, endêmicas (MMA, 2002), o que levou Sampaio (2010) a afirmar ser a diversidade beta na Caatinga por demais elevada.

A degradação da Caatinga teve início no período colonial, quando a pecuária foi utilizada como base para a ocupação europeia do semiárido. Aliada a esta atividade rural, também vieram as práticas agrícolas rudimentares. Com o passar do tempo e com o advento da explosão demográfica, outras formas de degradação foram sendo adotadas, como a extração de madeira para a produção de carvão, construções de habitação e outros tipos de construções rurais, como as quilométricas cercas de faxina utilizadas para delimitar as propriedades rurais (ZANETTI, 1994). Por apresentar maiores chances de desenvolvimento e sustentabilidade que a agricultura, a pecuária sobreviveu até os dias atuais e continua sendo a atividade rural mais importante e, por conseguinte, a que mais degrada o ambiente já que vem sendo tradicionalmente utilizada como pastagem nativa para a criação dos rebanhos (SAMPAIO e MENEZES, 2002).

O gado bovino, caprino, ovino ou asinino encontra-se praticamente por toda parte e muitas vezes acima da capacidade de suporte do ambiente onde é criado (SAMPAIO, 2010). De acordo com Silva (1993), ele exerce ação seletiva negativa sobre as espécies vegetais,

procurando sempre as mais palatáveis, simplificando esta fitocenose. Praticamente todo o tapete de herbácea é consumido, incluindo plântulas, folhas e ramos tenros dos arbustos mais baixos. Segundo Sampaio (2010), o efeito dessa eliminação sistêmica na composição florística é praticamente desconhecido.

Neste contexto, objetivou-se avaliar o efeito do pastejo sobre a composição florística e a estrutura fitossociológica de áreas de caatinga sob diferentes densidades de caprinos, no município de São João do Cariri – PB, visando a utilização de alguns parâmetros como indicadores ecológicos de desertificação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização das áreas de estudo

O presente estudo foi realizado na Estação Experimental Bacia Escola, localizada no município de São João do Cariri-PB, microrregião do Cariri Oriental, mesorregião da Borborema Central, à uma altitude de 458 m ($7^{\circ} 23' 30''$ S e $36^{\circ} 31' 59''$ W). Segundo Andrade et al., (1999), o referido município se caracteriza pela acentuada semiaridez, baixo índice pluviométrico e elevado déficit hídrico (Figura 1).

Os solos predominantes na referida Bacia são os LUVISSOLOS Crônicos Vérticos, os VERTISSOLOS e os NEOSSOLOS líticos, de acordo com Chaves et al. (2000). As texturas predominantes nas áreas experimentais são franco arenosa e franco argiloarenosa. Predomina na microrregião o clima BSh-semiárido quente, com chuvas de verão, segundo a classificação do botânico e climatologista russo Wladimir Peter Köppen. A temperatura média mensal máxima é de $27,2^{\circ}\text{C}$ e mínima de $23,1^{\circ}\text{C}$ com precipitação média em torno de 400 mm/ano e umidade relativa do ar em torno de 70%.

Para fins experimentais, foram utilizadas quatro áreas de caatinga (Figura 1). Cada área ($\approx 3,3$ ha) é, na realidade, uma subdivisão de uma área maior, não havendo, aparentemente, muita diferença na fitofisionomia de uma para a outra.

Historicamente, passaram, basicamente pelas mesmas interferências antrópicas que outras áreas de caatingas, tais como a retirada da vegetação para a produção de lenha, delimitação de propriedades (cercas de faxina) e cultivo itinerante de subsistência.

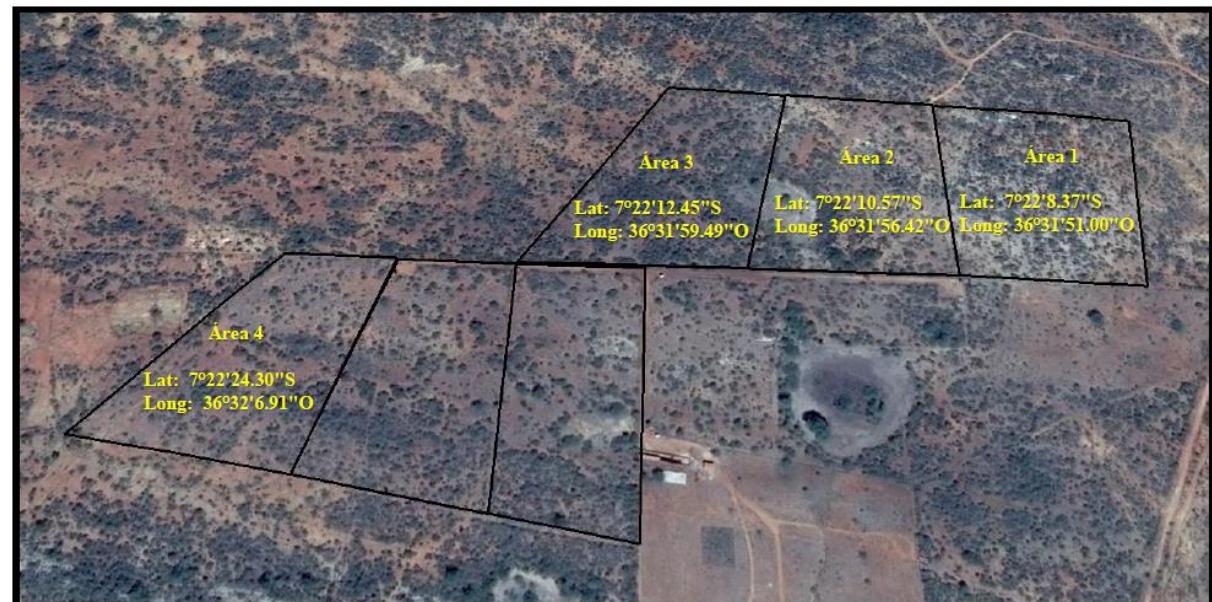
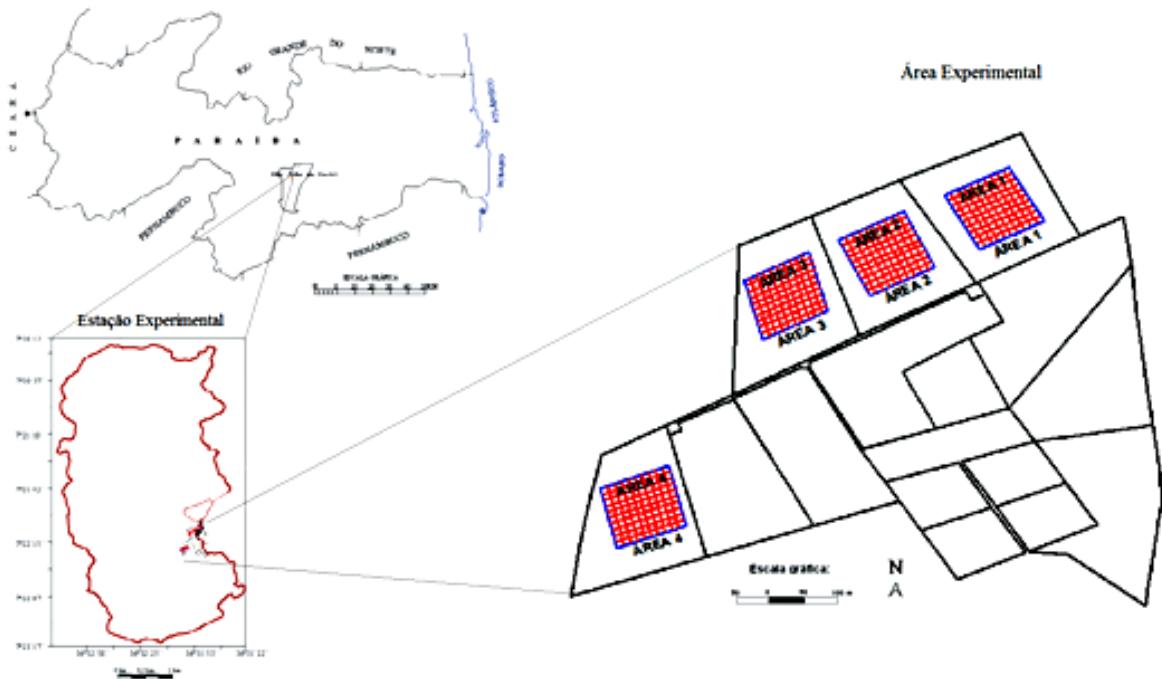


Figura 1. Mapa do Estado da Paraíba, com ênfase para as áreas experimentais localizadas na Fazenda Experimental Bacia Escola, município de São João do Cariri.

Atualmente, as áreas são constituídas por uma vegetação arbóreo-arbustiva aparentemente degradada, bastante rarefeita e, em algumas delas (áreas I e II), sob o pastejo permanente de caprinos (Figura 2).

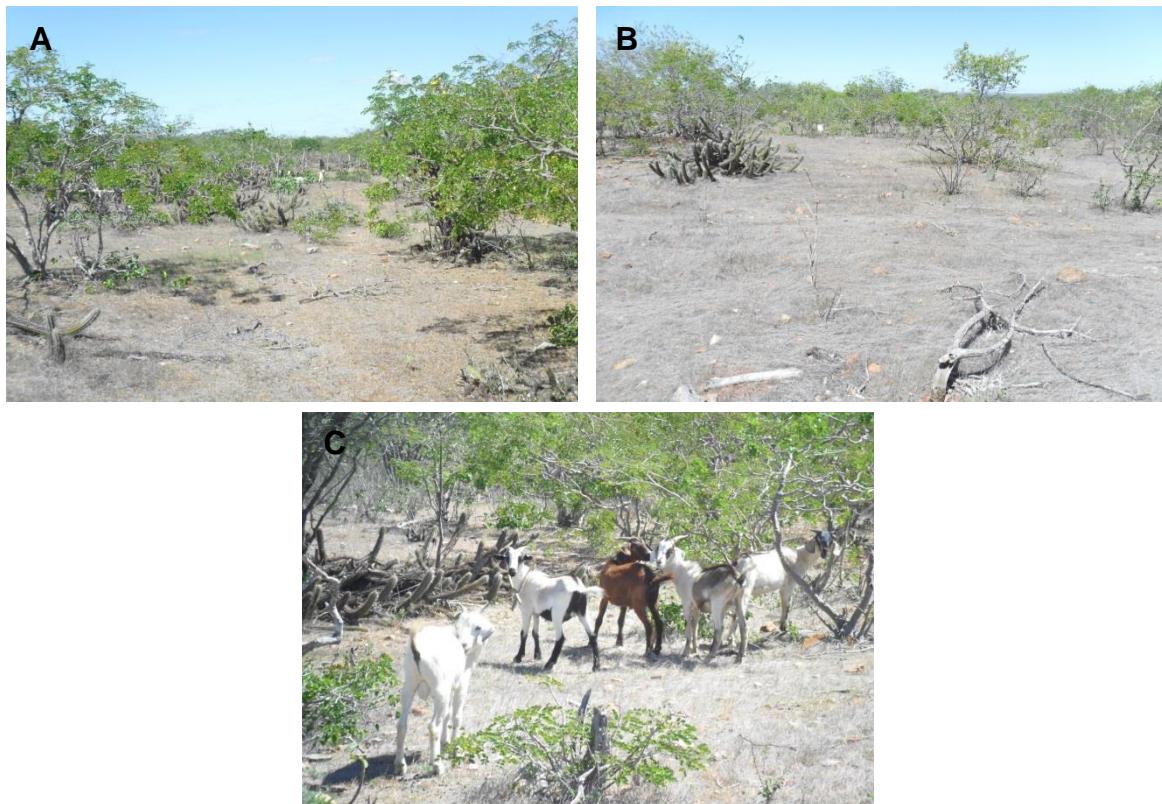


Figura 2. Características das áreas estudadas na Estação Experimental de São João do Cariri, Paraíba: A- Vegetação arbustivo-arbórea com sinais de rarefação; B- Foco de degradação avançada; C- Pastejo caprino permanente nas áreas I e II.

2.2. Disposição das parcelas no campo

Para avaliar o efeito do pastejo sobre a composição florística, foram utilizadas quatro áreas: A I (10 animais/3,3 ha; \approx 3 animais/ha), A II (5 animais/3,3 ha; \approx 1,5 animais/ha); A III e A IV (Controles – 3,3 ha, sem animais). O gado utilizado no experimento foi o caprino (indivíduos machos, adultos e sem padrão de raça definida). Os indivíduos eram substituídos quando necessário (por motivos de morte, doenças ou outras causas). Estas condições experimentais foram implantadas em agosto de 2007 e permanecem até os dias atuais.

Em cada área experimental foram estabelecidas três linhas de faixa semiparalelas, distando entre si, aproximadamente, 20 m. Ao longo dessas linhas, cujas distâncias entre elas eram de aproximadamente 20,0 m, já haviam sido marcadas, equidistantemente (de aproximadamente 5 m), 10 parcelas permanentes de monitoramento (PPMs) de 10 m x 10 m, totalizando 30 parcelas por tratamento.

2.3. Medição e identificação dos indivíduos amostrados

Utilizou-se de uma planilha adequada para este tipo de estudo. Nela foram registradas características gerais da planta e do lugar, tais como: local e data em que o estudo foi realizado, a parcela em que a planta ocorreu, o número da planta, o perímetro ao nível do solo (ou circunferência ao nível do solo = CNS), a altura total (At) e o nome popular. Também foram registrados o hábito e algumas características como, cheiro peculiar da casca ou da folha, presença ou ausência de látex, presença ou ausência de espinhos ou acúleos, além de outras.

2.4. Análise florística

Foram incluídas nesta análise somente plantas vivas de porte arbóreo-arbustivo e lianas com CNS $\geq 9,5$ cm e At $\geq 1,0$ m, conforme sugestões metodológicas propostas por Rodal et al. (1992) e Amorim et al. (2005).

Quando ocorreram ramificações do caule abaixo da superfície do solo, tomou-se as medidas de CNS, individualmente, ou seja, cada ramo foi considerado um indivíduo à parte. Da mesma forma, quando ocorreu ramificação do indivíduo ao nível do solo, mas não permitiu a aferição unitária de CNS, estes foram medidos individualmente, somados e considerados um único indivíduo (RODRIGUES, 1989).

Nos indivíduos amostrados no ato da coleta, sem flores e/ou frutos, foram registradas as características peculiares de suas folhas e/ou de seus caules (cheiro e coloração das cascas, presença ou ausência de látex, de acúleos ou de espinhos), bem como de seus hábitos (arbóreo, arbustivo ou liana). Tais precauções foram tomadas visando facilitar a identificação das espécies quando fossem comparadas com as exsiccadas mantidas em herbários.

Todo o material botânico coletado foi cuidadosamente preparado e encaminhado para comparação com as exsiccatas do Herbário Lauro Pires Xavier, situado no Departamento de Sistemática e Ecologia do Centro de Ciências Exatas e da Natureza da Universidade Federal da Paraíba (DSE/CCEN/UFPB), em João Pessoa.

A partir dos dados obtidos, organizou-se uma lista florística contendo as famílias, os gêneros e as espécies identificadas nas áreas e seus respectivos nomes populares. Tal identificação seguiu a proposta de sistema APG III (2009).

Para vislumbrar a similaridade florística entre as áreas de estudo foi elaborada uma matriz de presença/ausência das espécies amostradas.

Para cada área estudada foram confeccionadas curvas de coletores, onde foram plotados, no eixo da abscissa, o número de parcelas e, no da ordenada, o número de espécies acumuladas, de acordo com Rodal et al. (1992). Esse procedimento objetiva vislumbrar a suficiência amostral das áreas.

Para conhecer a fitodiversidade nas áreas estudadas, foi utilizado o Índice de Shannon-Weaver (H'). A utilização deste índice é convenientemente aplicada em situações onde a comunidade inteira não pode ser inventariada. Quanto maior o valor de H' , maior será a diversidade florística da área em estudo. O valor de tal índice depende da riqueza, também conhecida por densidade de espécies, baseada no número total de espécies presentes, e da uniformidade (equidade ou equabilidade), que é baseada na abundância relativa de espécies e no grau de sua dominância ou falta desta (ODUM, 1988). Assim, uma comunidade será tanto mais rica ou diversa quando os indivíduos se encontrarem melhor distribuídos entre as espécies, ou seja, quando a distribuição de seus indivíduos forem mais uniformes entre as espécies nela contida (ODUM, 1988; RICKLEFS, 2003). Assim, vale a pena parodiar o pensamento de Townsend et al. (2006), segundo o qual, dada uma certa riqueza, H' aumenta com a equidade e, dada uma certa equidade, H' aumenta com a riqueza. A fórmula para esse cálculo é dada por:

$$H' = \frac{\left[N \cdot \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i) \right]}{N}$$

onde:

H' = Índice de diversidade de Shannon-Weaver. Quanto maior for este índice, maior será a diversidade.

Obs.: As bases logarítmicas podem ser \log_2 (bits), \log_{10} (decits) ou \ln (nats), sendo imprescindível padronizar as bases para facilitar a comparação das comunidades estudadas, neste caso (nats/indivíduo);

N = Número total de indivíduos amostrados;

n_i = Número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie;

S = Número de espécies amostradas;

\ln = Logaritmo de base neperiana (e).

A similaridade das comunidades foi realizada utilizando uma análise de agrupamento usando o índice de similaridade de Jaccard (J') ou coeficiente de Jaccard (CJ). Este índice leva em conta a relação existente entre o número de espécies comuns e o número total de espécies amostradas quando se comparam duas ou mais comunidades (MUELLER-DOMBOIS e ELLEMBERG, 1974). A fórmula é a seguinte:

$$SJij = \frac{c}{a + b - c}$$

onde:

$SJij$ = Índice de similaridade de Jaccard;
a = Número de espécies exclusivas da comunidade 1;
b = Número de espécies exclusivas da comunidade 2;
c = Número de espécies comuns às duas comunidades.

Sendo que:

Quando todas as espécies são comuns, “1” e “2”, $SJij = 1$
Quando não existem espécies comuns, “1” e “2”, $SJij = 0$

Assim, o índice de similaridade de Jaccard varia de 0 a 1, sendo duas comunidades tanto mais similares quanto mais próximo de 1 forem seus índices.

A distribuição intrapopulacional das espécies foi estimada com base no índice de MacGuinnes (IGA) (MACGUINNES, 1934), pela fórmula seguinte:

$$IGAi = Di/di$$

onde:

$$Di = ni/uT$$

$$di = \ln(1 - fi)$$

$$fi = ui/uT$$

onde:

IGAi = "Índice de MacGuinnes" para a i-ésima espécie;

Di = Densidade observada da i-ésima espécie;

di = Densidade esperada da i-ésima espécie;

fi = Frequência absoluta da i-ésima espécie;

ln = Logaritmo neperiano;

ni = Número de indivíduos da i-ésima espécie;

ui = Número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie ocorre;

uT = Número total de unidades amostrais.

A classificação do padrão de distribuição dos indivíduos das espécies, baseada no IGAi, obedece à seguinte escala:

IGAi < 1: A distribuição é uniforme;

IGAi = 1: A distribuição é aleatória;

1 < IGAi ≤ 2: A distribuição tende ao agrupamento;

IGAi > 2: A distribuição é agregada ou agrupada.

2.5. Análise fitossociológica

2.5.1. Parâmetros fitossociológicos analisados

A determinação dos parâmetros fitossociológicos foi estimada utilizando o método de Rodal et al. (1992) e Amorim et al. (2005). Foram incluídas somente plantas vivas de porte arbóreo-arbustivo e lianas com circunferência ao nível do solo (CNS) $\geq 9,5$ cm e altura total (At) $\geq 1,0$ m.

Utilizou-se de uma fita métrica para medir a circunferência dos indivíduos ao nível do solo; e de canos de PVC graduados, com encaixes a cada metro, para medir a altura das plantas que exibiam as características acima mencionadas.

De posse da CNS, foi calculado, para cada planta, o diâmetro a partir da fórmula seguinte:

$$D = CNS/\pi$$

Onde:

$$\begin{aligned} CNS &= \text{Circunferência ao Nível do Solo;} \\ \pi &= 3,1416 \end{aligned}$$

Muitos são os parâmetros fitossociológicos abordados nos diversos estudos sobre fitossociologia, tendo, para muitos parâmetros absolutos, um parâmetro relativo em correspondência. Aqui são apresentados os seguintes: DAt: densidade absoluta do táxon; DRt: densidade relativa do táxon; FAt: frequência absoluta do táxon; FRt: frequência relativa do táxon; DoAt: dominância absoluta do táxon; DoRt: Dominância relativa do táxon; IVIt: Índice de valor de importância do táxon; IVCt: Índice de valor de cobertura do táxon; e o índice de diversidade. A utilização desses parâmetros depende dos objetivos da pesquisa a serem alcançados. Segundo SAMPAIO (1996), os mais explorados são a área basal (em m^2), a densidade populacional de cada espécie (ind./ha) e, na maioria das vezes, o número de espécies contidas na área estudada (nt).

Para caracterizar a estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva, foram calculados, para cada espécie, os parâmetros fitossociológicos de acordo com Rodrigues (1989).

Dos indivíduos amostrados que atenderam aos critérios de inclusão foram calculados os seguintes parâmetros:

nt ou NIND: Número de indivíduos do táxon analisado. Este parâmetro é calculado somando-se todos os indivíduos da mesma espécie registrados nas parcelas, durante o levantamento;

nAt: Número de parcelas com a ocorrência do táxon. Este é calculado registrando-se apenas as parcelas em que o táxon ocorreu. Neste estudo, este parâmetro variou de 1 a 30, uma vez que o número total de parcelas por área foi de 30 unidades amostrais;

AB: Área basal (m^2). Calcula-se a área da seção transversal da planta utilizando-se da seguinte fórmula:

$$AB = \pi \times r^2 \text{ ou } AB = \pi \times D^2/4$$

Depois somam-se todas as áreas basais de todas os indivíduos da mesma espécie.

FAt: Frequência absoluta do táxon (%);

Relaciona o número de parcelas ou unidades amostrais em que o táxon ocorreu com o número de parcelas ou unidades amostrais.

$$FAt = nAt/NAT \times 100\%$$

onde:

nAt: número de unidades amostrais com ocorrência do táxon;

NAT: número total de unidades amostrais. Neste estudo, 30 por área.

FR: Frequência Relativa (%);

Relaciona a frequência absoluta de um dado táxon com as frequências absolutas de todos os táxons, expressa em percentagem.

$$FR = FAt/\sum FAt \times 100\%$$

DAt: densidade absoluta do táxon (ind./ha);

Relaciona o número de indivíduos do táxon analisado com a área amostrada, multiplicado pela área de um hectare;

$$DAt = nt/A \times At,$$

Onde:

nt: número de indivíduos do táxon analisado;

A: área amostrada (aproximadamente $3.000 \text{ m}^2 = 0,3 \text{ ha}$);

At: área de um hectare (10.000 m^2).

DR: Densidade Relativa (%)

Relaciona o número de indivíduos de uma determinada espécie (nt) com o número de indivíduos amostrados de todas as espécies (N), expressa em percentagem.

$$DR = nt/N \times 100\%$$

DT: Densidade total (ind./ha).

$$DT = N/A \times At,$$

Onde:

N: número total de indivíduos amostrados de todos os táxons;

A: área amostrada (aproximadamente $3000 \text{ m}^2 = 0,3 \text{ ha}$);

At: área de um hectare (10.000 m^2);

Este parâmetro também pode ser calculado somando-se as densidades absolutas dos táxons, ou seja, $DT = \sum DAt$.

DoAt: Dominância absoluta do táxon.

É estimada somando-se as áreas basais de todos os indivíduos de um táxon (ABt), dividido pela área amostrada (A).

$$DoAt = \sum ABt / A$$

onde:

ABt: Área basal de todos os indivíduos de um táxon;

A: Área amostrada em hectare. Neste estudo cada área foi de aproximadamente 3.000 m² (=0,3ha).

DoR: Dominância Relativa.

É obtida pela razão entre a área basal de todos os indivíduos de uma determinada espécie (ABt) e a área basal total de todas as espécies amostradas (ABT), expressa em percentagem.

$$DoR = ABt / \sum ABT \times 100\%$$

IVI: Índice de Valor de Importância ou simplesmente Valor de Importância (VI).

É estimado somando-se os valores de densidade relativa, de frequência relativa e de dominância relativa de um determinado táxon.

$$IVI\% = DRt + FRt + DoRt$$

IVC: Índice de Valor de Cobertura, ou simplesmente Valor de Cobertura (VC).

É estimado a partir da soma dos valores de densidade relativa e de dominância relativa de um determinado táxon.

$$IVC\% = DRt + DoRt$$

Foi utilizado para estas análises o software desenvolvido pelo Cientec da Universidade Federal de Viçosa – MG (Mata Nativa 3, versão 3.11, 2014).

2.5.2. Curvas dos coletores

A construção das curvas dos coletores foram realizadas adotando-se as sugestões propostas por Rodal et al. (1992). Tais sugestões foram as seguintes:

- a) Usando-se um sistema de coordenadas cartesianas (X e Y), plotar no eixo da ordenada o número de espécies registradas e, na abscissa, o número da parcela ou a área acumulada (em m²);

- b) Observar o número de espécies inéditas que vão surgindo na parcela seguinte e adicionar esse valor ao número de espécies já registradas anteriormente. No eixo X, plotar a parcela seguinte (ou a área acumulada);
- c) Este procedimento deve ser repetido até a última parcela;
- d) Finalmente todos os pontos devem ser unidos.

A curva do coletor revela o número de espécies registradas, por área de parcelas esquadinhadas e acumuladas. Ela possibilita ao observador uma avaliação preliminar da suficiência amostral das comunidades estudadas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Análise florística

3.1.1. Riqueza florística nas áreas estudadas

Pelos dados da análise florística das quatro áreas de caatinga, abrangidas nos estudos, foram identificadas oito famílias (Amaranthaceae, Anacardiaceae, Apocynaceae, Cactaceae, Capparaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Vitaceae), 12 gêneros (*Gomphrena*, *Schinopsis*, *Spondias*, *Aspidosperma*, *Pilosocereus*, *Tacinga*, *Cynophala*, *Croton*, *Jatropha*, *Mimosa*, *Poincianella*, *Mimosa*, *Cissus*) e 12 espécies (Tabela 1).

Das oito famílias registradas, quatro (Anacardiaceae, Cactaceae, Euphorbiaceae e Fabaceae) foram representadas por duas espécies e as outras quatro (Amaranthaceae, Apocynaceae, Caparaceae e Vitaceae), por uma única espécie (Figura 3).

Esta baixa diversidade de espécies por família pode ser reflexo da ação predatória dos caprinos, que acabaram eliminando as espécies mais palatáveis e apetecíveis da comunidade, dificultando posteriormente, sua regeneração natural, devido ao pastejo permanente (áreas I e II). Vale a pena ressaltar que as áreas estudadas estão sob esta condição desde 2007. Antes desta data, todas as áreas estavam sob efeito do pastejo extensivo e permanente.

Tabela 1. Espécies vegetais registradas em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Família | Espécie | Nome popular | Área | | | | Porte |
|----------------------|---|------------------|----------|----------|----------|----------|-----------|
| | | | I | II | III | IV | |
| Amaranthaceae | <i>Gomphrena vaga</i> Mart. | Alecrim-dá-serra | A | P | A | A | Arbustivo |
| Anacardiaceae | <i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl. | Baraúna | A | A | P | A | Arbóreo |
| | <i>Spondias tuberosa</i> Arruda | Umbuzeiro | P | A | A | A | Arbóreo |
| Apocynaceae | <i>Apidosperma pyrifolium</i> Mart. | Pereiro | P | P | P | P | Arbóreo |
| Cactaceae | <i>Pilosocereus gounellei</i> (F. A. C. Weber) Byles & Rowley | Xique-xique | P | P | P | P | Arbustivo |
| | <i>Tacinga palmadora</i> (Britton & Rose) N.P.Taylor & Sttupy | Palmatória | P | P | P | P | Arbustivo |
| Capparaceae | <i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl. | Feijão bravo | A | P | P | A | Arbustivo |
| Euphorbiaceae | <i>Croton blanchetianus</i> Müll. Arg. | Marmeleiro | P | P | P | P | Arbustivo |
| | <i>Jatropha molissima</i> (Pohl.) Baill. | Pinhão branco | P | P | P | P | Arbustivo |
| Fabaceae | <i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz | Catingueira | P | P | P | P | Arbóreo |
| | <i>Mimosa ophthalmocentra</i> Marth. & Benth. | Jurema vermelha | P | A | P | P | Arbóreo |
| Vitaceae | <i>Cissus decidua</i> Lombardi | Tripa-de-galinha | P | P | A | A | Liana |
| Total | - | - | 9 | 9 | 9 | 7 | - |

* P (Presente); A (Ausente).

A ação dos fatores físicos e químicos limitantes sobre a reduzida cobertura vegetal também justificam a baixa diversidade ali registrada, uma vez que a diversidade biológica, segundo Rickelfs (2003), tende a ser mais baixa em regiões onde tais fatores são mais rigorosos; e mais elevada, onde estes fatores são negligíveis, como nas florestas tropicais chuvosas da biosfera. Do ponto de vista evolutivo e ecológico, a especiação (formação de novas espécies) é mais premente em ambientes eutróficos, como na Mata Atlântica e Floresta Amazônica, por exemplo, do que em ambientes oligotróficos, como nos ecossistemas áridos, semiáridos e desérticos do planeta. Ainda, segundo o mesmo autor, ela também ocorre em ambientes mais antigos do que em ambientes mais jovens, uma vez que a especiação conta com a ajuda do tempo evolutivo disponível para as espécies acumularem mutações suficientes que as tornem diferentes uma das outras e de seus ancestrais (irradiação adaptativa). Já que os solos do semiárido brasileiro são ainda jovens, é possível que a irradiação adaptativa das plantas ainda esteja em curso.

Em última análise, pode-se argumentar que algumas espécies ali existentes ainda estão em fase de conquista de seus nichos ecológicos, interagindo com as forças físicas do ambiente semiárido em que vivem e com as outras espécies com as quais competem. O resultado desta longa batalha evolutiva, de intensidade persistente, acaba determinando a distribuição e abundância de novas espécies dentro do ecossistema em que vivem como uma consequência da exclusão competitiva, deslocamento de caráter e fuga da competição intraespecífica, culminando na especiação simpátrica (anagênese). Não se deve perder a perspectiva de que o nicho ecológico de um organismo, animal ou vegetal, segundo Begon et al. (1996), é uma construção histórica, armazenadora de muitas informações passadas.

Estas explicações à luz da evolução estão de acordo com as teorias evolucionárias e ecológicas discutidas em Begon et al. (1996), Ricklefs (2003) e Colinvaux (1986). Ademais, segundo o biólogo ucraniano, Theodosius Dobzhansky, nada em biologia faz sentido exceto à luz da evolução e, da mesma forma, pouco ou nada em evolução faz sentido, exceto à luz da ecologia.

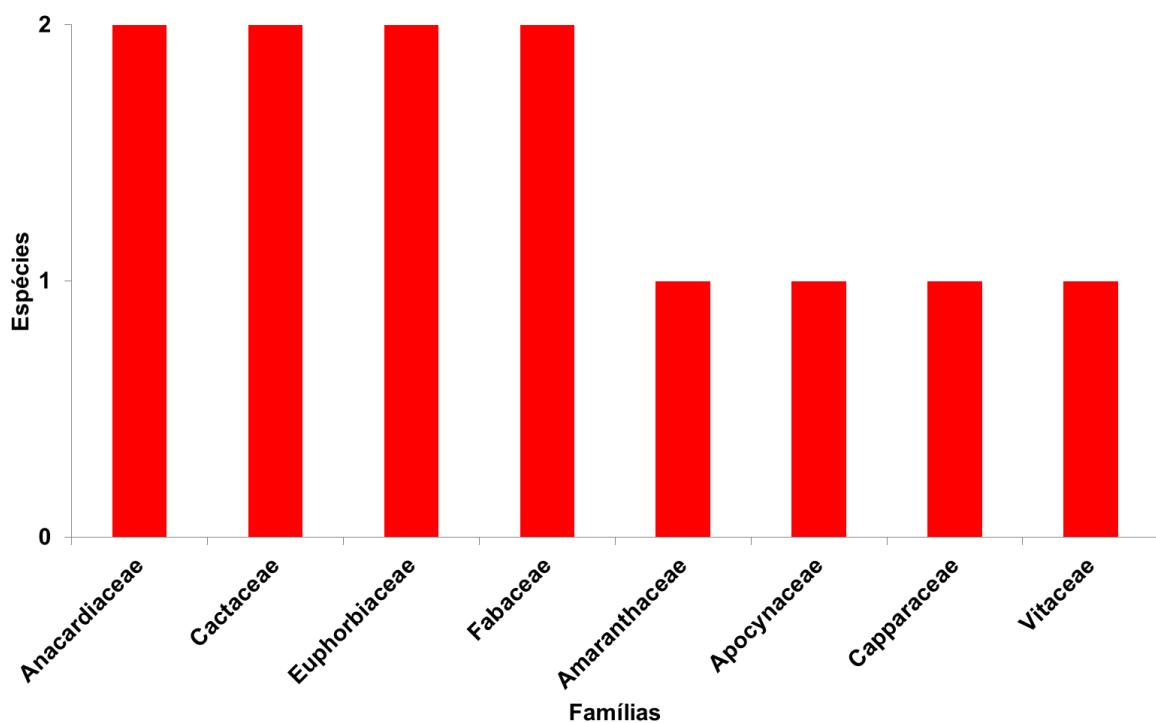


Figura 3. Número de espécies que compõem as famílias amostradas em quatro áreas de caatinga, em São João do Cariri, Paraíba.

Em áreas próximas às aqui estudadas, na mesma Estação Experimental, Andrade et al. (2005) obtiveram uma distribuição de 14 espécies em oito famílias (em uma área que se

encontrava em melhor estado de conservação) e seis espécies em quatro famílias (em uma outra em avançado estado de degradação). Também no município de São João do Cariri, Luna e Coutinho (2007) obtiveram dez espécies distribuídas em oito famílias (área sob pastejo há 20 anos) e nove espécies distribuídas em seis famílias (área sob pastejo há mais de 40 anos). Pessoa et al. (2008) obtiveram uma distribuição de 14 espécies em nove famílias e sete espécies em cinco famílias, respectivamente, em uma área antropizada (I) e outra de Reserva Legal (II), no Rio Grande do Norte. Também no Rio Grande do Norte, Souza e Medeiros (2013), no município de água Nova e Pau dos Ferros, registraram 17 espécies em 13 famílias. Na Estação Experimental da EMBRAPA Semiárido, município de Petrolina-PE, Calixto Júnior e Drumond (2014) registraram em duas áreas sob diferentes históricos de degradação, 16 espécies distribuídas em sete famílias (área mais degradada) e 25 em nove famílias (área sem histórico de degradação). Tais resultados refletem uma baixa fitodiversidade em áreas de caatinga, uma vez que, quando se compara estes resultados com trabalhos desenvolvidos no Agreste da Paraíba, onde o conforto hídrico é mais pronunciado, Cordeiro e Feitosa (2013) obtiveram 44 espécies distribuídas em 22 famílias (mesma proporção, porém maior número de táxons), ou em fragmentos de Mata Atlântica- PE, onde a precipitação atinge os 2.000 mm, Feitosa (2004) obteve 53 espécies distribuídas em 22 famílias. Em uma área de caatinga no semiárido do Sudeste da Bahia, onde a precipitação pluvial alcança 640 mm, Sanquette et al. (2014) registraram 63 espécies distribuídas em 27 famílias. Isto confirma uma das teorias ecológicas de que a diversidade biológica tende a ser mais elevada em locais onde os fatores limitantes são menos rigorosos (RICKLEFS, 2003; ODUM, 1988). Nestes casos, a disponibilidade hídrica, por exemplo.

As famílias Apocynaceae, Cactaceae, Euphorbiaceae e Fabaceae ocorreram nas quatro áreas estudadas e, as espécies que as representaram foram *A. pyrifolium*, *P. gounellei*, *C. sonderianus*, *J. molissima* e *P. pyramidalis*. Tais espécies também estiveram presentes nas áreas I (em bom estado de conservação) e II (em avançado estado de degradação) estudadas por Andrade et al. (2005), na mesma Estação Experimental de S. J. do Cariri-PB; e nas áreas A (sob pastejo há 20 anos) e B (sob pastejo há 40 anos) estudadas por Luna e Coutinho (2007), no mesmo município.

Essas espécies já foram apontadas por Sampaio (1996) como de ampla distribuição e, por isso, comuns na maioria dos levantamentos florísticos desenvolvidos em áreas de caatinga. Contrariamente, em duas áreas de caatinga (I- Degradada e II- Reserva Legal) em Apodi, Rio Grande do Norte, Pessoa et al. (2008) registraram a presença de apenas duas delas

(*A. pyrifolium* e *P. pyramidalis*). Moura Guerra et al. (2014), também nas mesmas áreas, em Apodi, observaram a presença de apenas uma das referidas espécies (*C. blanchetianus*), as outras, tidas por Sampaio (1996) como as mais comuns, não foram ali sequer registradas. Isso mostra quão heterogênea é a Caatinga e quão difícil é tentar criar um conceito que se aplique a todas as suas fitofisionomias que ela exibe. De fato, as comunidades desafiam uma definição última, como bem o disse Ricklefs (2003).

Das espécies registradas nas áreas de estudo, cinco exibiram o porte arbóreo, contra sete de porte arbustivo. Com relação a este fator (arbóreo/arbustivo), Andrade et al. (2005) obtiveram uma proporção de 11 arbóreas para cinco arbustivas na Estação Experimental de São João do Cariri-PB. No mesmo município mencionado, em duas áreas de caatinga, sob diferentes idades de pasto, Luna e Coutinho (2007) registraram proporções de seis para quatro e de cinco para quatro, respectivamente. Em uma RPPN no município de Patos, Sertão da Paraíba, Araújo (2007) constatou uma proporção de 18 espécies arbóreas para nove espécies arbustivas.

Em pesquisas nas mesmas áreas e nas mesmas PPMs aqui estudadas, Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010) obtiveram proporções de oito para seis. Tais áreas tinham o mesmo histórico de uso, encontravam-se sob os mesmos fatores limitantes, como também, sob as mesmas condições experimentais aqui implantadas, exceto pelo fator-tempo, uma vez que tais estudos foram realizados há, aproximadamente, 4-5 anos.

Ao se compararem as proporções de espécies arbóreas com as de arbustivas no presente estudo, nas áreas I, II, III e IV, foram de quatro para quatro, de dois para sete, de quatro para seis e de três para três, respectivamente. Em nenhuma área, a proporção de espécies arbóreas superou a de espécies arbustivas, podendo ser devido à ação dos caprinos, parecendo estar provocando mudança na estrutura daquelas fitocenoses.

É curioso observar que quando foram comparados os resultados de todos os estudos acima citados, a proporção de espécies arbóreas foi superior à de espécies arbustivas, exceto no presente estudo, que foi de cinco arbóreas para sete arbustivas. Há um postulado não muito aceito nas ciências factuais que diz o seguinte: “*aconteceu depois de um fenômeno, logo foi causado por ele*”, então é permitido aqui conjecturar que após alguns anos da introdução dos caprinos (o fenômeno) ocorreram mudanças na estrutura das comunidades estudadas (portanto, causadas por eles). Nas ciências formais é permitido aceitar os postulados e as deduções da epistemologia idealista e do método dedutivo numa situação como esta, desde que o pesquisador paute as observações do mundo material em três aforismos. O primeiro

deles estabelece: *Posita causa ponitur effectus* (posta a causa, põe-se o efeito). Se a observação revelar que toda vez que está presente o fenômeno A (introdução de caprinos) também esteja presente a causa de B (degradação ambiental). O segundo aforismo preceitua: *Sublata causa tolliatur effectus* (retirada a causa, retira-se o efeito). Todas as vezes em que desaparecer o fenômeno A, for seguido, também, pelo desaparecimento do fenômeno B, é muito possível que A (os caprinos) seja a causa de B (degradação ambiental). O terceiro aforismo coloca: *Variante causa variatur effectus* (variando a causa, varia o efeito). Se, na observação de um fenômeno, verificar-se que, todas as vezes que a grandeza A assumir valores diferentes, a grandeza B também assumirá valores diferentes correspondentes. Em tais situações, é muito possível que A seja a causa de B. Postas tais premissas, é permitido desconfiar que os caprinos são a causa das mudanças nas comunidades estudadas.

Estudos realizados por Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010), nas mesmas áreas estudadas (I, II e III), nas mesmas PPMs e utilizando os mesmos critérios de inclusão aqui adotados, revelaram nove famílias e 14 espécies. Resultados estes também considerados baixos, porém superiores aos aqui encontrados, que foram oito famílias e 12 espécies.

É curioso observar que sete espécies (*Malva silvestres*, *Mimosa tenuiflora*, *Combretum leprosum*, *Commiphora leptophloeos*, *Pilosocereus pachycladus*, *Cnidosculus phyllacanthus* e *Cereus jamacaru*) registradas nos estudos feitos pelos autores supracitados, não foram registradas no presente estudo. É possível que algumas dessas espécies sejam mais apetecíveis e palatáveis que as demais, atraindo, portanto, a predação dos caprinos para si, os quais passaram a exercer ação seletiva negativa sobre elas, eliminando-as paulatinamente do ambiente. Também, é conhecido o fato de que algumas espécies continuam desenvolvendo satisfatoriamente, suas funções vitais em condições perturbadas (estrategista “k”), ou seja, sobrevivem também em condições ambientais desfavoráveis, e que outras só sobrevivem em condições ambientais favoráveis (estrategista “r”). Estas últimas são chamadas de oportunista e fugitivas (ODUM, 1988; ANDREWS e HARRIS, 1986). Esta condição pode ser uma das causas do desaparecimento dessas plantas, frente aos avanços do pastejo caprino, os quais por terem rompido o equilíbrio ecológico outrora existente nessas comunidades, acabaram por contribuir para sua eliminação, ao dar início a um processo de retrogressão ecológica. Os rigores do balanço hídrico aliado a outros fatores limitantes, como intensa radiação solar, elevada evapotranspiração, possível deficiência nutricional dos solos e a erosão, não podem ser descartados desta análise como fatores extenuantes. É difícil explicar o desaparecimento das últimas três espécies (*P. pachycladus*, *C. phyllacanthus* e *C. jamacaru*), por serem

exemplares de cactáceas, família esta que inclue espécies armadas, espinescentes e bem guarneidas contra a ação predatória dos caprinos, além de conterem grande reserva de água em seus caules.

Analogamente, cinco espécies registradas no presente estudo (*G. vaga*, *S. brasiliensis*, *C. flexuosa*, *M. ophthalmocentra*, *C. decidua*) não foram registradas nos estudos efetuados pelos autores mencionados. Isto leva a crer que o desaparecimento das referidas espécies, em apenas 4-5 anos, pode ser uma consequência do pastejo permanente dos caprinos e que o surgimento das outras cinco, uma consequência da colonização por novas espécies.

Segundo Odum (1988), Ricklefs (2003) e Townsend et al. (2006), os ecólogos estão atualmente mais interessados em saber como e a que velocidade estas mudanças estão ocorrendo no ecossistema, do que propriamente no tamanho, composição e estrutura das populações nas comunidades. Eles também afirmam que uma comunidade, assim como uma população, é uma entidade em mudança, mesmo quando as espécies parecem não mudar, a densidade, a natalidade, a frequência, a dominância e muitos outros componentes da comunidade ou da população mudam, à medida que as espécies se ajustam às estações, às forças físicas e umas às outras. Assim, é permitido aqui parodiar o fato da comunidade que ontem foi, hoje não ser mais e amanhã pode não se tornar o que esperaríamos que ela fosse.

Foi com base nesta versatilidade e plasticidade das comunidades que Ricklefs (2003) prognosticou ser a comunidade uma entidade em permanente mudança e desafiadora de uma definição única e final. Disse ele, *há muitos desacordos do que uma comunidade é*.

A hipótese de que as parcelas permanentes de monitoramento possam não ser tão permanentes ou fixas assim, não deve ser rejeitada, uma vez que, um desvio de marcação das mesmas de apenas alguns metros para a direita ou para a esquerda, de baixo para cima ou de cima para baixo, podem comprometer seriamente os resultados, ao incluir algumas espécies vizinhas por um lado e, ao mesmo tempo, excluir algumas espécies por outro.

3.1.2. Famílias, gêneros, espécies e número de indivíduos

Com base nos dados contidos na Tabela 2, constatou-se que houve uma sutil diferença no número de famílias, de gêneros e de espécies entre as áreas e entre os anos em que as pesquisas foram realizadas por Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010). Comparando-se com os resultados do presente trabalho, observou-se também que nos últimos 4-5 anos os referidos táxons diminuíram mais visivelmente na área I (onde há maior

densidade de caprinos). Na área II verificou-se uma redução apenas do número de gêneros e de espécies e na área III, sem pastejo, a vegetação parece estar se recompondo, por ter sido verificado maior número de famílias, gêneros e espécies.

Embora não existam estudos anteriores na área IV que possam ser aqui comparados, verificou-se que, comparativamente às áreas I, II e III, está bastante degradada, possivelmente por razões pretéritas de manejo que causaram uma degradação mais rigorosa de sua fitocenose, como a extração de lenha, agricultura itinerante, pastejo extensivo, como exemplos.

Observando-se os dados contidos na Tabela 3, o número total de indivíduos por hectare e por áreas, registrados por Éder- Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010), nas mesmas áreas de pastagens e nas mesmas parcelas permanentes de monitoramento (PPMs), foram exatamente os mesmos. Observa-se também uma redução muito grande do número de indivíduos quando os resultados obtidos no presente estudo são comparados com os obtidos há 4-5 anos pelos autores supracitados. Constatou-se, também, ter sido maior o percentual de mortes na área I (77,7%, com 10 caprinos) do que na área II (66,8%, com cinco caprinos). Isso permite conjecturar que tal fenômeno pode ter relação direta com a densidade de caprinos imputada nestas áreas. Não se sabe, porém, o porquê de na área III (sem caprinos) também ter ocorrido uma mortalidade tão elevada (71,2%, sem animais), por não se encontrar a área sob pastejo ou qualquer outra forma de exploração de sua vegetação, após as condições experimentais terem sido estabelecidas, a partir do ano de 2007, e mantidas até o presente estudo.

Considerando-se que em quatro anos (1.460 dias) o número de indivíduos das áreas I (1.854), II (1.000) e III (1.093) decresceu para 413, 332 e 315, respectivamente, isso equivale a uma taxa de mortalidade de 0,99, 0,46 e 0,53 ind./dia nas áreas I, II e III, respectivamente. Considerando-se ainda que os caprinos são os responsáveis por essa taxa de mortalidade, é permitido conjecturar que em apenas 417 dias, para a área I e 722 dias para a área II, o restante dos indivíduos contidos nas áreas I (413) e II (332) sucumbirão ante aos avanços dos caprinos nelas contidos.

Alguns ecólogos acreditam que algumas comunidades vegetais, quando fortemente perturbadas podem, por si só, iniciarem um processo de degradação espontânea (retrogressão ecológica), mesmo quando a perturbação nela imputada for interrompida. Uma vez seus mecanismos de controle rompidos, o edifício de relações ecológicas bem-estabelecidas acaba desabando (BEGON et al., 1986).

Tabela 2. Comparação do número de famílias, gêneros e espécies ocorrentes em quatro áreas de caatinga, entre os anos de 2009 e 2014, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Táxon | Autor/Área | | | |
|---------|------------------------|----|-----|----|
| | Éder-Silva (2009) | | | |
| | I | II | III | IV |
| Família | 9 | 5 | 6 | - |
| Gênero | 11 | 9 | 8 | - |
| Espécie | 12 | 10 | 7 | - |
| | Parente (2009) | | | |
| Família | 9 | 5 | 5 | - |
| Gênero | 12 | 10 | 7 | - |
| Espécie | 12 | 10 | 7 | - |
| | Araujo (2010) | | | |
| Família | 9 | 5 | 5 | - |
| Gênero | 12 | 10 | 7 | - |
| Espécie | 12 | 10 | 7 | - |
| | Presente estudo (2014) | | | |
| Família | 6 | 7 | 6 | 4 |
| Gênero | 9 | 9 | 9 | 6 |
| Espécie | 9 | 9 | 9 | 7 |

No fenômeno da retrogressão ecológica, similar ao da desertificação, a comunidade biológica parte do quase tudo para o quase nada, contrariamente ao fenômeno da sucessão ecológica, que parte do quase nada para o quase tudo (ODUM, 1988). Algo dessa natureza, a retrogressão, pode estar ocorrendo na área III, quando em tempos pretéritos, a degradação que nela foi imputada pode ter sido mais severa do que nas demais áreas. Sem a proteção da cobertura vegetal, os solos passaram a sofrer mais severamente a ação dos rigores climáticos (secas prolongadas e elevadas temperaturas), dando início a um processo de empobrecimento progressivo, pela erosão e lixiviação dos supostos parcos nutrientes que ali existiam, culminando em um estádio de simplificação de seus constituintes vegetais. Esta hipótese pode justificar a redução do número de plantas na área III, que se encontra sem caprinos desde o ano de 2007.

Tabela 3. Número de indivíduos por área e percentual de mortes após quatro anos de pastejo no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Parâmetro | Autor/Área | | | |
|--|-------------------|--------------|--------------|-----|
| | Éder-Silva (2009) | | | |
| Nº indivíduos | I | II | III | IV |
| 1.854 | 1.000 | 1.093 | - | |
| Parente (2009) | | | | |
| Nº indivíduos | 1.854 | 1.000 | 1.093 | - |
| Araujo (2010) | | | | |
| Nº indivíduos | 1.854 | 1.000 | 1.093 | - |
| Presente estudo | | | | |
| Nº indivíduos | 413 | 332 | 315 | 215 |
| Percentual de indivíduos mortos | 77,7% | 66,8% | 71,2% | - |

Constatou-se, a partir dos dados contidos nas Tabelas 3 e 4, número decrescente de indivíduos da área I em direção à área IV e que, em 120 parcelas palmilhadas (1,20 ha), foram registrados 1.275 indivíduos ($= 4.251 \text{ ind.ha}^{-1}$), oito famílias, 12 gêneros e 12 espécies nas quatro áreas estudadas. Quando se comparou o número de gêneros e de espécies entre as áreas I, II e III, observou-se não haver diferença entre elas, mas quando a comparação foi feita entre o número de famílias, houve diferença exígua entre as áreas I, II, III e IV.

Ainda observando-se a Tabela 4, constatou-se maior diferença entre os dados números de indivíduos, sobretudo na área IV, que foi muito baixo quando comparado com os dados das demais áreas. Tais números são, ainda, mais discrepantes quando comparados com os valores obtidos em estudos anteriores, realizados pelos autores Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010) nas áreas I, II e III (Tabela 3).

O número de espécies por área e o número de indivíduos por hectare aqui registrados foram considerados muito baixos quando comparados com outros estudos realizados em áreas de caatinga em diversos Estados do Nordeste brasileiro. Em áreas de 0,40 ha, em Juazeiro - BA, Santa Luzia - PB, Petrolina - PE, Serra Negra - RN e Acari - RN, por exemplo, Fabricante e Andrade (2007) obtiveram 33 espécies e $1.997 \text{ ind.ha}^{-1}$, 20 espécies e $3.130 \text{ ind.ha}^{-1}$, 24 espécies e $3.147 \text{ ind.ha}^{-1}$, 25 espécies e $2.397 \text{ ind.ha}^{-1}$ e 14 espécies e $3.537 \text{ ind.ha}^{-1}$, respectivamente. Oliveira et al. (1998), em Ajuaba - CE, cobrindo uma área de 0,40 ha,

obtiveram 29 espécies e 3.780 ind.ha⁻¹. Andrade et al. (2005), em duas áreas de 0,24 ha, em São João do Cariri, registraram 16 espécies e 2.375 ind.ha⁻¹, respectivamente. Até mesmo em áreas menores foram registrados valores superiores aos aqui encontrados. Rodal et al. (1992), por exemplo, em áreas de 0,25 ha nos municípios de Poço do Ferro II -PE, Fasa - PE, Boa Vista I e Boa Vista II - PE, obtiveram 24 espécies e 2.172 ind.ha⁻¹, 23 espécies e 1.876 ind.ha⁻¹, 28 espécies e 1.872 ind.ha⁻¹ e 22 espécies e 1.076 ind.ha⁻¹, respectivamente.

Resultados semelhantes aos encontrados para o número de espécies, porém diferindo muito quanto ao número de indivíduos por hectare, foram obtidos por Camacho (2001), em quatro áreas de 0,50 ha, em Mossoró-RN, por exemplo, 11, 9, 12 e 13 espécies e 4.120, 2.818, 6.320 e 7.015 ind.ha⁻¹, respectivamente. Analogamente, Moura Guerra et al. (2014) obtiveram em duas áreas de 0,24 ha, no município de Apodi-RN, 14 e 7 espécies e 655 e 1.017 ind.ha⁻¹, respectivamente.

Não parece coerente apontar apenas os rigores climáticos da região, nem as limitações de solos das fitocenoses aqui estudadas, como os únicos ou os principais agentes responsáveis pelos seus baixos números de táxons (famílias, gêneros e espécies), sobretudo pelos seus baixos números de indivíduos registrados, mas por uma combinação de fatores que operam em conjunto, iniciada, principalmente, pela degradação passada imputada nas áreas e pelo pastejo permanente de caprinos que se estende até os dias atuais. Os fatores climáticos, por exemplo, baixa pluviosidade, elevada evapotranspiração e intensa radiação solar, embora muito limitantes ao desenvolvimento das plantas, agem principalmente como fatores extenuantes.

Na Tabela 4 observa-se que o número de indivíduos decresceu da área I para a área IV ($413 > 332 > 315 > 215$ indivíduos). Era de se esperar o contrário, uma vez que as áreas III e IV estavam sem animais e a área I estava com o dobro da densidade de caprinos, em relação à área II. Tal discrepância deve ser atribuída à degradação passada, tendo sido, talvez, mais severa nas áreas onde o menor número de indivíduos foi observado. De acordo com Pereira et al. (2003), o número de espécies vegetais é fortemente influenciado pelo uso prévio da área, podendo ser bastante reduzido em locais onde a antropização foi severa.

Tabela 4. Número de parcelas (NP), área total amostrada em hectare (ATA), número de indivíduos (NI), Número de indivíduos por hectare (NIH) e números de famílias, gêneros e espécies registradas em quatro áreas de caatinga no município de São João do Cariri-Paraíba, Paraíba.

| Área | NP | ATA (ha) | NI | NIH | Família | Gênero | Espécie |
|--------------|------------|-------------|--------------|--------------|----------|-----------|-----------|
| I | 30 | 0,30 | 413 | 1.377 | 6 | 9 | 9 |
| II | 30 | 0,30 | 332 | 1.107 | 7 | 9 | 9 |
| III | 30 | 0,30 | 315 | 1.050 | 6 | 9 | 9 |
| IV | 30 | 0,30 | 215 | 717 | 4 | 6 | 7 |
| Total | 120 | 1,20 | 1.275 | 4.251 | 8 | 12 | 12 |

Observa-se na tabela 5 as famílias Fabaceae, nas áreas I, II e III; e Euphorbiaceae, na área IV, foram as que detiveram os maiores números de indivíduos, os quais foram 203, 142 e 118; e 92 indivíduos, assim como os maiores percentuais registrados (49,15%; 42,77%; 37,46% e 42,79%, respectivamente). Vale a pena salientar serem ambas as famílias representadas por duas espécies cada uma, justificando os maiores valores em número de indivíduos.

Tabela 5. Número e percentual de indivíduos por família e área, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Família | AREA I | | AREA II | | AREA III | | AREA IV | |
|---------------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|------------|-----------------|------------|
| | N de indivíduos | % | N de indivíduos | % | N de indivíduos | % | N de indivíduos | % |
| Anacardiaceae | 1 | 0,24 | - | - | 1 | 0,32 | - | - |
| Apocynaceae | 98 | 23,73 | 49 | 14,76 | 56 | 17,78 | 24 | 11,16 |
| Cactaceae | 85 | 20,58 | 44 | 13,25 | 51 | 16,19 | 41 | 19,07 |
| Capparaceae | - | - | 2 | 0,60 | 1 | 0,32 | - | - |
| Euphorbiaceae | 25 | 6,05 | 91 | 27,41 | 88 | 27,94 | 92 | 42,79 |
| Fabaceae | 203 | 49,15 | 142 | 42,77 | 118 | 37,46 | 58 | 26,98 |
| Vitaceae | 1 | 0,24 | 3 | 0,90 | - | - | - | - |
| Amaranthaceae | - | - | 1 | 0,30 | - | - | - | - |
| TOTAL | 413 | 99,99 | 332 | 99,99 | 315 | 100 | 215 | 100 |

Ao se analisar a dominância das famílias por área, em termos percentuais, três detiveram 93,46% dos indivíduos amostrados na área I. Estas famílias foram Fabaceae (49,15%), Apocynaceae (23,73%) e Cactaceae (20,58%). Na área II, as famílias Fabaceae (42,77%), Euphorbiaceae (27,41%), Apocynaceae (14,76%) e Cactaceae (13,25%) foram as dominantes, com 98,19% dos indivíduos amostrados. Na área III, as famílias Fabaceae (37,46%),

Euphorbiaceae (27,94%), Apocynaceae (17,78%) e Cactaceae (16,19%) foram as dominantes, com 99,37% e na área IV, Euphorbiaceae (42,79%).

Como análise geral, pode-se afirmar ter sido dominante a família Fabaceae nas áreas I, II e III e Euphorbiaceae na área IV. Em trabalhos desenvolvidos por Freitas et al. (2007), as famílias com os maiores números de indivíduos foram Mimosaceae e Euphorbiaceae, quando comparadas com as outras famílias, principalmente nos ambientes mais degradados. Nos trabalhos de Moreira et al. (2007), Caesalpiniaceae e Euphorbiaceae foram predominantes nos dois ambientes estudados por eles. Nos trabalhos de Sanquetta et al. (2014), Mimosoideae foi a família dominante, com 14 espécies amostradas.

Vale a pena esclarecer aqui que tradicionalmente, Leguminosae foi reconhecida como três subfamílias (Papilionidae ou Faboideae, Caesalpinoideae e Mimosoideae), exceto por Cronquist (1988) e outros autores, que preferiram reconhecer três famílias distintas (Fabaceae, Caesalpiniaceae e Mimosaceae). O posicionamento da maioria dos autores atuais, que se baseiam em cladística e que levam em consideração não só a morfologia entre os grupos relacionados filogeneticamente, mas, também, sequências de DNA e dados bioquímicos, tem sido o reconhecimento de todas em uma única família (FABACEAE). Assim, de forma semelhante à lista de espécies da flora brasileira, Fabaceae forma um único grupo, ou seja, todas as leguminosas pertencem atualmente à família Fabaceae. Desta forma, as conclusões dos autores acima continuam verdadeiras, uma vez que as famílias por eles citadas, Mimosaceae e Caesalpiniaceae, estão atualmente incluídas numa única família, Fabaceae.

As famílias que mais se destacaram nas quatro áreas foram Fabaceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae e Cactaceae, com 521, 296, 227 e 221 indivíduos, respectivamente (Tabela 6). Embora com números de indivíduos muito superior aos encontrados neste trabalho, estas famílias ainda foram as mais importantes desde os trabalhos de Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010), realizados nas mesmas áreas.

Tabela 6. Número e percentual de indivíduos por família em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Família | N. ind. | % |
|---------------|---------|-------|
| Fabaceae | 521 | 40,86 |
| Euphorbiaceae | 296 | 23,22 |
| Apocynaceae | 227 | 17,80 |
| Cactaceae | 221 | 17,33 |
| Vitaceae | 4 | 0,31 |
| Capparaceae | 3 | 0,23 |
| Anacardiaceae | 2 | 0,16 |
| Amaranthaceae | 1 | 0,08 |

Estas famílias, sobretudo Fabaceae e Euphorbiaceae, são geralmente as mais representativas na grande maioria dos levantamentos florísticos e fitossociológicos em áreas de caatinga. Nos estudos de Calixto Júnior e Drumond (2014), em duas áreas de caatinga sob diferentes históricos de degradação, as referidas famílias foram as mais importantes, tanto em número de espécies quanto em número de indivíduos em ambas as áreas estudadas. Segundo os referidos autores, estas famílias reúnem a maior parte das espécies lenhosas do bioma Caatinga, corroborando Andrade et al. (2007) e Rodal et al. (2008).

De acordo com Amorim et al. (2005), as famílias Fabaceae (que incluem Faboideae e Mimosoideae e Caesalpinoideae), Euphorbiaceae e Cactaceae são as mais importantes em número de indivíduos nos diversos estudos florísticos efetuados em áreas de Caatinga. Euphorbiaceae, por exemplo, é considerada em diversos trabalhos, como sendo de grande representatividade em diversos estudos botânicos na região Nordeste (ARAÚJO et al., 1995; ALCOFORADO-FILHO et al., 2003; ANDRADE et al., 2005; BARBOSA et al., 2007; FERREIRA et al., 2007). Devida a essa ampla distribuição em diversas áreas do bioma Caatinga, alguns autores as consideram como as de maior riqueza de espécies no componente arbustivo e arbóreo (LACERDA et al., 2005).

A espécie *P. pyramidalis* foi dominante nas áreas I, II e III, com 47,70%, 42,77% e 29,52% dos indivíduos amostrados, respectivamente (Tabela 7). É importante observar que, há apenas 4-5 anos, Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010) mostraram ser *C. blachetianus* a espécie dominante nas referidas áreas por eles estudadas, com 54,05%, 51,70% e 79,75% dos indivíduos amostrados, respectivamente.

Tabela 7. Número e percentual de indivíduos por espécie e área, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Espécie | AREA I | | AREA II | | AREA III | | AREA IV | |
|---------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | N. ind. | % |
| <i>P. pyramidalis</i> | 197 | 47.70 | 142 | 42.77 | 93 | 29.52 | 57 | 26.51 |
| <i>A. pyrifolium</i> | 98 | 23.73 | 49 | 14.76 | 56 | 17.78 | 24 | 11.16 |
| <i>P. gounellei</i> | 73 | 17.68 | 36 | 10.84 | 41 | 13.02 | 40 | 18.61 |
| <i>J. molissima</i> | 16 | 3.87 | 40 | 12.05 | 36 | 11.43 | 24 | 11.16 |
| <i>C. blanchetianus</i> | 9 | 2.18 | 51 | 15.36 | 52 | 16.51 | 68 | 31.63 |
| <i>T. palmadora</i> | 12 | 2.91 | 8 | 2.41 | 10 | 3.17 | 1 | 0.46 |
| <i>M. ophthalmocentra</i> | 6 | 1.45 | - | - | 25 | 7.94 | 1 | 0.46 |
| <i>C. decidua</i> | 1 | 0.24 | 3 | 0.90 | - | - | - | - |
| <i>S. tuberosa</i> | 1 | 0.24 | - | - | - | - | - | - |
| <i>C. flexuosa</i> | - | - | 2 | 0.60 | 1 | 0,32 | - | - |
| <i>G. vaga</i> | - | - | 1 | 0,30 | - | - | - | - |
| <i>S. brasiliensis</i> | - | - | - | - | 1 | 0.32 | - | - |
| TOTAL | 413 | 100 | 332 | 100 | 315 | 100 | 215 | 100 |

Comparando-se os valores absolutos de *C. blanchetianus* obtidos há 4-5 anos pelos autores supracitados, com os valores encontrados para as mesmas áreas tem-se, 1002 indivíduos (Área I), 517 indivíduos (Área II) e 467 indivíduos (Área III), contra nove (Área I), 51 (Área II) e 52 indivíduos (Área III), respectivamente. Isso equivale a uma redução no número de indivíduos desta espécie de 99,1% (área I), 90,14% (área II) e 88,87% (área III), uma redução considerável no número de plantas. É bem possível ser o pastejo a causa determinante deste fenômeno, uma vez que os demais fatores limitantes (baixa precipitação, intensa radiação solar) que agem e agiam sobre as outras espécies vegetais, são os mesmos que também agem e agiam sobre esta espécie.

Com relação ao fato de *C. blanchetianus* ter perdido a posição de espécie dominante para *P. pyramidalis*, *A. pyrifolium*, *P. gounellei* e *J. molissima* nos últimos 4-5 anos, deve ter sido por causa da palatabilidade de suas folhas, ramos e sementes. Pode-se aqui conjecturar que *C. blanchetianus*, por ser mais palatável e apresentar melhor digestibilidade do que as outras referidas espécies, esta acabou atraindo para si a atenção dos predadores, ou seja, dos caprinos. Estes, por sua vez, acabaram por exercer ação seletiva negativa sobre esta espécie, eliminando-a, paulatinamente, da comunidade à qual pertence.

A possibilidade de uma espécie predadora nativa de *C. blanchetianus*, por exemplo, algum tipo de inseto fitófago ou de micro-organismo patogênico, ter contribuído para a redução do número de indivíduos desta espécie não deve ser desconsiderada desta análise, uma vez que, as “pragas” são atraídas muito mais pela quantidade do que pela qualidade dos

alimentos. Esta hipótese ficou conhecida como hipótese de pressão de pragas, hoje modificada para hipótese de pressão de predadores. Segundo a qual, é a quantidade e não a qualidade dos itens alimentícios o fator responsável pela atração dos predadores para as suas presas, sejam elas animal ou vegetal (RICKLEFS, 2003). Esta teoria justifica satisfatoriamente a vulnerabilidade das monoculturas agrícolas às pragas, pois os agroecossistemas são infinitamente mais simplificados em número de espécies (maior uniformidade) do que os ecossistemas (maior riqueza). Não é raro, nos agrossistemas, as monoculturas serem dizimadas por algum tipo de “praga” (predador), por exemplo, algodoeiro *vs* bicudo, cacaueiro *vs* fungo (vassoura-de-bruxa), milharal *vs* saúva, cana-de-açúcar *vs* broca da cana, e muitas outras mais.

A espécie *P. pyramidalis* foi seguida pelas espécies *A. pyrifolium* (23.73%) e *P. gounellei* (17,68%), na área I, por *C. sondeiranus* (15,36%) e *A. pyrifolium* (14,76%), na área II e por *A. pyrifolium* (17,78%) e *C. blanchetianus* (16,51%), na área III, essas espécies já foram apontadas por Sampaio (1996) como de ampla distribuição nas caatingas e, por isso, comuns na maioria dos levantamentos florísticos realizados (Tabela 7).

Na área IV (sem pastejo caprino), onde foi registrado o menor número de indivíduos, a espécie dominante foi *C. blanchetianus*, com 31,63% dos indivíduos amostrados, seguida por *P. pyramidalis*, com 26,51% dos indivíduos amostrados. Tal resultado pode ser reflexo das características peculiares dessa espécie, tais como, colonizadora de ambientes degradados (espécie pioneira de sucessão secundária) e, por isso, indicadora de ambientes degradados, conforme asseverou Carvalho et al. (2001). É possível que esta espécie, agora livre dos predadores (os caprinos), esteja reconquistando seu nicho ecológico, “reivindicando a posse” de seu habitat perdido em dias pretéritos de degradação e desequilíbrio ambientais.

Maracajá et al. (2003) também encontraram um grande número de indivíduos de *C. blanchetianus*, em relação a outras espécies, em estudo realizado na região semiárida da Serra do Mel - RN e atribuíram esse fenômeno à sua grande facilidade de rebrota. De modo semelhante, Andrade et al. (2005), em estudo realizado em São João do Cariri - PB, constataram que além do *C. sonderianus*, outras espécies como *P. pyramidalis*, *A. pyrifolium* e *J. molissima* totalizaram 97% dos indivíduos amostrados. Sampaio (1996) relatou serem estas últimas espécies mencionadas as destacadas quanto ao número de indivíduos na maioria dos trabalhos realizados em área de caatinga, por serem altamente adaptadas às condições climáticas da região semiárida. No entanto, nos trabalhos de Calixto Júnior e Drumond (2014), nenhuma das referidas espécies estavam entre as mais comuns, muito pelo contrário,

C. blanchetianus, por exemplo, não foi sequer registrada em uma das duas áreas por eles estudada e, na outra, esteve em última colocação, com apenas um único indivíduo.

Como análise geral, os resultados refletem ser apenas algumas poucas espécies dominantes, enquanto as demais tiveram baixa representatividade. Tais resultados estão de acordo com os relatos de Odum (1988) e Ricklefs (2003), quando afirmam que, do número total de espécie de uma comunidade, algumas poucas são dominantes (representadas por um grande número de indivíduos), outras poucas apresentam dominância intermediária e a maioria é rara (representadas por um pequeno número de indivíduos). Assim, ao se analisar área por área, percebeu-se que aproximadamente 33% das espécies da área I foram dominantes (*P. pyramidalis*, *A. pyrifolium* e *P. gounellei*) enquanto as outras foram raras ou estavam em dominância intermediária. O mesmo raciocínio se aplica às outras áreas aqui estudadas, porém com dominância de outras espécies.

Dentre as espécies com os maiores números de indivíduos nas quatro áreas estudadas destacaram-se *P. pyramidalis*, com 489 indivíduos (38,35%), *A. pyrifolium*, com 227 indivíduos (17,80%), *P. gounellei*, com 190 indivíduos (14,90%), *C. blanchetianus*, com 180 indivíduos (14,12%) e *J. molissima*, com 116 indivíduos (9,10%) (Tabela 8).

Tabela 8. Número e percentual de indivíduos por espécie em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Espécie | N. ind. | % |
|---------------------------------|---------|-------|
| <i>Poincianella pyramidalis</i> | 489 | 38,35 |
| <i>Aspidosperma pyrifolium</i> | 227 | 17,80 |
| <i>Pilosocereus gounellei</i> | 190 | 14,90 |
| <i>Croton blanchetianus</i> | 180 | 14,12 |
| <i>Jatropha molíssima</i> | 116 | 9,10 |
| <i>Mimosa ophthalmocentra</i> | 32 | 2,51 |
| <i>Tacinga palmadora</i> | 31 | 2,43 |
| <i>Cissus decídua</i> | 4 | 0,31 |
| <i>Cynophalla flexuosa</i> | 3 | 0,23 |
| <i>Spondias tuberosa</i> | 1 | 0,08 |
| <i>Gomphrena vaga</i> | 1 | 0,08 |
| <i>Schinopsis brasiliensis</i> | 1 | 0,08 |

Analizando-se as espécies pelo porte, as arbóreas com maior destaque foram: *P. pyramidalis* e *A. pyrifolium* e as arbustivas, *C. blanchetianus* e *J. molissima*. Tais espécies, segundo Pereira et al. (2002), são largamente citadas em muitos levantamentos feitos em

formações vegetais caducifólias espinhosas e não espinhosas do Nordeste brasileiro. Nos trabalhos de Sanquetta et al. (2014), por exemplo, *Croton* sp. e *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett. foram as espécies arbustiva e arbórea que mais se destacaram em número de indivíduos, com 50 e 48, respectivamente.

3.1.3. Padrão de distribuição espacial das espécies registradas

A classificação do padrão de distribuição das espécies foi realizada a partir do índice de MacGuinnes. Este índice assevera o seguinte, quando seu valor for inferior a 1, a população terá distribuição uniforme; se for igual a 1, a população analisada terá distribuição aleatória; se for superior a 1 e inferior a 2, a população analisada apresentará uma tendência ao agrupamento; e quando for superior a 2, a população terá distribuição espacial agregada.

De acordo com Odum (1988), são apenas três os tipos de padrões de distribuição ou de dispersão intrapopulacional, o agregado, o aleatório e o uniforme. Este conceituado ecólogo não reconhece o modelo “Tendência ao Agrupamento”. De qualquer forma, foi aqui considerado o padrão de distribuição sugerido por MacGuinnes.

Na Tabela 9 pode-se vislumbrar que todos estes três tipos de padrões de distribuição ocorreram entre as espécies das áreas estudadas.

Tabela 9. Padrão de distribuição das espécies registradas, segundo o Índice de MacGuinnes (IGA), em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Espécie | AREA 1 | | AREA 2 | | AREA 3 | | AREA 4 | |
|---------------------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|--------|-----------------|
| | IGA | Class IGA |
| <i>P. pyramidalis</i> | 1.93 | Tend. Agreg. | 2.64 | Agregada | 1.35 | Tend. Agreg. | 1.31 | Tend. Agreg. |
| <i>A. pyrifolium</i> | 1.19 | Tend. Agreg. | 1.78 | Tend. Agreg. | 1.7 | Tend. Agreg. | 0.96 | Uniforme |
| <i>P. gounellei</i> | 2.69 | Agregada | 2.35 | Agregada | 1.79 | Tend. Agreg. | 1.42 | Tend. Agreg. |
| <i>J. molissima</i> | 1.5 | Tend. Agreg. | 1.46 | Tend. Agreg. | 1.57 | Tend. Agreg. | 1.47 | Tend. Agreg. |
| <i>C. blachetianus</i> | 0.97 | Uniforme | 2.03 | Agregada | 1.73 | Tend. Agreg. | 1.88 | Tend. Agreg. |
| <i>T. palmadora</i> | 1.79 | Tend. Agreg. | 1.2 | Tend. Agreg. | 2.33 | Agregada | 0.98 | Uniforme |
| <i>M. ophthalmocentra</i> | 0.9 | Uniforme | - | - | 1 | Aleatória | 0.98 | Uniforme |
| <i>C. decídua</i> | 0.98 | Uniforme | 0.95 | Uniforme | - | - | - | - |
| <i>S. tuberosa</i> | 0.98 | Uniforme | - | - | - | - | - | - |
| <i>G. vaga</i> | - | - | 0.98 | Uniforme | - | - | - | - |
| <i>S. brasiliensis</i> | - | - | - | - | 0.98 | Uniforme | - | - |
| <i>C. flexuosa</i> | | | 0.97 | Uniforme | 0.98 | Uniforme | - | - |

Com base nos índices de agregação (ou índices de MacGuinnes), que tratam da distribuição espacial das espécies dentro da comunidade a qual pertence, pôde-se observar serem as únicas espécies a ter distribuição agregada foram *P. pyramidalis*, na área II, *P. gounellei*, nas áreas I e II, *C. blanchetianus*, na área II, e *T. paumadora*, na área III. Observou-se também não ter ocorrido nenhuma espécie com distribuição agregada na área IV.

De acordo com Odum (1988), a agregação pode aumentar entre os indivíduos a competição por nutrientes ou espaço, porém, em muitas circunstâncias, essa relação desarmônica pode ser recompensada sobremaneira pela maior sobrevivência do grupo, por causa da sua capacidade de se defender de predadores naturais, como é o caso das espécies *P. gounellei* e *T. paumadora*, ambas espinescentes e, portanto, armadas, que “adotaram” este tipo de dispersão em um passado evolutivo distante e que, graças ao sucesso desta estratégia, tal característica acabou sendo imortalizada pelos seus genes e passada às gerações seguintes. É bem possível que a adoção desta forma de distribuição por tais espécies tenha conferido maiores chances de sobrevivência na “paleocaatinga” em que viveram, povoada por vorazes herbívoros. Tal forma de dispersão ajudaram-nas a se protegerem da ação predatória de seus inimigos naturais, como o veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*), p. ex., tornando-se favorável até os dias atuais contra a ação predatória de inimigos contemporâneos artificialmente introduzidos, mantidos e manipulados pelo homem, como os caprinos em questão (áreas I e II).

As espécies *A. pyrifolium* e *J. molissima* apresentaram distribuição com tendência à agregação (agrupamento) em quase todas as áreas. Segundo Odum (1988) e Ricklefs (2003), plantas com sementes não-móveis ou de pouca mobilidade (pesadas) quase sempre se encontram nas proximidades dos indivíduos que lhe deram origem, ou seja, agregada à planta mãe, como é o caso das espécies mencionadas. Outras, apesar de grandes, como as sementes de *Spondia tuberosa* (umbuzeiro), *Ziziphus joazeiro* (juazeiro) ou *Prosopis juliflora* (algarobeira) têm rica polpa adocicada que atrai a atenção de algum tipo de dispersor para si (aves e morcegos frugívoros ou grandes mamíferos, como caprinos e humanos), transportando-as para longe das plantas que lhe deram origem. Por outro lado, plantas que produzem sementes pequenas (leves), tendem a se distribuir uniformemente no ambiente, pois são mais facilmente dispersadas pelo vento ou pela água para mais longe da planta mãe, como é o caso das espécies *M. ophthalmocentra*, *C. decidua*, *G. vaga* e *S. brasiliensis*, cujas sementes são relativamente pequenas e, por isso, tiveram distribuição uniforme na maioria das áreas estudadas (Tabela 9).

3.2. Índice de diversidade florística

3.2.1. Índice de Shannon-Weaver (H')

O valor de tal índice depende de dois componentes: (1) **riqueza**, também conhecida por densidade de espécies, baseada no número total de espécies presentes, e (2) **uniformidade** (equidade ou equabilidade), baseada na abundância relativa de espécies e no grau de sua dominância ou falta desta (ODUM, 1988). Assim, a comunidade será tanto mais rica ou diversificada quando os indivíduos encontrarem-se melhor distribuídos entre as espécies, ou seja, quando a distribuição de seus indivíduos forem mais uniformes entre as espécies nela contidas (ODUM, 1988; RICKLEFS, 2003). Assim, de acordo como Townsend et al. (2006), dada uma certa riqueza, H' aumenta com a equidade e, dada uma certa equidade, H' aumenta com a riqueza.

Observa-se na Tabela 10 observa-se menor diversidade florística na área com maior densidade de caprinos (área I), sugerindo maior degradação desta fitocenose (1,40 nats/ind.), provavelmente, causada por estes animais. Contrariamente, na área sem pastejo (área III) foi obtido o maior índice de diversidade (1,83 nats/ind.), sugerindo estar em processo de recuperação.

Considerando-se o número de espécies registradas nas áreas I, II e III, nos trabalhos de Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010), pode-se inferir que a diversidade de espécies (12, 10 e 7 espécies) foi diretamente proporcional à densidade de caprinos imputada nas áreas estudadas I, II e III, que foram 10, 5 e zero (Tabela 2). Observa-se, na referida parcela, ter sido igual, o número de espécies registradas nas áreas I, II e III, neste estudo, totalizando nove espécies. Em relação à riqueza, as áreas são iguais, porém o que faz a área III ser mais diversa que as outras é a uniformidade (equidade ou equabilidade), ou seja, a distribuição dos indivíduos entre as espécies desta comunidade.

Os índices encontrados são considerados baixos quando comparados com aqueles encontrados por Araújo et al. (1995) e Rodal (1992), que variaram de 3,67 a 4,75 nats/ind.. Em uma RPPN no município de Patos, Sertão da Paraíba, Araújo (2007) obteve índice de diversidade igual a 2,37 nats/ind. Sanquette et al. (2014), no município de Brumado-BA, obtiveram índice de 2,30 nats/ind., superior aos índices aqui obtidos. Calixto Júnior e Drumond (2014) observaram maior diversidade florística em uma área mais conservada (1,39 nats/ind) do que em uma outra, que passou por corte raso, há três décadas (2,52 nats/ind).

Resultados também superiores foram obtidos por Éder-Silva (2009) e Parente (2009), nas mesmas áreas e nas mesmas PPMs. Eles registraram valor para H' da ordem de 1,47 nats/ind. (área I), superior, portanto, ao valor aqui encontrado (1,40 nats/ind.) para a mesma área, sugerindo perda de diversidade biológica nos últimos quatro anos, provavelmente provocada pela densidade de caprinos imputada nesta área. Já na área III, os referidos autores obtiveram H' igual a 1,69 nats/ind. contra 1,83 nats/ind. encontrados nesta pesquisa, uma evidência de util recuperção da fitodiversidade nos últimos quatro anos.

Em suma, os índices registrados neste trabalho estão em consonância com alguns outros encontrados em áreas de caatinga, que variam de 1,10 a 3,09 nats/ind. Em caatingas antropizadas, por exemplo, Andrade et al. (2005) obtiveram 1,51 nats/ind. em uma área que se achava em bom estado de conservação e 1,43 nats/ind. em uma outra que se encontrava em avançado estado de degradação, no município de São João do Cariri-PB; Moura Guerra, et al. (2014) obtiveram 1,90 nats/ind. e 0,86 nats/ind., em duas áreas de caatinga (I- Degrada e II- Reserva Legal) em Apodi, Rio Grande do Norte; Freitas et al. (2007), obtiveram 1,44 nats/ind. e 0,19nats/ind. também em áreas de Caatinga do Rio Grande do Norte. Contudo, segundo Andrade et al. (2005), todos estes valores são considerados baixos quando comparados com os de outros trabalhos realizados em ecossistemas de caatinga em bom estado de conservação, os quais variaram de 1,91a 3,09 nats/ind.

De acordo com Pereira (2000), os baixos índices de riqueza devem ser associados também às irregularidades pluviais e às temperaturas médias anuais elevadas. De fato, tais variabilidades climáticas são por demais severas no município de São João do Cariri, onde esta pesquisa foi desenvolvida.

Tabela 10. Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') em quatro áreas de caatinga estudadas, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| Área I | Área II | Área III | Área IV |
|--------|---------|----------|---------|
| 1.40 | 1.61 | 1.83 | 1.61 |

3.3. Índice de Similaridade Florística

3.3.1 Índice de Jaccard (J') ou Coeficiente de Jaccard (CJ)

De acordo com Mueller-Dombois e Elleemberg (1974), duas ou mais comunidades são consideradas floristicamente similares quando tiverem índice de Jaccard superior a 0,25. A similaridade entre duas ou mais comunidades será tanto maior quanto mais próximo de 1 for o valor de J' e, será tanto menor, quanto mais próximo de zero for o J' . Assim, ao se analisarem os índices de Jaccard obtidos para as quatro áreas estudadas (Tabela 11), observou-se semelhança florística entre elas, devido ao fato dos índices encontrados estarem acima de 0,25.

Houve maior grau de similaridade entre a comunidade da área I e a da comunidade da área III ($J' = 1$) do que entre a comunidade da área I ou III com as outras comunidades estudadas. Contrariamente, houve menor similaridade entre a comunidade da área II com a comunidade da área IV (J' se afastando de 1) do que a comunidade da área I ou IV com as outras (Tabela 11).

A similaridade existente entre as áreas estudadas deve ser uma consequência do grau de degradação por elas sofridas ao longo dos tempos, bem como, pelo grau de pastejo a que estão submetidas no presente e que acabaram por simplificar, igualmente, o tapete de herbáceas daquelas fitocenoses. Calixto Júnior e Drumond (2014) atribuíram ser a similaridade entre as áreas por eles estudadas, estimada pelo índice de Jaccard (0,52), uma consequência da proximidade geográfica dos fragmentos. Este proponente acredita que a proximidade entre as áreas não seja a causa, mas sim o grau de degradação por que passaram.

Por outro lado, a ação dos rigores climáticos, bem como, as limitações de solos, como fatores extenuantes, não devem ser descartadas desta análise, conforme já sugeridas anteriormente em outras argumentações.

SILVA (1993) observou algum grau de desertificação na maioria das áreas pertencentes ao município de São João do Cariri. Segundo ele, são focos concentrados e/ou

difusos que abrigam baixa diversidade de espécies, restando poucos remanescentes de caatinga em melhor estado de conservação. Ele também argumentou serem tais focos de desertificação, reflexos de uma pecuária sem controle, historicamente praticada de forma extensiva e permanente nas mesmas áreas.

Tabela 11. Índice de similaridade de Jaccard (J') em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

| | A1 | A2 | A3 | A4 |
|----|-----------|-----------|-----------|-----------|
| A1 | 1 | 0.73 | 1 | 0.89 |
| A2 | 0.73 | 1 | 0.73 | 0.64 |
| A3 | 1 | 0.73 | 1 | 0.89 |
| A4 | 0.89 | 0.64 | 0.89 | 1 |

3.4. Análise dos parâmetros fitossociológicos

3.4.1. Número de indivíduos do táxon, número de parcelas em que o táxon ocorreu, área basal, densidade absoluta, densidade relativa, frequência absoluta, frequência relativa, dominância absoluta, dominância relativa, valor de cobertura e valor de importância

Conforme já argumentado, anteriormente, no item 2.5, a utilização dos parâmetros acima depende dos objetivos da pesquisa a serem alcançados. Segundo SAMPAIO (1996), os mais explorados são a área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), a densidade absoluta (ind. ha^{-1}) e, na maioria das vezes, o número de espécies contidas na área estudada.

Na Tabela 12 são apresentados estes e outros parâmetros fitossociológicos registrados para as áreas estudadas.

Em relação à área basal, esta foi maior na área II ($26,89 \text{ m}^2 \cdot ha^{-1}$), onde a densidade de caprinos é menor, do que na área I ($15,02 \text{ m}^2 \cdot ha^{-1}$). Isto é muito curioso, pois foi registrado maior número de indivíduos na área I do que na área II. É provável que na área II exista um percentual de indivíduos inseridos naquelas classes de diâmetros de maior robustez do que os indivíduos da área I, ocupando assim maior área espacial. Nas áreas III e IV, onde não há caprinos, as áreas basais foram $10,72$ e $5,5 \text{ m}^2 \cdot ha^{-1}$, respectivamente. De acordo com Sampaio (1996), estes valores variam de 4 a $52 \text{ m}^2 \cdot ha^{-1}$ em áreas de caatinga. Os resultados aqui

encontrados estão próximos aos registrados por Alcoforado-Filho (2003) e por Santana e Souto (2006), que foram $24,9 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ e $17,50 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, respectivamente.

O número de indivíduos registrados para as quatro áreas de pastagens estudadas foi de 1.275 indivíduos. Estes foram distribuídos entre as quatro áreas da seguinte forma: 413, 332, 315 e 215 indivíduos, para as áreas I, II, III e IV, respectivamente, que correspondem a $1.376,6 \text{ ind. ha}^{-1}$, $1.106,7 \text{ ind. ha}^{-1}$, $1.050 \text{ ind. ha}^{-1}$ e $716,7 \text{ ind. ha}^{-1}$, respectivamente. Estes valores são inferiores a outros registrados na maioria dos trabalhos realizados em áreas de caatinga, que variam de 1.437 a 3.576 ind. ha^{-1} (CALIXTO JÚNIOR e DRUMOND, 2014; DRUMOND et al., 2002; FABRICANTE e ANDRADE, 2007; RODAL et al., 2008), o que se explica pela grande heterogeneidade das fitofisionomias exibidas pelas diversas caatingas ou por diferentes formas de pressões antrópicas decorrentes de diferentes tipos de utilização dos recursos florestais.

Conforme já comentado em análises anteriores, estes números são inferiores aos registrados por Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010), nas respectivas áreas estudadas (I, II e III), que foram $6.180 \text{ ind. ha}^{-1}$; $3.333,3 \text{ ind. ha}^{-1}$ e $3.643,3 \text{ ind. ha}^{-1}$, respectivamente. Em apenas 0,2 ha, Souza e Medeiros (2013) registraram 784 indivíduos (que corresponde a $3.920 \text{ ind. ha}^{-1}$) em uma área de caatinga do Rio Grande do Norte.

A variação do número de plantas em cada área foi apontada por Araujo (2010), não como sendo característica de mudanças pelo uso das áreas como pastagem nativa pelos caprinos, mas pelo fato destas áreas serem naturalmente diferentes, mesmo antes dos tratamentos terem sido implantados. Este proponente discorda veementemente e acredita que o pastejo seja a causa principal de tais mudanças na composição florística e, consequentemente, na estrutura fitossociológica das áreas estudadas.

Observou-se ser a espécie *P. pyramidalis* a de maior destaque em quase todas as áreas estudadas, com 197 indivíduos (área I), 142 indivíduos (área II), 93 indivíduos (área III) e 57 indivíduos (área IV), sendo superada nesta última área pelo *C. blanchetianus*, com 68 indivíduos. Nos estudos de Éder-Silva (2009), Parente (2009) e Araujo (2010), a espécie que exibiu os maiores números de indivíduos nas mesmas três áreas por eles estudadas foi *C. sonderianus*. Esta espécie, considerada por Carvalho et al. (2001), como o principal arbusto colonizador de áreas degradadas ou em processo de sucessão, está sendo aqui sistematicamente eliminada pelo pastejo e pelos fatores físicos e químicos atenuantes (altas temperaturas, baixa precipitação, elevada evapotranspiração e deficiência em fósforo e M.O.).

Tabela 12. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba. Nt = número de indivíduos do táxon; nAt = número de parcelas em que o táxon ocorreu; AB = área basal (m²); DA = densidade absoluta (ind./ha); DR = densidade relativa (%); FA = frequência absoluta (%); FR = frequência relativa (%); DoA = dominância absoluta (m²/ha); DoR = dominância relativa (%); IVC = índice de valor de cobertura; IVI = índice de valor de importância.

Área I.

| Espécie | Nt | nAt | AB | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | IVC | IVI |
|---------------------------|------------|-----------|--------------|----------------|--------------|---------------|--------------|---------------|------------|---------------|---------------|
| ÁREA I | | | | | | | | | | | |
| <i>P. pyramidalis</i> | 197 | 29 | 2,684 | 656,7 | 47,70 | 96,67 | 27,36 | 8,95 | 59,55 | 107,25 | 134,61 |
| <i>A. pyrifolium</i> | 98 | 28 | 0,994 | 326,7 | 23,73 | 93,33 | 26,41 | 3,31 | 22,05 | 45,78 | 72,19 |
| <i>P. gounellei</i> | 73 | 18 | 0,502 | 243,3 | 17,67 | 60 | 16,98 | 1,67 | 11,14 | 28,81 | 45,79 |
| <i>J. molissima</i> | 16 | 9 | 0,019 | 53,3 | 3,87 | 30 | 8,49 | 0,06 | 0,43 | 4,3 | 12,79 |
| <i>C. blanchetianus</i> | 9 | 8 | 0,039 | 30,0 | 2,18 | 26,67 | 7,55 | 0,13 | 0,86 | 3,04 | 10,59 |
| <i>T. palmadora</i> | 12 | 6 | 0,043 | 40,0 | 2,91 | 20 | 5,66 | 0,14 | 0,95 | 3,86 | 9,52 |
| <i>M. ophthalmocentra</i> | 6 | 6 | 0,052 | 20,0 | 1,45 | 20 | 5,66 | 0,17 | 1,15 | 2,6 | 8,26 |
| <i>S. tuberosa</i> | 1 | 1 | 0,172 | 3,30 | 0,24 | 3,33 | 0,94 | 0,57 | 3,82 | 4,06 | 5,0 |
| <i>C. decidua</i> | 1 | 1 | 0,002 | 3,30 | 0,24 | 3,33 | 0,94 | 0,007 | 0,05 | 0,29 | 1,23 |
| Total | 413 | 30 | 4,507 | 1.376,6 | 99,99 | 353,33 | 99,99 | 15,007 | 100 | 199,99 | 299,98 |

Continuação da Tabela 12.

Área II.

| Espécie | Nt | nAt | AB | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | IVC | IVI |
|-------------------------|------------|------------|--------------|---------------|------------|------------|------------|--------------|--------------|---------------|---------------|
| ÁREA II | | | | | | | | | | | |
| <i>P. pyramidalis</i> | 142 | 25 | 5,415 | 473,33 | 42,77 | 83,3 | 24,5 | 18,05 | 67,12 | 109,89 | 134,39 |
| <i>A. pyrifolium</i> | 49 | 18 | 1,272 | 163,33 | 14,76 | 60 | 17,65 | 4,24 | 15,77 | 30,53 | 48,18 |
| <i>C. blanchetianus</i> | 51 | 17 | 0,55 | 56,70 | 15,36 | 56,7 | 16,68 | 1,8 | 6,82 | 22,18 | 38,86 |
| <i>J. molissima</i> | 40 | 18 | 0,162 | 133,33 | 12,05 | 60 | 17,65 | 0,54 | 2,00 | 14,05 | 31,7 |
| <i>P. gounellei</i> | 36 | 12 | 0,536 | 120,00 | 10,86 | 40 | 11,76 | 1,79 | 6,64 | 17,5 | 29,26 |
| <i>T. palmadora</i> | 8 | 6 | 0,063 | 26,70 | 2,41 | 20 | 5,88 | 0,21 | 0,78 | 3,19 | 9,07 |
| <i>C. deidua</i> | 3 | 3 | 0,019 | 10,00 | 0,90 | 10 | 2,94 | 0,06 | 0,23 | 1,13 | 4,07 |
| <i>C. flexuosa</i> | 2 | 2 | 0,034 | 6,70 | 0,60 | 6,7 | 1,97 | 0,11 | 0,42 | 1,02 | 2,99 |
| <i>G. vaga</i> | 1 | 1 | 0,016 | 3,33 | 0,30 | 3,3 | 0,97 | 0,05 | 0,20 | 0,5 | 1,47 |
| Total | 332 | 30 | 8,067 | 993,42 | 100 | 340 | 100 | 26,85 | 99,98 | 199,99 | 299,99 |

Continuação da Tabela 12.

Área III.

| Espécie | Nt | nAt | AB | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | IVC | IVI |
|---------------------------|------------|------------|--------------|-----------------|------------|---------------|------------|--------------|--------------|------------|------------|
| ÁREA III | | | | | | | | | | | |
| <i>P. pyramidalis</i> | 93 | 27 | 1,672 | 310,00 | 29,52 | 90,00 | 22,31 | 5,57 | 51,97 | 81,49 | 103,8 |
| <i>A. pyrifolium</i> | 56 | 20 | 0,785 | 186,70 | 17,78 | 66,67 | 16,53 | 2,62 | 24,40 | 42,18 | 58,71 |
| <i>C. blanchetianus</i> | 52 | 19 | 0,249 | 173,33 | 16,51 | 63,33 | 15,7 | 0,83 | 7,74 | 24,25 | 39,95 |
| <i>P. gounellei</i> | 41 | 16 | 0,300 | 136,70 | 13,02 | 53,33 | 13,22 | 1,00 | 9,33 | 22,35 | 35,57 |
| <i>J. molissima</i> | 36 | 16 | 0,058 | 120,00 | 11,43 | 53,33 | 13,22 | 0,19 | 1,80 | 13,23 | 26,45 |
| <i>M. ophthalmocentra</i> | 25 | 17 | 0,096 | 83,33 | 7,94 | 56,67 | 14,05 | 0,32 | 2,98 | 10,92 | 24,97 |
| <i>T. palmadora</i> | 10 | 4 | 0,054 | 33,33 | 3,17 | 13,33 | 3,31 | 0,18 | 1,68 | 4,85 | 8,16 |
| <i>C. flexuosa</i> | 1 | 1 | 0,002 | 3,33 | 0,32 | 3,33 | 0,83 | 0,007 | 0,06 | 0,38 | 1,21 |
| <i>S. brasiliensis</i> | 1 | 1 | 0,001 | 3,33 | 0,32 | 3,33 | 0,83 | 0,003 | 0,03 | 0,35 | 1,18 |
| Total | 315 | 30 | 3,217 | 1.050,05 | 100 | 403,32 | 100 | 10,72 | 99,99 | 200 | 300 |

Continuação da Tabela 12.

Área IV.

| Espécie | Nt | nAt | AB | DA | DR | FA | FR | DoA | DoR | IVC | IVI |
|---------------------------|------------|------------|--------------|---------------|--------------|---------------|------------|--------------|------------|---------------|---------------|
| ÁREA IV | | | | | | | | | | | |
| <i>P. pyramidalis</i> | 57 | 23 | 0,781 | 190,00 | 26,51 | 76,67 | 24,47 | 2,60 | 46,96 | 73,47 | 97,94 |
| <i>C. blanchetianus</i> | 68 | 21 | 0,308 | 226,70 | 31,63 | 70 | 22,34 | 1,03 | 18,52 | 50,15 | 72,49 |
| <i>P. gounellei</i> | 40 | 18 | 0,287 | 133,33 | 18,61 | 60 | 19,15 | 0,96 | 17,26 | 35,87 | 55,02 |
| <i>A. pyrifolium</i> | 24 | 17 | 0,213 | 80,00 | 11,16 | 56,67 | 18,09 | 0,71 | 12,81 | 23,97 | 42,06 |
| <i>J. molissima</i> | 24 | 13 | 0,066 | 80,00 | 11,16 | 43,33 | 13,83 | 0,22 | 3,97 | 15,13 | 28,96 |
| <i>T. palmadora</i> | 1 | 1 | 0,006 | 3,33 | 0,46 | 3,33 | 1,06 | 0,02 | 0,36 | 0,82 | 1,88 |
| <i>M. ophthalmocentra</i> | 1 | 1 | 0,002 | 3,33 | 0,46 | 3,33 | 1,06 | 0,007 | 0,12 | 0,58 | 1,64 |
| Total | 215 | 30 | 1,663 | 716,69 | 99,99 | 313,33 | 100 | 5,547 | 100 | 199,99 | 299,99 |

Resumidamente e tentando evitar exaustivos comentários tediosos e repetitivos para todos os parâmetros fitossociológicos contidos na Tabela 12, pode-se afirmar serem as espécies a exibiram os maiores valores de importância (áreas I, II e III) e para quase todos os parâmetros calculados (área IV): *P. pyramidalis*, *A. pyrifolium* e *P. gounellei* (área I); *P. pyramidalis*, *A. pyrifolium*, *C. blanchetianus* (área II); *P. pyramidalis*, *A. pyrifolium* e *C. blanchetianus* (área III); e *P. pyramidalis*, *C. blanchetianus* e *P. gounellei* (área IV). Conforme já relatado anteriormente, estas espécies são aquelas consideradas dominantes em suas respectivas áreas de ocorrência, enquanto as que apresentaram os mais baixos valores para todos os parâmetros calculados são consideradas raras, sendo estas últimas: *C. Decidua* e *S. tuberosa* (área I); *G. vaga*, *C. flexuosa* e *C. decidua* (área II); *C. flexuosa* e *S. brasiliensis* (área III) e *T. palmadora* e *M. ophthalmocentra* (área IV).

3.4.2. Classes de altura das espécies amostradas

A maioria das plantas registradas (áreas I, III e IV) está distribuída nas classes de altura entre 100 e 200 cm (Figura 5). Esta faixa de altura é indicativo de maior proporção de indivíduos jovens na comunidade onde se inserem e, neste contexto, qualquer demógrafo incauto concluiria que as populações em questão estão em crescimento, por ser conhecido o fato de que populações em crescimento têm proporção de indivíduos jovens superior à de indivíduos adultos. Porém, para o bioma Caatinga, tal conclusão não seria muito prudente, uma vez que, o predomínio de indivíduos nas classes menores nada mais é, senão, um reflexo da inclusão, não apenas de indivíduos juvenis, mas também daqueles indivíduos de porte arbustivo, os quais, mesmo quando adultos, encontram-se distribuídos nesta faixa de altura, refutando assim uma suposta teoria para as populações das áreas I, II e IV de serem compostas por indivíduos juvenis e que suas populações estariam em crescimento ou em estádio seral juvenil de sucessão ecológica.

Observou-se também, em todas as áreas, uma proporcionalidade inversa entre o número de plantas e as classes de altura por elas ocupadas, ou seja, o número de planta é cada vez maior ocupando classes de altura cada vez menores (entre 100 e 200 cm), e que os indivíduos mais altos estão na faixa de altura, variando entre 400 e 800 cm.

Em estudos realizados por Amorim et al. (2005), em área de caatinga do Seridó do Rio Grande do Norte, a distribuição por classes de altura por eles registrada está coerente com as daqui encontradas.

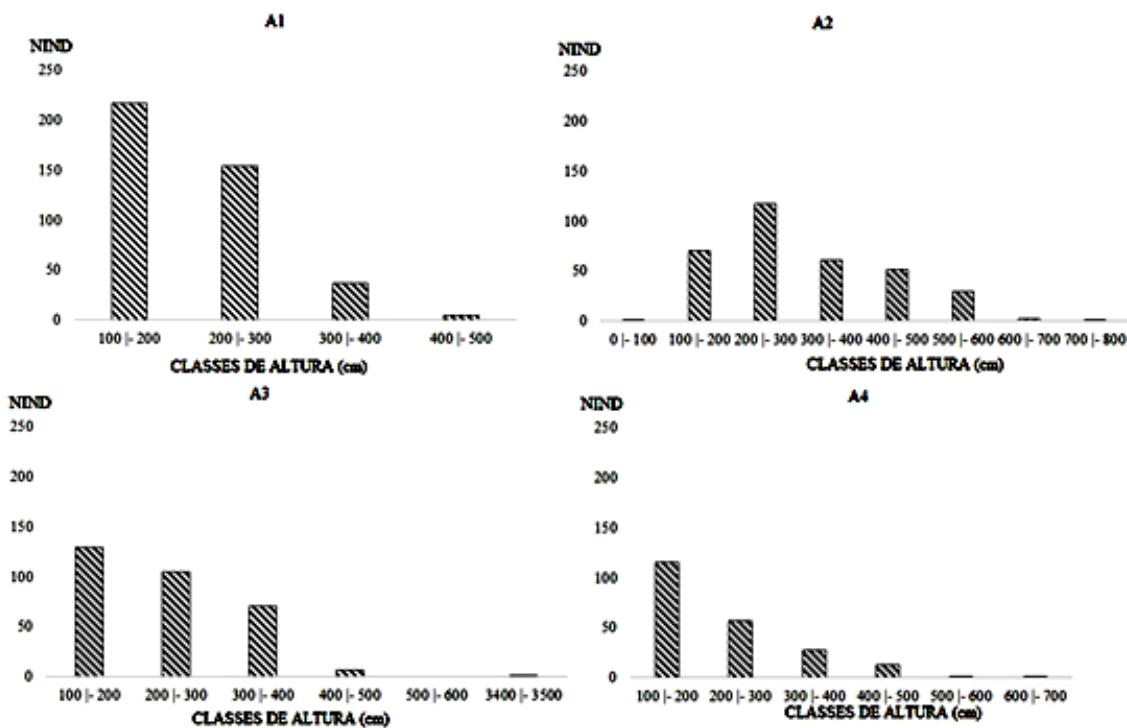


Figura 4. Distribuição de indivíduos por classes de altura em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

3.4.3. Classes de diâmetro de caule das espécies amostradas

É conhecido o fato de que a distribuição de plantas por classes de diâmetro pode refletir o histórico de uma determinada comunidade vegetal, tais como, ataques por insetos, incêndios, extração de madeira (LOPES et al., 2002).

Com base nos dados contidos na Figura 5, a maioria das plantas registradas nas áreas I e II (áreas sob pastejo permanente) encontra-se distribuída na classe de diâmetro entre 23 e 43 cm, seguida pela classe 3 e 23 cm. De acordo com Cavassan (1990), isso pode refletir a estrutura etária da comunidade vegetal e, portanto, uma proporção maior de indivíduos velhos em relação à de indivíduos jovens. É importante aqui considerar também o fato de que uma grande quantidade de indivíduos de porte arbustivo e, portanto, de diâmetros menos robustos, pode também pesar mais na balança onde estão classificados os indivíduos juvenis, transmitindo a errônea ideia de estarem em crescimento as populações.

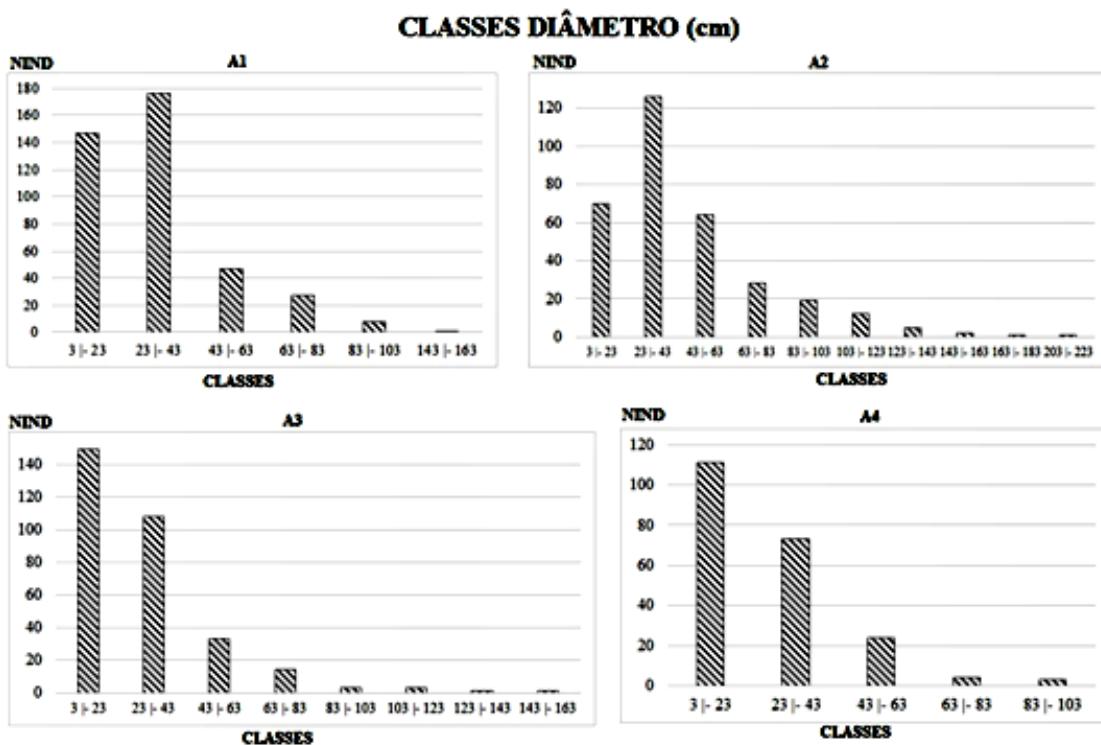


Figura 5. Distribuição de indivíduos por classes de diâmetro em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

Nas áreas III e IV (áreas sem pastejo), grande parte das plantas registradas se distribui na classe de diâmetro entre 3 e 23 cm, seguida pela classe 23 e 43 cm. Nesta situação, é mais provável que as comunidades estejam passando por um processo de recuperação, ao exibirem uma proporção maior de indivíduos juvenis (poupados da ação predatória dos caprinos).

Analogamente, ao que foi comentado com relação às classes de altura, observou-se também, em todas as áreas, inversão na proporcionalidade entre os números de plantas e as classes de diâmetro por elas ocupadas, isto é, existe uma quantidade maior de plantas ocupando classes de diâmetro cada vez menores.

MOURA GUERRA et al (2014), em áreas antropizadas e de reserva legal, no Rio Grande do Norte, também registraram tendência de maior concentração de indivíduos nas menores classes de diâmetro, mas em menor número que o registrado neste trabalho.

Em diversos estudos efetuados em áreas de caatinga, os dados corroboram as tendências aqui encontradas (MOREIRA et al., 2007; CEZAR et al., 2006; LIRA, 2003 e PEREIRA et al., 2002).

De acordo com Lopes et al. (2002), quando isto acontece, é indicativo de estar a comunidade em fase de sucessão ecológica, com rota definida em direção ao clímax. De

acordo com Bertoni (1984), tal fenômeno é comum e esperado, sobretudo em comunidades vegetais em processo de regeneração natural das espécies.

3.4.4 Curvas dos coletores

Em curvas dos coletores, confeccionadas para as áreas I, II, III e IV, ficou evidenciado o número de espécies registradas em função da área acumulada (3.000 m²). A maior parte das espécies registradas surge já nas cinco primeiras parcelas efetuadas, conforme podem ser observadas nas curvas I e III (sete espécies registradas), II e IV (quatro espécies registradas). Em um seguida, as curvas tendem a se estabilizar, assumindo caráter relativamente retilíneas ou com pequenos picos, à medida em que as parcelas vão sendo palmilhadas e acumuladas. Finalmente, algumas poucas espécies são registradas (espécies inéditas ou raras), encerrando as curvas. Este tipo de comportamento transmite uma ideia ao observador de que, o número de parcelas efetuadas foi suficiente para refletir a diversidade vegetal das áreas estudadas, ou ainda, de que em se continuando o levantamento, haveria uma baixa probabilidade de que outras espécies pudessem aparecer (Figura 6).

Este tipo de declaração ou conclusão apressada foi fortemente arraigada por Mueller-Dumbois e Elleemberg (1974) e, por extensão, Castro (1987). Depois desses trabalhos, diversos pesquisadores passaram a utilizar os mesmos argumentos para este tipo de comportamento da curva do coleto. Tais conclusões foram registradas em Santana e Souto (2006), Luna e Coutinho (2007), Parente (2009) e Araujo (2010). São conclusões honestas, mas talvez não reproduzam a realidade, por não levarem em consideração outras espécies existentes fora das PPMs, tais como as aqui observadas durante este levantamento. Espécies como *Cereus jamacaru* DC., *Pilosocereu pachycladus* F. Ritter, *Mimimosa tenuiflora* (Willd.) Poir., *Combretum leprosum* Mart. e *Cnidoscolus quercifolius* Pohl., foram facilmente observadas nas mesmas áreas estudadas. Outras nas imediações das áreas estudadas, por exemplo, Luna e Coutinho (2007), que registraram a presença de *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J. B. Gillett, *Pseudobombax marginatum* (A. St.-Hil.) A. Robyns, *Piptadenia stipulaceae* (Benth.) Ducke e *Jatropha ribifolia* (Pohl.) Baill.; e Andrade et al. (2005), que registraram na mesma Estação Experimental, *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., *Manihot carthagenensis* Subsp. *Glaziovii* (Müll. Arg.) Allem., *Croton campestres* A. St.- Hill., *Desmanthus virgatus* (L.) Willd. e *Anadenanthera columbrina* (Vell.) Brenan.

Segundo os próprios autores Mueller-Dumbois e Elleemberg (1974), uma das maneiras de se detectar a suficiência florística é por meio do estabelecimento da área mínima amostral, definida como a menor área na qual a composição de espécies está adequadamente representada. A área mínima, no entanto, segundo Kersten e Galvão (2011), só pode ser estabelecida em comunidades homogêneas (não é o caso da Caatinga) e não fragmentadas (como nas áreas estudadas). Desta forma, torna-se prematuro teorizar, portanto, que o número de espécies registradas em apenas 3.000 m² seja suficiente para refletir a fitodiversidade de um lugar, mesmo que seja para a diversidade local (diversidade alfa), conforme declararam os autores supracitados. De acordo com Mayr (2008) e Medawar (2008), um dos maiores pecados do cientista, enquanto cientista, é declarar como verdadeiro aquilo que não é, ou que ele acredita ser, ou que gostaria que fosse. Segundo SAGAN (1996), afirmações extraordinárias exigem evidências extraordinárias, do contrário perderemos o rumo, pois já existem maravilhas demais lá fora, sem que precisemos inventar outras mais.

Algumas teorias ecológicas sobre biodiversidade sustentam que esta (a biodiversidade) aumenta quando a área é aumentada, pois áreas maiores abrigam mais espécies do que as áreas menores (desde que se encontrem em uma mesma latitude). Desta forma, ilhas grandes abrigam mais espécies do que ilhas menores. Isso sugere, segundo Ricklefs (2003), que a diversidade biológica é, de alguma forma, controlada por algum fator relacionado ao tamanho da área. Segundo Miller (2007) e Primack e Rodrigues (2001), é com base na teoria da biogeografia insular que os planejadores ambientais, quando vão decidir sobre a escolha de áreas destinadas à proteção das espécies (reservas ambientais), dão preferência às áreas grandes ao invés de pequenas e muitas que somadas atinjam o mesmo tamanho das primeiras (por causa do efeito de borda). Os planejadores e proponentes de grandes reservas argumentam que somente as áreas grandes podem abrigar quantidades suficientes de indivíduos de espécies de grande porte e de baixa densidade, de forma a manter as populações livres de extinção em longo prazo.

Portanto, uma área de 3.000 m² (tamanho de cada área aqui estudada) abriga menos espécies que uma área vicinal de 10.000 m² e que quatro áreas de 2.500 ha abrigam menos espécies que uma área de 10.000 ha, e assim por diante. Por seu turno, não se deve perder a perspectiva de que as espécies amostradas no presente levantamento foram apenas aquelas que se encontraram no interior das parcelas. Isso não quer dizer, de forma alguma, que a existência de outras espécies fora das PPMs, mas na mesma área, possa ser negada. Afinal de

contas, ausência de evidência não é evidência de ausência, ou como diria SAGAN (1983), o mais influente divulgador da ciência moderna, a ausência de provas não é prova de ausência.

Em suma, o número de parcelas realizadas neste experimento não foi suficiente para refletir a diversidade local nas áreas estudadas, embora a estabilização da curva do coletor possa sugerir **suficiência mínima da amostragem florística** daquelas fitocenoses, conforme asseguram Mueller-Dumbois e Elleemberg (1974), em situações como esta.

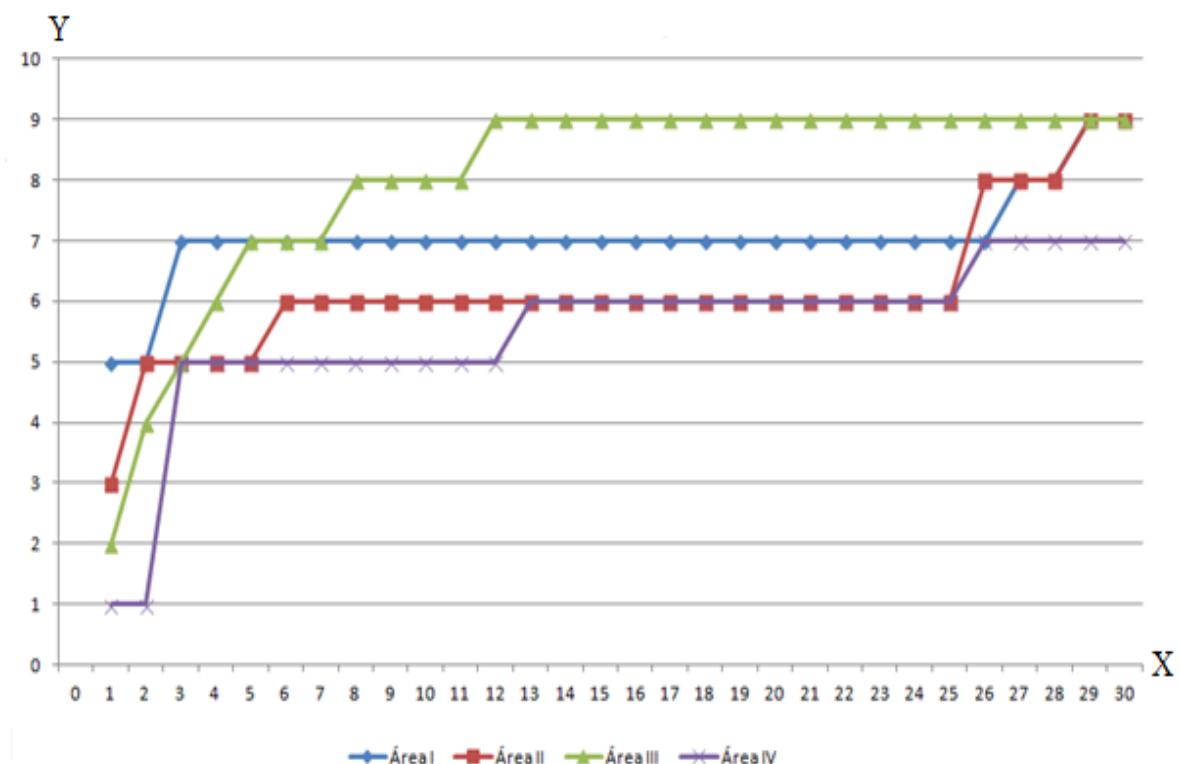


Figura 6. Curvas dos coletores para quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, relacionando o número de espécies registradas em função das áreas acumuladas (3.000 m²).

4. CONCLUSÕES

- O número de indivíduos por área e a diversidade florística foram considerados baixos e vem diminuindo nos últimos 4-5 anos;
- O percentual de indivíduos desaparecidos nos últimos 4-5 anos foi considerado elevado;
- As espécies que mais se destacaram em número de indivíduos foram *P. pyramidalis*, *A. pyrifolium*, *P. gounellei*, *C. blanchetianus* e *J. molissima*. Estas espécies também foram as que exibiram os maiores valores para todos os parâmetros fitossociológicos analisados;

- As famílias que mais se destacaram em número de indivíduos foram Fabaceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae e Cactaceae;
- O menor e o maior índice de diversidade de Shanon e Weaver foram constatados nas áreas I e III, respectivamente;
- Houve maior grau de similaridade florística entre as comunidades I e III, e menor entre as comunidades II e IV;
- Nas áreas I, III e IV predominaram indivíduos com altura entre 100 e 200 cm e na área II, entre 200 e 300 cm;
- Nas áreas I e II predominaram indivíduos com diâmetros entre 23 e 43 cm e nas áreas III e IV, indivíduos com diâmetros entre 3 e 23 cm;
- O pastejo praticado nas áreas estudadas, aliado aos rigores dos fatores físicos e químicos limitantes e ao histórico de degradação por elas sofridas, provavelmente estão contribuindo para o processo de desertificação, refletido sobretudo na perda da diversidade florística e do número de indivíduos que as constituem.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, J.; LACHER JUNIOR, T.E.; DA SILVA, J.M.C. The Caatinga. In: MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; ROBLES GIL, P.; PILGRIM, J.; FONSECA, G.A.B.; BROOKS, T.; KONSTANT, W.R. (Eds.). **Wilderness. Earth's last wild places.** Cemex: Agrupación Serra Madre. P. 174-181, 2002.

ALCOFORADO-FILHO, F.G.; SAMPAIO, E.V.S.B.; RODAL, M.J.N. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Botânica Brasílica**, v. 17, n. 2, p. 287-303, 2003.

AMORIM, I.L.; SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAUJO, E.L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo e arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 3, p. 615-623, 2005.

ANDRADE, L. A. Estudos de Fitossociologia em Vegetação de Caatinga. In: FELFILI, J.M.; EISENLOHR, P.V.; FIUSA DE MELO, M.M. DA ROCHA; ANDRADE, L.A.; NETO, J.A.A.: **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de caso.** VOLUME I – Viçosa, MG: Ed. UFV, 2011. 556p. 2011.

ANDRADE, L.A; OLIVEIRA, F.X.; NEVES, C.M.L.; FÉLIX, L.P. Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 2, n. 2, p. 135-142, 2007.

ANDRADE, L.A.; PEREIRA, I.M.; LEITE, U.T.; BARBOSA, M.R.V. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de Caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. **Cerne**, 11:253-262. 2005.

ANDRADE, L.A.; REIS, M.G.; REIS, G.G. Classificação ecológica do Estado da Paraíba: interpolação de dados climáticos por aproximação numérica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 23, n. 1, p. 23-32, 1999.

ANDREWS, J.H.; HARRIS, R.F. r-and k- selection and microbial ecology. P. 99-147. In: MARSHALL, K.L. Ed. **Advance in microbial ecology**. Plenum Press, New York. 1986.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG) III. Un update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical of the Linnean Society**. 161: 105-121, 2009.

ARAÚJO, L.V.C. **Composição florística, fitossociologia e influência dos solos na estrutura da vegetação em uma área de caatinga no semiárido paraibano**. 2007. 121f. Tese (Doutorado). Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba. 2007.

ARAUJO, K.D. **Análise da vegetação e organismos edáficos em áreas de caatinga sob pastejo e aspectos socioeconômicos e ambientais de São João do Cariri**. 2010. 151f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande – PB. 2010.

ARAÚJO, E.L.; SAMPAIO, E.V.S.B.; RODAL, M.J.N. Composição florística e fitossociológica de três áreas de Caatinga de Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 595-607, 1995.

BANCO DO NORDESTE DO BRASIL – BNB – **Proposta de dimensionamento do semiárido brasileiro**. Fortaleza, 2005. 108p.

BARBOSA, M.R.V.; LIMA, I.B.; LIMA, J.R.; CUNHA, J.P.; AGRA, M.F. e THOMAS, W. W. Vegetação e flora no Cariri paraibano. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 313-322, 2007

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecology: individuals, populations and communities**. 3. ed. Oxford: Blackwell Science, 1996. 1068p.

BERTONI, J. E. A. **Composição florística e estrutura de uma floresta do interior do Estado de São Paulo: Reserva Estadual de Porto Ferreira**. 1984. 195f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Unicamp, Campinas - SP. 1984.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional – MIN. **Nova delimitação do semiárido brasileiro**. Brasília, 2006. 32 p.

CALIXTO JÚNIO, J.T.; DRUMOND, M.A. Estudo comparativo da estrutura fitossociológica de dois fragmentos de Caatinga em níveis diferentes de conservação. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 80, p. 01-11, 2014.

CAMACHO, R.G.V. **Estudo fitofisiográfico da caatinga do Seridó – Estação Ecológica do Seridó, RN.** 2001. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001

CARVALHO, F.C.; ARAÚJO FILHO, J.A.; GARCIA, R.; PEREIRA FILHO, J.M.; ALBUQUERQUE, V.M. Efeito do corte da parte aérea na sobrevivência do marmeiro (*Croton Sonderianus* Muell. Arg.). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 30, n. 3, p. 930-934, 2001 (Complemento 1).

CASTRO, A.A.J.F. **Florística e fitossociologia de um Cerrado marginal brasileiro, Parque estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro – SP.** 1987. 238f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de biologia. 1987.

CAVASSAN, O. **Florística e fitossociologia da vegetação lenhosa em um hectare de cerrado no Parque Ecológico Municipal de Bauru (SP).** Campinas: (Tese de Doutorado) Instituto de Biologia, UNICAMP, 1990.

CAVASSAN, O.; CÉZAR, O.; MARTINS, F.R. Fitossociologia da vegetação arbórea da reserva estadual Bauru, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**. 7(2): 91-106. 1984.

CEZAR, A.F.; SIZENANDO FILHO, F.A.; MESQUITA, L.X.; COSTA, Y.C.S. Flora da serra do Mel – RN, na Vila Alagoas. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v.1, n.2, p.100-112, Jul/Dez. 2006.

CHAVES, L.H.G.; CHAVES, I.B.; VASCONCELOS, A.C.F. **Salinidade das águas superficiais e suas relações com a natureza dos solos na Bacia Escola do açude Namorados.** Campina Grande: BNB/UFPB, 54p, 2000. (Boletim Técnico).

COLINVAUX, P. **Ecology.** New York, John Wiley & Sons, 1986, 725p

CORDEIRO, J.M.P.; FÉLIX, L.P. Levantamento fitossociológico em mata de encosta no agreste paraibano. GEOAMBIENTE ON-LINE. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia.** Jataí – GO, v. 21, p. 13-28, 2013.

CRONQUIST, A. **The evolution and classification of flowering plants.** 2. ed. New York: New York Botanical Garden, 1988.

DRUMOND, M.A.; KIILL, L.H.P.; NASCIMENTO, C.E.S. Inventário e sociabilidade de espécies arbóreas e arbustivas da Caatinga na Região de Petrolina, PE. **Brasil Florestal**, v. 21, n. 74, p. 37-43, 2002.

ÉDER-SILVA, E. **Fitossociologia, regeneração da vegetação e qualidade de sementes em áreas de caatinga.** 2009. 219f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB. 2009.

FABRICANTE, J.R.; ANDRADE, L.A. Relações sinecológicas da faveleira – *Cnidosculus phyllacanthus* (Mul. Arg.) Pax L. Hoffm. na Caatinga. In: ANDRADE, L. A. (Org.). **Ecologia da faveleira na Caatinga:** bases para a exploração como lavoura xerófila. Campina Grande: Impressos Adilson. 2007, p.1-132.

FEITOSA, A.A.N. **Diversidade de espécies florestais arbóreas associada ao solo em toposequência de fragmento de mata atlântica de Pernambuco**. Recife-PE. 2004. 102f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo). Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2004.

FERREIRA, L.M.R.; TROVÃO, D.M.B.; FREIRE, A.M.; SOUZA, B.C.; CARVALHO, E.C.D.; OLIVEIRA, P.T.B. Análise fitossociológica comparativa de duas áreas serranas de caatinga no Cariri paraibano. In: VII CONGRESSO de ECOLOGIA do BRASIL, 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu: SEB, 2007. CD-ROM.

FREITAS, R.A.C.; SIZENANDO FILHO, F.A.; MARACAJA, P.B.; DINIZ FILHO, E.T.; LIRA, J.F.B. Estudo florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de dois ambientes em Messias Targino, divisa RN/PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v. 2, n. 1, p. 135-147, 2007.

GIULLIETI, A.M.; CONCEIÇÃO, A.; QUEIROZ, L.P. **Diversidade e caracterização das fanerógamas do semiárido brasileiro**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2006. 488p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE – Mapa de biomas do Brasil: primeira aproximação. Brasília: IBGE/MMA, 2004. 1 Mapa, Escala 1:5.000.000.

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; FIUSA DE MELO, M. M. DA ROCHA; ANDRADE, L. A.; NETO, J. A. A.: **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de caso**. VOLUME I – Viçosa, MG: Ed. UFV, 2011. 556p. 2011.

LACERDA, A.V.; NORDI, N.; BARBOSA, F.M.; WATANABE, T. Levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo da vegetação ciliar na bacia do rio Taperoá, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 3, p. 647-656, 2005.

LIRA, R.B. **Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo – arbóreo na Floresta Nacional de Açu – “FLONA” No município de Assú – RN**. 2003. 29f. Monografia (Graduação em Engenharia Agronômica) - Escola Superior de Agricultura de Mossoró – ESAM, Mossoró-RN.

LOPES, W.P.; SILVA, A.F.; SOUZA, A.L.; MEIRA NETO, J.A.A. Estrutura fitossociológica de um trecho de vegetação arbórea no parque estadual do Rio Doce – Minas Gerais, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 16, n. 4, p. 443-456, 2002.

LUNA, R.G.; COUTINHO, H.D.M. Efeitos do pastejo descontrolado sobre a fitocenose de duas áreas do cariri oriental paraibano. **Revista Caatinga**, v. 20, n. 2, p. 08-15. 2007.

MATA NATIVA 3. Versão 3.11. Viçosa: Cientec/Universidade Federal de Viçosa, 2011. Disponível em: <<http://www.matanativa.com.br>>. Acesso em: 30 jun, 2014.

MARACAJÁ, P.B.; BATISTA, C.H.F.; SOUSA, A.H.; VASCONCELOS, W.E. de. Levantamento florístico e fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo de dois ambientes na Vila Santa Catarina, Serra do Mel, RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n. 2, p. 1-13p. 2003.

MAYR, E. **Isto é biologia**: a ciência do mundo vivo. Tradução Claudio Ângelo -São Paulo: Companhia das Letras, 2008, 428p.

MCCGUINNES, W.G. The relationship between frequency index and abundance as applied to plant populations in a semi-arid region. **Ecology**, v. 16, p. 263-282, 1934.

MEDAWAR, P.B. **Os limites da ciência**. Tradução Antônio Carlos Bandouk – São Paulo: Editora UNESP, 2008, 111p.

MILLER Jr., G.T.: **Ciência Ambiental**. 11^a Ed. Tradução All Tasks – São Paulo: Thomson Learning, 2007, 5001p.

MMA – Ministério do meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação a biodiversidade da Caatinga**. Brasília: Universidade Federal d Pernambuco/Fundação de Apoio ao Desenvolvimento, Fundação Biodiversitas, EMBRAPA/Semiárido. 2002.

MOREIRA, A. R. P.; MARACAJÁ, P. B.; GUERRA, A. M. N. M.; SIZENANDO FILHO, F. A.; PEREIRA, T. F. C. Composição florística e análise fitosociológica arbustivo-arbóreo no município de Caraúbas-RN. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 2, n. 1, p. 113–126, 2007.

MOURA GUERRA, A.M.N.; PESSOA, M.F.; MARACAJÁ, P.B. Estudo fitossociológico em dois ambientes da caatinga localizada no assentamento Moacir Lucena, Apodi-RN-Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 9, n. 1, p. 141-150, 2014.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Willey e Sons, 1974. 525 p.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434p.

OLIVEIRA, J.G.B.; QUESADO, H.L.S.; NUNES, E.P.; FIGUEIREDO, M.A.; BEZERRA, C.L.F. **Vegetação da Estação Ecológica de Aiuba, Ceará**. Mossoró: Escola Superior de Agricultura de Mossoró, Mossoró/Fundação Guimarães Duque (coleção mossoroense, 357), 1998.

PARENTE, H.N. **Avaliação da vegetação e do solo em áreas de caatinga sob pastejo caprino no Cariri da Paraíba**. 2009. 115f. Tese (Doutorado em Zootecnia), Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB. 2009.

PEREIRA, I.M. **Levantamento florístico do estrato arbóreo e análise da estrutura fitossociológica de ecossistema de caatinga sob diferentes níveis de antropismo**. 2000. 70f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal da Paraíba. 2000.

PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; BARBOSA M.R.V.; SAMPAIO, E.V.S.B. Composição Florística e Análise Fitossociológica do Componente Arbustivo-Arbóreo de um remanescente florestal no Agreste Paraibano. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 357-369, 2002.

PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; BARBOSA, M.R.V. Use history effects on structure and flora of caatinga. **Biotropica**. v. 35, n. 2, p. 154-165, 2003.

PESSOA, M.F.; MOURA GUERRA, A.M.N.; MARACAJÁ, P.B.; FILHO, E.T.D. Estudo da cobertura vegetal em ambientes da caatinga com diferentes formas de manejo no assentamento Moacir Lucena, Apodi-RN. **Revista Caatinga**. v. 21, n. 3, p. 40-48, 2008.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina-PR, 2001, 328p.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 504 p.

RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B.; FIGUEIREDO, M.A. **Manual sobre métodos de estudos florísticos e fitossociológicos – Ecossistema Caatinga**. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil. 1992. 32p.

RODAL, M.J.N.. **Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco**. 1992. 198f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 1992.

RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E.V.S.B.; GIULLIETI, A.M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C.F.L. (Eds.). **Vegetação e flora da caatinga**. Recife: PNE/CNIP, 2002. Pp. 11-24.

RODAL, M.J.N.; MARTINS, F.R.; SAMPAIO, E.V.S.B. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 3, p. 192-205, 2008.

RODRIGUES, R.R. **Analise estrutural das formações florestais riparias**. In: BARBOSA, L.M. (Coordenador). Simpósio sobre mata ciliar. Campinas. **Anais...** Campinas. Fundação Cargill, p. 99-119, 1989.

SAGAN, C. **O mundo assombrado pelos demônios**. A ciência vista como uma vela no escuro. Tradução Rosaura Eichemberg.- São Paulo : Companhia das Letras, 1996, 442p.

SAGAN, C. **Cosmos**. Tradução de Ângela do Nascimento Machado; Revisão técnica de Airton Lugarinho de Lima. Coleção Astronomia. 1983, 364p.

SAMPAIO, E.V.S.B. Fitossociologia. P. 203-224. In: SAMPAIO, E.V.S.B.; MAYO, S.J.; BARBOSA, M.R.V. (Eds.). **Pesquisas botânicas nordestinas: progresso e perspectivas**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil. 1996.

SAMPAIO, E.V.S.B. Caracterização do bioma caatinga. In: GARIGLIO, A.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CESTARO, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368p.

SAMPAIO, E.V.S.B.; MENEZES, R.S.C. Perspectiva de uso do solo no semiárido nordestino. In: ARAÚJO, Q.R. **500 anos de uso do solo no Brasil**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p.339-363.

SANQUETTA, M.N.I.; CORTE, A.P.D; SANQUETA, C.R.; RODRIGUES, A.L.; MONGON, F. Diversidade e estrutura fitossociológica da caatinga na região de brumado-Ba. Enclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, v. 10, n. 17, 2014.

SANTANA, J.A.S.; SOUTO, J.S. Diversidade e estrutura fitossociológica da caatinga na estação ecológica do Seridó-RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, n. 2, p. 232-242, 2006.

SILVA, G.G. **A problemática da desertificação do ecossistema da caatinga do Município de São João do Cariri**. 1993. 94f. Monografia (Especialização) -Universidade Federal do Piauí, Teresina, 1993.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. (Orgs.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação**. MMA – UFPE – Conservation International – Biodiversitas – Embrapa Semiárido. Brasília. 2004. 382p.

SOUZA, G.F.; MEDEIROS, J.F. Fitossociologia e florística em áreas de Caatinga na microbacia hidrográfica do Riacho Cajazeiras-RN. **GEOTemas**, v. 3, n. 1, p. 161-176, 2013.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; SANTOS, A.M.M.; VICENTE, A. **Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga**. Relatório do Projeto Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Caatinga, Petrolina, Brasil. Petrolina: The Nature Conservancy do Brasil & Associação Caatinga. 2000.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592 p.

ZANETTI, R. **Análise fitossociológica e alternativas de manejo sustentável da mata da agronomia, Viçosa, Minas Gerais**. Viçosa: UFV, 1994. 92 p. Trabalho integrante do conteúdo programático da disciplina Manejo Sustentado de Florestas Naturais.

CAPÍTULO 2

**DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM ÁREAS DE CAATINGA SOB
DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI
PARAIBANO, BRASIL**

Deposição de serapilheira em áreas de caatinga sob diferentes densidades de caprinos no Cariri Paraibano, Brasil

RESUMO - Considerado um dos polos xéricos mais importantes do Nordeste brasileiro, o Cariri paraibano vem recebendo atenção especial devido a seu nível de degradação ambiental que o coloca entre os ambientes do semiárido em visível processo de desertificação. Objetivou-se neste trabalho avaliar a deposição de serapilheira em áreas de Caatinga sob diferentes densidades de caprinos, visando sua utilização como indicadora de ambientes degradados ou em processo de degradação. O estudo foi realizado na Fazenda Experimental Bacia Escola ($7^{\circ} 24' S$; $36^{\circ} 32' W$), em São João do Cariri-PB. A densidade de caprinos foi de $3 \text{ animais.ha}^{-1}$ e $1,5 \text{ animais.ha}^{-1}$, nas áreas I e II, respectivamente; e sem animais nas áreas III e IV. Foram plotadas 30 parcelas de $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ em cada área experimental, distribuídas ao longo de três linhas de faixas semiparalelas. Durante 23 meses, foram realizadas, mensalmente, coletas de serapilheira no interior das parcelas, em coletores com capacidade de $50 \text{ cm} \times 50 \text{ cm}$ (nas áreas I, II, III e IV) e de $1\,00 \text{ cm} \times 1\,00 \text{ cm}$ (na área III). Nas análises estatísticas, foram consideradas as medidas obtidas de um experimento com um fator (*One-Way*) em três níveis (T_1, T_2, T_3), em 2012 e cinco níveis ($T_1, T_2, T_3; T_3;$ e T_4) em 2013, com as medidas repetidas no tempo. Pelos resultados obtidos, as precipitações pluviais foram muito baixas e mal distribuídas durante os anos em que esta pesquisa foi realizada. Pelas análises estatísticas, não foram encontradas evidências suficientes para se avaliar os efeitos da densidade de caprinos (tratamentos) e, do tempo (meses) sobre a deposição de serapilheira no ano de 2012, ou seja, o acúmulo de serapilheira em relação aos tratamentos teve comportamento semelhante de um mês para outro ou que o acúmulo de serapilheira em relação aos meses teve comportamento semelhante de um tratamento para outro. Em 2013, a deposição de serapilheira não diferiu significativamente ($p < 0,05$) entre os tratamentos durante os meses que historicamente marcam o auge do período chuvoso. Nos demais meses, a serapilheira depositada não seguiu um comportamento padrão entre os tratamentos, ou seja, variou a sua deposição ao longo do tempo. A deposição anual de serapilheira em 2012, nos tratamentos T_2 e T_3 e no ano de 2013, em todos os tratamentos, foi muito baixa, até mesmo para os padrões da Caatinga. Os baixos valores de serapilheira registrados nesta pesquisa, em comparação aos observados em áreas de Caatinga preservadas, em outros trabalhos, são bons indicadores ecológicos de distúrbios, podendo subsidiar planos de manejo florestal, bem como, de indicadores de áreas degradadas pelo pastejo permanente. As cargas de lotação imputadas nas áreas estudadas encontram-se acima da capacidade de suporte, podendo gerar focos de desertificação. Fica implícita a necessidade de mais conhecimentos da capacidade de suporte de outras Caatingas para que se possa melhor entender, explorar e preservar este complexo e tão pouco conhecido bioma.

Palavras-chave: Semiárido, desertificação, capacidade de suporte, indicadores ecológicos.

Deposition of litter in caatinga areas under different densities of goats in the Paraiban Cariri, Brazil

ABSTRACT - Considered one of the most important xeric poles situated in Northeast Brazil, the Paraiban Cariri has received special attention due to its level of environmental degradation that includes it in the semi-arid environments under visible process of desertification. This paper aimed to evaluate the deposition of litter in Caatinga areas under different densities of goats, in order to use it as an indicator of degraded environment or in process of degradation. The study was carried out at the Experimental Farm School Bay ($7^{\circ} 24' S$; $36^{\circ} 32' W$), in São João do Cariri-PB. The density of goats was of 3 animals/ha and 1.5 animal/ha, in the areas I and II, respectively; and no animals in areas III and IV. Thirty plots of 10 m x 10 m were plotted in each experimental area, distributed over three lines of semi-parallel tracks. During 23 months, monthly litter collections were realized within these plots, using collectors with a capacity of 50 cm x 50 cm (in the areas I, II, III and IV) and of 1 m x 1 m (in area III). The statistical analysis considered the measures obtained from an experiment with one factor (one-way) in three levels (T_1 , T_2 , T_3), in 2012, and five levels (T_1 , T_2 , T_3 ; T_3' and T_4), in 2013, with the measures repeated in time. The results revealed that the rain precipitations were very low and badly distributed during the years in which this survey was conducted. Statistical analysis did not find enough evidences to evaluate the effects of goats density (treatments) and time (months) on the deposition of litter in the year 2012, that is, the accumulation of litter in relation to treatments had similar behavior from one month to another, or the accumulation of litter in relation to months had similar behavior from a treatment to another. In 2013, the deposition of litter did not differ significantly ($p < 0,05$) among treatments during the months which historically mark the peak of the rainy season. In the remaining months, the deposited litter did not follow a pattern behavior between treatments, that is, its deposition varied along the time. The annual deposition of litter in 2012, in T_2 and T_3 treatments, and in the year of 2013, in all the treatments, was very low, even considering the standards of the Caatinga. The low values of litter registered in this research, when compared to those observed in preserved areas of Caatinga, in other studies, are good ecological indicators of disturbances, and may subsidize forest management plans as well as indicators of degraded areas by permanent grazing. The results suggest that the charge capacity imputed in the studied areas are above the carrying capacity, and may generate focus of desertification. It is implicit that there is a great need to develop new knowledges about the carrying capacity of other Caatingas in order to better understand, explore and preserve this complex and so unknown biome.

Keywords: Semi-arid, desertification, carrying capacity, ecological indicators.

1. INTRODUÇÃO

A Caatinga compreende um complexo vegetacional, reunindo ambientes muito diversificados cujo conhecimento ecológico ainda encontra-se em construção (ANDRADE, 2011). Cobrindo a maior parte do semiárido brasileiro, nessa vegetação são identificados fitofisionomias e conjuntos florísticos diversos, cuja distribuição é determinada, em grande parte, pelo clima, relevo e embasamento geológico, resultando em ambientes ecológicos bastante distintos (AGUIAR et al., 2002). A heterogeneidade biofísica desse bioma se justifica pela vastidão territorial ocupada, devendo-se considerar, também, o histórico de uso, que já deixou marcas profundas, muitas vezes irreparáveis, na paisagem (SAMPAIO e SAMPAIO, 2002).

O manejo florestal destas matas secas para fins forrageiros começou no início da década de 80, no Centro Nacional de Pesquisa de Caprinos, da EMBRAPA, em Sobral-CE, quando alguns pesquisadores apontaram o estrato arbóreo de espécies da Caatinga como sendo parte da oferta de forragem para os animais (GARIGLIO, 2010), porém o uso da Caatinga como pastagem nativa para os rebanhos remonta ao período colonial de ocupação do interior do Nordeste do Brasil. Durante os períodos de seca, as espécies caducifólias perdem suas folhas, frutos e galhos finos, formando a serapilheira que, segundo Bakke et al. (2010), também é aproveitada como alimento pelos rebanhos, aumentando a importância desse componente na dieta dos animais.

Essa necromassa desempenha diversas funções no equilíbrio dos ecossistemas terrestres (ODUM, 1988). Sua produção reflete diretamente a quantidade de nutrientes com potencial de retorno ao solo e seu acúmulo o grau de perturbação dos ecossistemas (VITAL, et al., 2004; FERNANDES et al., 2006; SCORIZA et al., 2012). A remoção da serapilheira pelo gado, afeta o solo de diversas maneiras, por ser conhecido o fato de que ela o protege contra impactos erosivos das chuvas, compactação, insolação, extremos de temperatura, além de repor alguns elementos químicos indispensáveis ao bom desenvolvimento das plantas. Uma vez removida pelos rebanhos, os elementos químicos nela contidos são incorporados aos tecidos dos animais e perdidos por exportação, na forma de zoomassa, quando os animais são destinados ao mercado, empobrecendo progressivamente o ecossistema onde se encontravam, uma vez que, segundo Menezes et al. (2012), um dos processos mais importantes de empobrecimento dos solos da Caatinga é o escoamento de produtos animais.

Atualmente, há uma diversidade de indicadores de recuperação de áreas degradadas, e dentre esses indicadores, o aporte de serapilheira tem recebido crédito (MARTINS et al., 2010), devida a sua presença no ambiente indicar a capacidade de auto-manutenção e auto-recuperação de uma determinada área (KÜHL et al., sem data).

De acordo com os referidos autores, em áreas de pastagem tendem a ser menores as quantidades de serapilheira acumuladas, indicando reduzida capacidade de auto-recuperação dessas áreas.

Na região Nordeste, a produção de serapilheira está diretamente relacionada com a estiagem. Este material tem maior produção no início da estação seca (SOUTO, 2006; COSTA et al., 2010), acumulando-se sobre o solo, protegendo-o contra os rigores climáticos e fertilizando-o (MAIA, 2004). Serve, também, de habitat para uma vasta gama de micro, meso e macro-organismos, para depois ser degradado pelos organismos edáficos, logo após a chegada das primeiras chuvas, não ocorrendo grande acúmulo de material orgânico na superfície do solo (MOÇO et al., 2005; SOUTO, 2006; COSTA et al., 2007).

Nesse contexto, objetivou-se neste trabalho avaliar o acúmulo de serapilheira em áreas de Caatinga sob diferentes densidades de caprinos, buscando identificar se existe uma relação de dependência do acúmulo desse produto com a precipitação no biossistema, como também, com a densidade de caprinos nelas imputadas. Espera-se que os resultados obtidos possam ser utilizados como indicador de ecológico de áreas degradadas ou sinalizador de distúrbios de origem antrópica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização das áreas de estudo

A pesquisa foi realizada na Estação Experimental Bacia Escola, de propriedade da Universidade Federal da Paraíba ($7^{\circ} 23' 30''$ S e $36^{\circ} 31' 59''$ W), administrada pelo Centro de Ciências Agrárias (CCA), localizada no município de São João do Cariri-PB, microrregião do Cariri Oriental, mesorregião da Borborema Central (Figura 1).

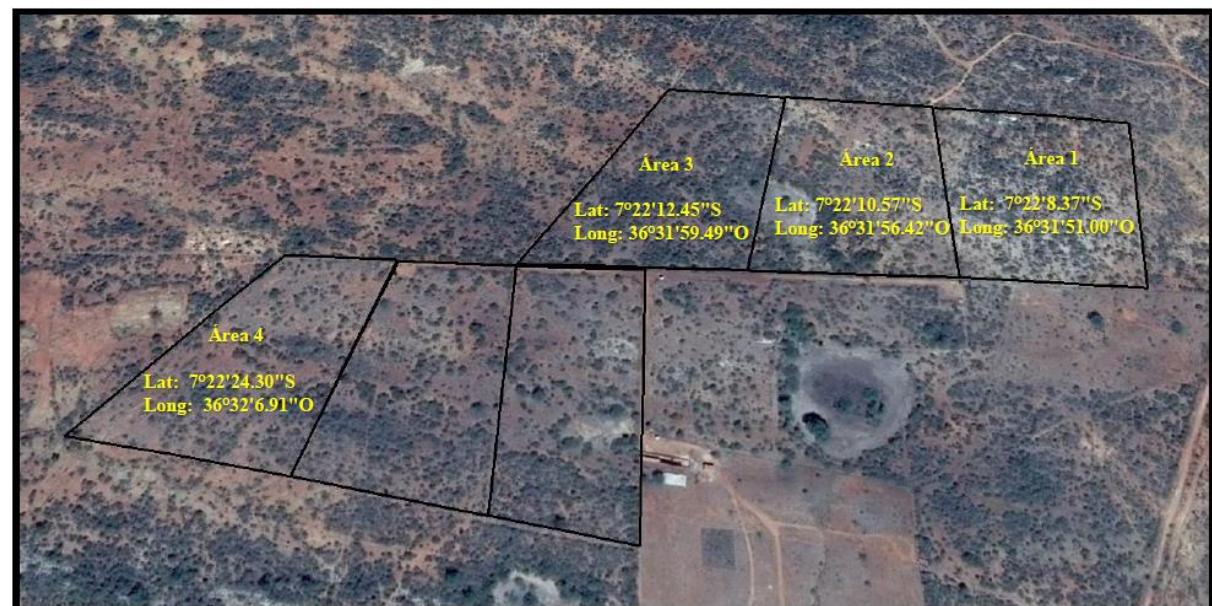
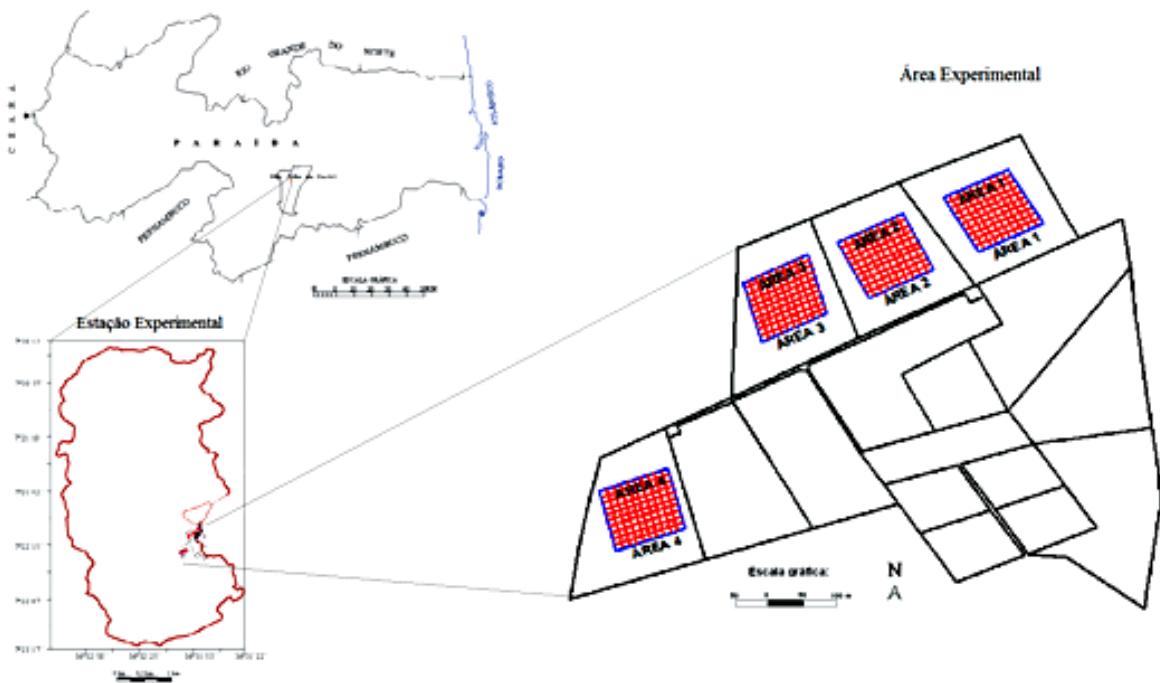


Figura 1. Mapa do Estado da Paraíba, com ênfase para as áreas experimentais localizadas na Fazenda Experimental Bacia Escola, município de São João do Cariri, Paraíba.

O município caracteriza-se pela acentuada semiaridez, baixo índice pluviométrico e acentuado déficit hídrico (ANDRADE et al., 1999).

Os solos predominantes na Bacia Escola são os LUVISSOLOS Crônicos Vérticos, os VERTISSOLOS e os NEOSSOLOS líticos, de acordo com Chaves et al. (2000). As texturas predominantes nas áreas experimentais são franco arenosa e franco argiloarenosa.

Para fins experimentais, foram utilizadas, no primeiro ano de pesquisa, três áreas (A_1 , A_2 e A_3) e no segundo ano, quatro áreas (A_1 , A_2 , A_3 e A_4). Estas áreas (3,34 ha), doravante aqui denominadas de tratamentos (T_1 , T_2 , T_3 , T_3 e T_4) são, na realidade, uma subdivisão de uma área maior, não sendo muito evidentes as diferenças fitofisionômicas de uma área para a outra. Historicamente, passaram pelas mesmas interferências antrópicas (corte de madeira, cultivo de subsistência, pastejo extensivo, e outros). Atualmente, estas áreas são constituídas por uma vegetação arbóreo-arbustiva, rarefeita, bastante esparsa e sob o pastejo permanente de caprinos (T_1 e T_2).

Para avaliar o efeito do pastejo sobre o acúmulo de serapilheira, foram adotados quatro tratamentos: T_1 (10 animais/3,34 ha; \approx 3 animais/ha), T_2 (5 animais/3,34 ha; \approx 1,5 animais/ha), T_3 e T_4 (Controle – 3,34 ha, sem animais). Os animais utilizados no experimento (caprinos machos, adultos sem padrão de raça definido) permaneceram nas áreas do início ao fim do experimento (ano de 2012: período amostral). Estes foram substituídos sempre que necessário (por motivos de morte, doenças ou outras causas). Estas condições experimentais foram implantadas em agosto de 2007 e, desta data até o final do experimento para teste, os caprinos têm se alimentado apenas de material vegetal proveniente da própria Caatinga, porém recebendo uma suplementação diária de 1,5 a 3% de seu peso vivo em ração preparada (farelos, xerém, ureia, etc).

2.2. Disposição dos coletores em campo

Em cada área experimental foram estabelecidas três linhas de faixa, distando entre si aproximadamente 20,0 m (Figura 2).

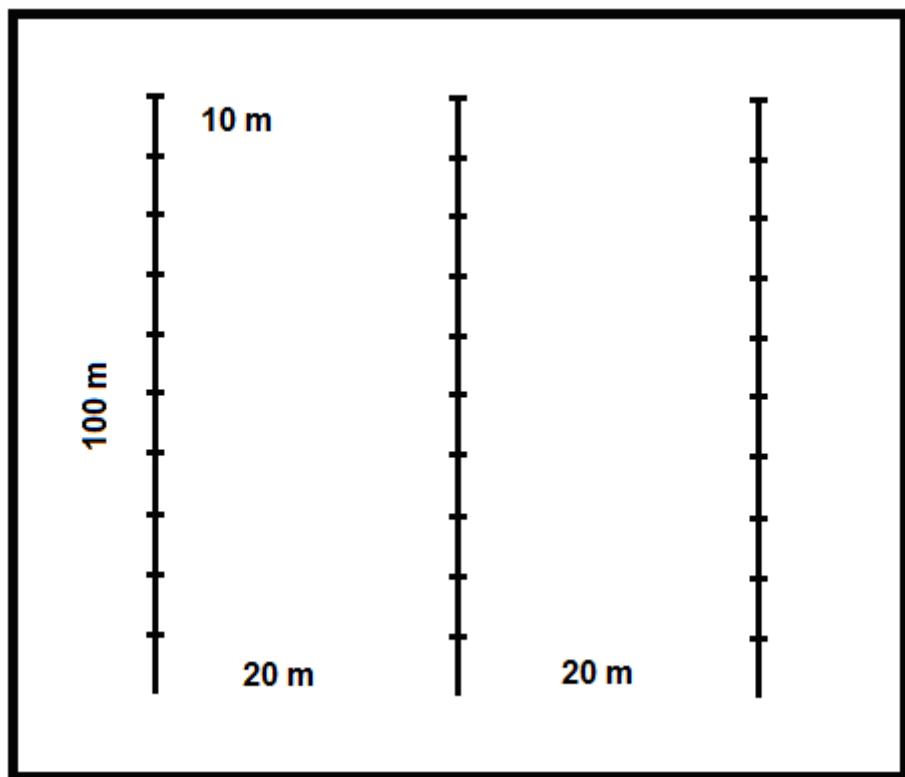


Figura 2. Disposição esquemática das linhas de faixa em cada área experimental da Estação Experimental de São João do Cariri, Paraíba.

Ao longo dessas linhas foram marcadas, equidistantemente, 10 parcelas permanentes de monitoramento (PPMs) de 10,0 m x 10,0 m, totalizando 30 parcelas por tratamento, no interior das quais os coletores foram instalados.

No centro de cada uma dessas parcelas foram delimitadas, rentes ao chão, uma área com capacidade igual a 0,25 m² (0,5 m x 0,5 m), para a coleta de serapilheira (Figura 3). Estes coletores foram construídos no próprio local a partir da utilização de quatro barrotes de ferro de 3/8" (25,0 cm de comprimento), fincados no solo, tomando-se o cuidado de deixar aproximadamente 5,0 cm para fora. Em seguida, suas extremidades foram unidas na forma quadrangular pelo uso de um fio de arame ou de náilon. Estes foram dispostos a cada 10,0 m, ao longo de cada linha de faixa, totalizando 30 por área. Optou-se por esta forma de coleta, ao invés do uso de coletores com rede, por causa da habilidade que os caprinos têm de confundirem com os cochos de servir ração e se alimentarem da serapilheira depositada em seu interior, que acabaria por subestimar sua produção.



Figura 3. Delimitação de área para coleta de serapilheira (0,5 m x 0,5 m) em áreas de caatinga com caprinos no município de São João do Cariri, Paraíba.

No primeiro ano de experimento, foram utilizados na área III (T_3), apenas coletores com rede de náilon (já que não havia caprinos nesta), com capacidade de 1,0 m x 1,0 m (Figura 4), totalizando 30 por área.



Figura 4. Coletor de serapilheira com rede de náilon (1,0 m x 1,0 m) utilizado na área sem caprinos, no município de São João do Cariri, Paraíba.

2.3. Coleta do material depositado

A cada mês, a serapilheira foi coletada manualmente, etiquetada no próprio local, transportada em sacos de papel, seca em estufa (105 °C, por 24 hs) e pesada em balança analítica de precisão.

Foram utilizados no primeiro ano de experimento, nas áreas I e II (tratamentos T_1 e T_2), apenas coletores do tipo “rentes ao chão” (Figura 3) e na área III (T_3), apenas coletores de rede (Figura 4), por não haver caprinos, nessa área.

Após um ano de coleta, foi observada que a quantidade de serapilheira recolhida dos coletores de rede ($1,0 \text{ m}^2$) era inferior a dos coletores “rentes ao chão” ($0,25 \text{ m}^2$), quando era de se esperar que nos primeiros, por serem quatro vezes maiores do que os outros, acondicionassem maior quantidade de serapilheira. Com o objetivo de se tirar esta dúvida, passou-se, também, a utilizar-se dos coletores “rentes ao chão” na área III (T_3).

No ano seguinte, foi utilizada mais uma área experimental (Área IV, sem caprinos).

Resumidamente ficou o seguinte: no ano de 2012, os tratamentos eram T_1 , T_2 e T_3 , referentes às áreas I, II e III, e no ano de 2013, os tratamentos ficaram T_1 , T_2 , T_3 , T_3' e T_4 , referentes às áreas I, II, III e IV. O tratamento T_3' refere-se, na realidade, ao uso de mais um tipo de coletor, o tipo “rente ao chão”, na área III.

Mensalmente, na mesma época de coleta de serapilheira, foram coletadas amostras de solo, na profundidade de 0-20 cm, para a determinação do conteúdo de água (%).

Durante o período em que esta pesquisa foi realizada, foram obtidos dados de precipitação pluvial e de temperatura do ar na Estação Climatológica da Bacia Escola de São João do Cariri, Paraíba.

2.4. Delineamento estatístico

Para se verificar os efeitos dos níveis dos tratamentos T_1 , T_2 , T_3 no primeiro ano de experimento (2012) e T_1 , T_2 , T_3 , T_3' e T_4 no segundo ano de experimento (2013) sobre a variável resposta deposição de serapilheira (DS) foi realizada uma análise de variância univariada, considerando um delineamento inteiramente casualizado com medidas repetidas no tempo, com 30 repetições.

Para se avaliar a adequação do modelo estatístico proposto para descrever as observações foram verificadas, além da normalidade, independência e homocedasticidade dos erros, a condição de esfericidade e uniformidade da matriz de covariância para a variável DS nas 23 épocas de avaliação (meses), de acordo com Rencher e Christensen (2012). Com este procedimento, buscaram-se condições teóricas para a realização das análises estatísticas via técnicas univariadas, as quais levam em conta o princípio da parcimônia, que é a análise dos dados adotando-se um delineamento inteiramente ao acaso com parcelas subdivididas no tempo.

Para comparar as médias da variável resposta em relação aos tratamentos (T_1 , T_2 , T_3 , T_3' e T_4) foi utilizado o teste de Tukey ao nível de 5% de significância. E, para estudar o comportamento da variável resposta em relação às épocas de avaliação foi empregada a técnica dos polinômios ortogonais objetivando determinar o modelo adequado.

Em um segundo momento, buscou-se agrupar as épocas de avaliação em duas estações (seca e chuvosa). Para tanto, atribuiu-se à estação seca (ES), os valores médios da variável resposta correspondente aos meses de seca, e à estação chuvosa (EC), os valores médios

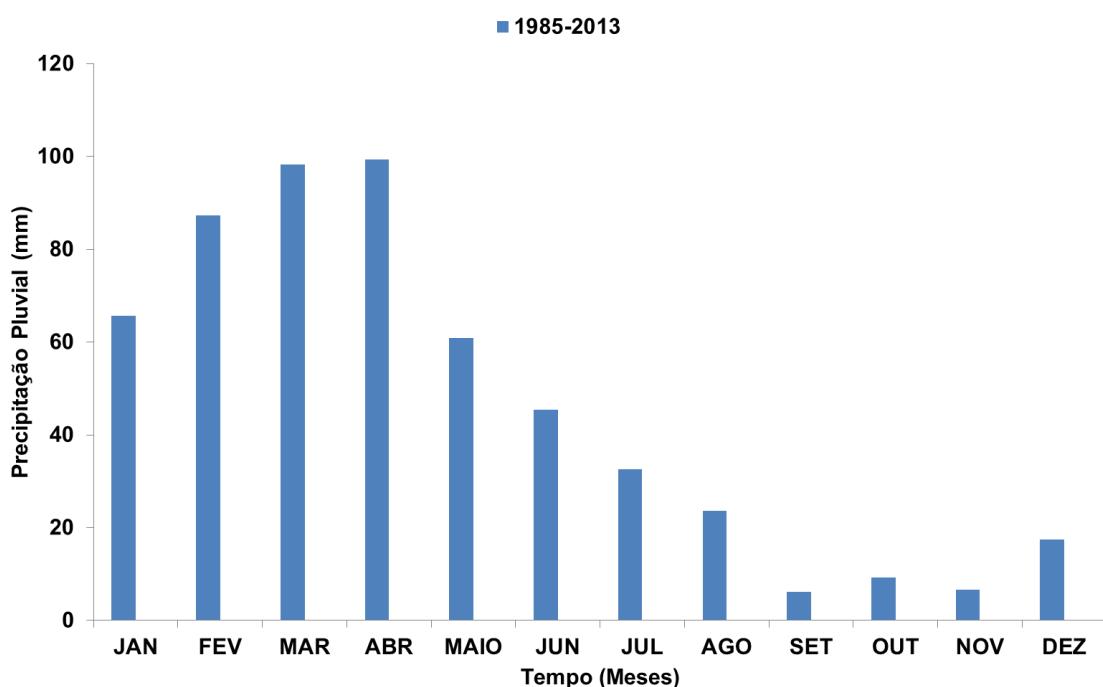
correspondentes aos meses de chuva. Após esse procedimento, os dados resultantes foram submetidos às análises estatísticas univariadas planejadas anteriormente.

As análises univariadas foram conduzidas substituindo-se o estudo do comportamento da variável resposta através dos polinômios ortogonais por um teste de Tukey, comparando as médias da variável resposta relativas à estação de secas com a estação de chuvas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Precipitação pluvial no município de São João do Cariri-PB

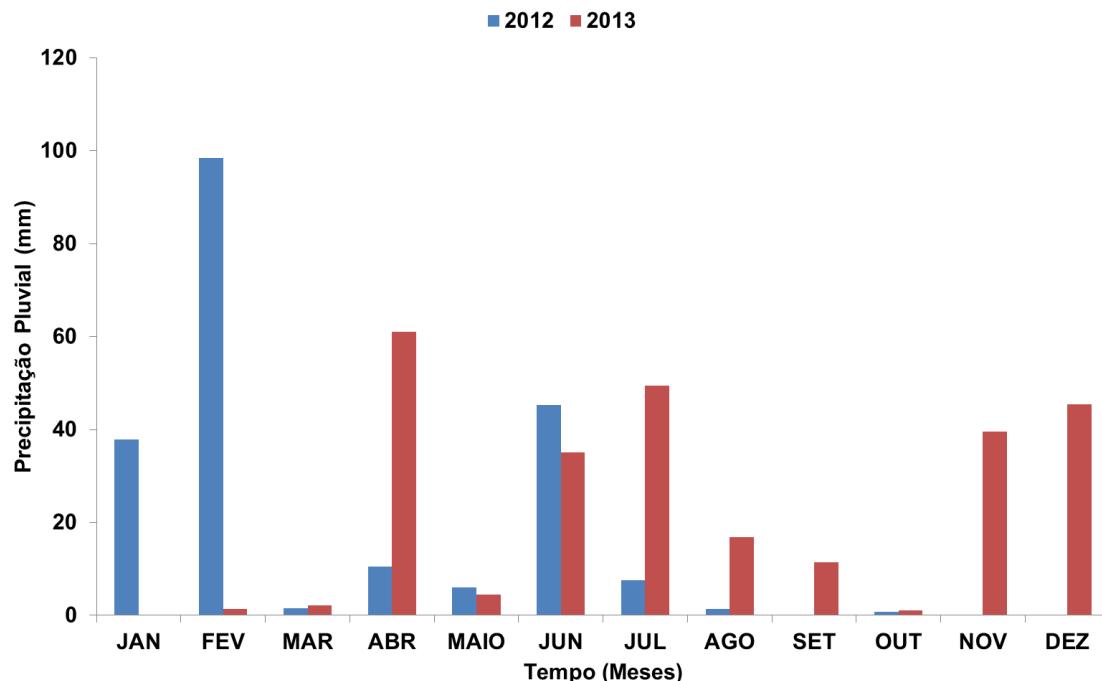
Foram observadas, a partir do histórico de precipitações no município de São João do Cariri-PB, serem as chuvas ali ocorrentes de baixa intensidade e relativamente bem distribuídas durante o período chuvoso (de janeiro a junho), bem como concentradas nos meses de Fevereiro, Março e Abril. Neste último período as médias nunca ultrapassaram os 100 mm nos últimos 28 anos (Figura 5).



Fonte de dados: Estação Experimental de São João do Cariri, Paraíba ($7^{\circ} 23' 30''$ S e $36^{\circ} 31' 59''$ W), altitude 458 m.

Figura 5. Médias mensais das precipitações pluviais nos últimos 28 anos (1985-2013), no município de São João do Cariri, Paraíba.

Com relação às chuvas ocorridas nos anos de realização desta pesquisa, pôde-se constatar má distribuição destas no tempo. Observou-se, no ano de 2012, pouca chuva (209,3 mm), tendo sido os meses de Janeiro (37,9 mm), Fevereiro (98,5 mm) e Junho (45,2 mm) alcançado as mais elevadas precipitações. De Agosto a Dezembro do mesmo ano, as precipitações somaram pouco mais de 2,0 mm (Figura 6).



Fonte de dados: Estação Experimental de São João do Cariri, Paraíba.

Figura 6. Precipitação pluvial mensal no município de São João do Cariri, Paraíba, durante os anos de 2012 e 2013.

Ao se observar a pluviosidade ocorrida no ano de 2013, percebeu-se ter chovido pouco, porém um pouco mais do que no ano anterior (268 mm), tendo sido os meses de abril (61,0 mm), junho (35,0 mm) e julho (49,5 mm) os de maiores volumes de água, contrariando, de certa forma, aqueles meses que historicamente recebem os mais elevados índices de precipitação pluvial, ou seja, fevereiro, março e abril, conforme podem ser observados na Figura 5. Isto reafirma o fato de que uma das características mais marcantes, não só da microrregião semiárida do Cariri paraibano, mas do semiárido brasileiro como um todo, é a irregularidade das chuvas no tempo, aliada ao déficit hídrico na maior parte do ano.

Observou-se maior pluviosidade no período seco (163,9 mm) do que no período chuvoso (104,1 mm). De acordo com Sampaio (2010), o regime de chuvas na região semiárida tem como características as intensas precipitações, chegando muitas vezes a superar 100 mm em um único dia, e sazonalidade irregular, com o período chuvoso iniciando em

diferentes meses, estendendo-se por períodos incertos e finalizando, também, em meses diferentes de um ano para o outro. Tais características podem ser confirmadas ao se observar a Figura 6, com dados do regime pluvial durante os anos em que esta pesquisa foi realizada. A disponibilidade hídrica foi não só limitante ao desenvolvimento das plantas, mas também, extremamente variável no tempo e no espaço.

Segundo o pensamento de Noy-Meir (1973), esta é uma característica peculiar às zonas áridas e semiáridas do planeta. A temperatura, a radiação solar e os aportes de nutrientes no ecossistema podem até variarem um pouco, mas é a precipitação pluvial, segundo ele, que é altamente variável, ocorrendo comumente em eventos descontínuos por ele chamados de pulsos de curta duração.

É de se esperar que a produção de serapilheira em ambientes com este regime de chuvas seja baixa, pois é conhecido o fato da fotossíntese ser governada, em grande parte, pela disponibilidade de água no solo e que esta água, resultante dos pulsos de precipitação, seja suficiente para garantir um pulso de produção de fitomassa e, consequentemente, de necromassa (a serapilheira), com o início da estiagem.

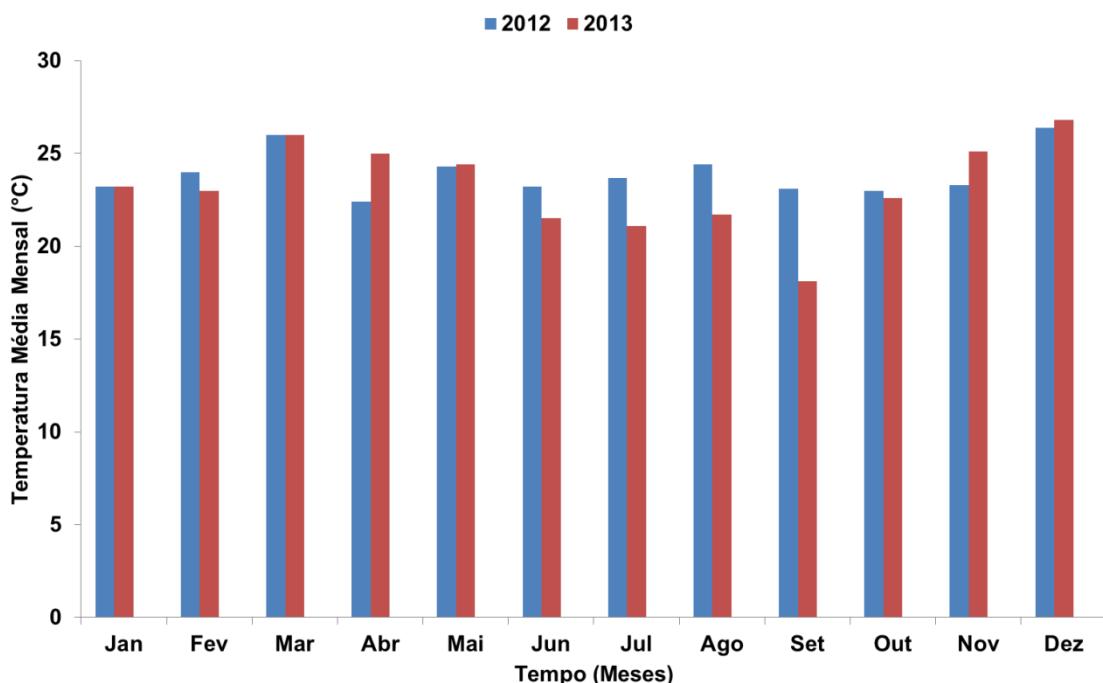
Considerando-se, por exemplo, os meses de janeiro a junho como sendo o período chuvoso verificou-se que nestes meses o volume de água atingiu apenas 199,6 mm e 104,1 mm, em 2012 e 2013, respectivamente e no período de seca (de julho a dezembro), 9,7 mm e 163,9 mm, respectivamente. Estes dois conjuntos de chuvas que precipitaram nos referidos anos de estudo foram muito baixos, porém parece que foram suficientes para disparar o gatilho que impele o surgimento de pequenos pulsos de produção de fitomassa, refletidos na deposição de serapilheira nos meses seguintes de estiagem.

É conhecido o fato de ser a precipitação pluvial é responsável, em grande parte, pelo controle das fenofases de muitas espécies de plantas da Caatinga (LEITE e MACHADO, 2009; 2010) como, também, o é de que outras espécies respondem diferentemente à presença desse fator limitante, facilmente perceptível em breves incursões pela Caatinga. Observam-se, numa mesma época e em uma mesma área indivíduos da mesma espécie exibindo fenofases distintas. Umas com frutos, outras com flores, ou apenas com folhas e flores e, ainda, outras sem nenhuma destas estruturas ou com todas elas.

É, provavelmente, com base nestas características dissimilares das plantas que a produção de serapilheira na Caatinga é contínua durante o ano todo, como bem o disseram Carreira et al. (2006) e Silva et al. (2007; 2009).

3.2. Variações das temperaturas e do conteúdo de água no solo

Na Figura 7 são apresentados os dados de temperaturas médias mensais no município de São João do Cariri-PB, durante os anos de 2012 e 2013.



Fonte: Estação climatológica da Bacia Escola de São João do Cariri, Paraíba.

Figura 7. Temperaturas médias mensais no município de São João do Cariri, Paraíba, durante os anos de 2012 e 2013.

Ao se observar os dados de temperaturas médias mensais dos anos de 2012 e 2013 constatou-se que as médias mais altas (acima de 26 °C) foram registradas nos meses de março e dezembro dos referidos anos. No ano de 2012, as médias estiveram acima dos 24 °C, tanto no período chuvoso quanto no período de seca. Por outro lado, no ano de 2013, as temperaturas estiveram abaixo dos 23 °C entre os meses de junho e setembro. Estas médias de temperatura estão de acordo com aquelas registradas na maior parte das áreas de caatinga, uma vez que, segundo Mendes (1997), elas variam de 23 °C a 27 °C e são mais ou menos constantes em toda a região semiárida, tanto ao longo das latitudes como em relação às longitudes e durante todo o ano. De acordo com Silva et al. (1993), as poucas oscilações que ocorrem nas médias de temperatura da região semiárida são mais provocadas pela altitude (médias que variaram entre 23 °C e 25 °C) do que pelas alterações na insolação.

Em suma, parece coerente afirmar que as temperaturas médias mensais registradas nos anos em que esta pesquisa foi realizada foram relativamente amenas para os padrões da região semiárida, que geralmente são mais elevadas (atingindo médias de até 27,5 ° C).

Mesmo considerando as temperaturas serem geralmente mais baixas nos meses onde as precipitações são mais elevadas, ou seja, fevereiro, março e abril (Figura 5), não se observou este fenômeno durante os anos de 2012 e 2013, provavelmente por terem sido anos atípicos para a variável precipitação pluvial, que foi muito baixa.

Na Figura 8 são apresentados os conteúdos de água no solo das áreas estudadas, em função dos meses, nos anos de 2012 e 2013. Esses dados foram obtidos a cada 30 dias, o intervalo entre uma coleta e outra.

Verificou-se que o conteúdo de água no solo (0-20 cm) das áreas estudadas foi, na maioria dos meses, muito baixo, salvos os meses com alguma precipitação pluvial (janeiro e fevereiro de 2012 e, em menor quantidade, abril de 2013). Isto se deve ao fato das precipitações terem sido muito baixas (Figura 6) e as temperaturas muito altas (Figura 7), pois o conteúdo de água no solo resulta, principalmente, do balanço de água que nele chega (na forma de precipitação) e da água que dele sai (na forma de evapotranspiração).

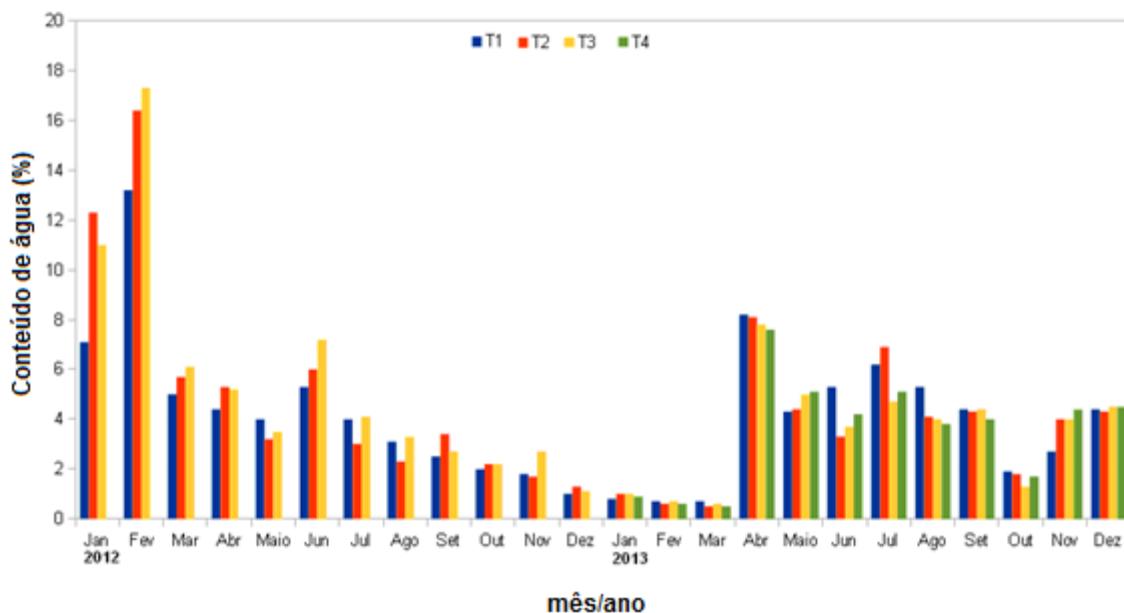


Figura 8. Conteúdo de água no solo em áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

Sabe-se, também, que na região semiárida brasileira a evapotranspiração potencial pode exceder a precipitação em mais de quatro vezes. Isto permite conjecturar que, o

semiárido brasileiro tem potencial quatro vezes maior de “chover para cima” do que para baixo. Esta condição climática frustra as chances de desenvolvimento e sustentabilidade na região, sobretudo das atividades que requerem o uso direto da água, como a agricultura e a piscicultura.

Embora a pecuária tenha maiores chances de desenvolvimento do que a agricultura em zonas secas, até mesmo esta atividade corre sérios riscos na região semiárida brasileira, principalmente enquanto não se dispõe de informações sobre a capacidade de suporte das áreas aonde ela vem sendo praticada. Segundo Sampaio (2010), onde a taxa de lotação foi excedida, a degradação ambiental esteve quase sempre presente, refletida na depauperação da vegetação arbustiva e herbácea pelo gado, além da eliminação de plântulas e ramos das espécies arbóreas. Ainda de acordo com o referido autor, os efeitos desta eliminação sistemática na composição florística das pastagens nativas da Caatinga são ainda desconhecidos.

3.3. Análises estatísticas

As análises estatísticas efetuadas sobre a variável resposta deposição de serapilheira (DS) consideraram serem as medidas obtidas de um experimento com um fator (*One-Way*) em três níveis T_1 , T_2 , T_3 (em 2012) e cinco níveis T_1 , T_2 , T_3 , T_4 e T_5 (em 2013) com as medidas repetidas no tempo (mês). Isto é, a serapilheira foi avaliada mensalmente nas mesmas unidades experimentais. Este esquema de obtenção de informação sobre esta variável resposta permite que as análises estatísticas sejam realizadas multivariadamente, considerando que as medidas de serapilheira nos meses subsequentes sejam dependentes daquelas observadas nos meses anteriores.

De acordo com Rencher e Christensen (2012), se a variável em estudo atende às suposições de normalidade, independência e circularidade da matriz de covariância entre os meses de avaliação, as análises estatísticas podem e devem ser realizadas considerando-se que os dados sobre a serapilheira tenham sido obtidos de um delineamento inteiramente casualizado com parcelas subdivididas (*Split-plot*) no tempo, facilitando sobremaneira a interpretação dos resultados das análises estatísticas e evidenciando-se os achados da pesquisa.

3.4. Deposição de serapilheira

As análises preliminares realizadas, com o objetivo de checar as suposições acerca do modelo estatístico proposto para descrever as observações, constataram através dos coeficientes de variação (C.V.) estimados, que os valores de serapilheira variaram muito, comprometendo a precisão do experimento em nível de campo, conforme pode ser visualizado na coluna 2 da Tabela 1 (anos de 2012 e 2013). Mesmo sendo coerente admitir que os resultados das amostras no mesmo mês sejam independentes e que de um mês para outro sejam dependentes, as condições de normalidade e homogeneidade das variâncias nos tratamentos, em cada mês, não foram suportadas, uma vez que ao conduzir o teste de Shapiro-Wilk (1965), para normalidade e os testes de Levene (1960) e de Bartlett (1937) para homogeneidade das variâncias, constatou-se que existem fortes evidências de que estas hipóteses são rejeitadas (ver colunas 2, 3 e 4 da Tabela 1). Diante de tal situação, buscou-se fazer uma transformação nos dados com o objetivo de aproximar da distribuição normal e estabilizar a variância. Contudo, ao se implementar a transformação sugerida por Box e Cox (1964), através do programa SAS versão 9, constatou ser inviável para quase a totalidade dos dados considerados mês-a-mês no ano de 2012, porém viável para os dados obtidos no ano de 2013.

Frente à impossibilidade de analisar os dados de serapilheira (de 2012) de acordo como foi planejado no projeto original, ao explorá-los, deu-se preferência à estatística descritiva em detrimento da estatística não-paramétrica, pois não foram encontradas evidências suficientes para teorizar sobre os efeitos dos tratamentos e do tempo (mês) sobre a variável serapilheira.

Com relação aos dados de 2013, buscou-se num primeiro momento, explorar os resultados através das técnicas descritivas e em seguida utilizar as técnicas não-paramétricas com o objetivo de obter alguns resultados.

Os resultados das análises descritivas basearam-se apenas nos valores médios de serapilheira relativos aos tratamentos, aos meses e à interação Tratamento x Mês. Estes valores encontram-se nas Tabelas 1 e 2.

Como pode ser vista na linha mediana, com as médias anuais por tratamento do ano de 2012 (Tabela 1), o comportamento do acúmulo médio de serapilheira relativos aos tratamentos independentemente do mês, não apresentou um comportamento sistemático esperado, ou seja, $T_3 > T_2 > T_1$, e não o contrário. Porém, existem evidências de $T_1 > T_2 > T_3$,

embora não sejam suficientes para rejeitar estatisticamente a hipótese de igualdade das médias do acúmulo de serapilheira relativas aos tratamentos.

Analogamente, conforme pode ser visto na última linha da mesma tabela, o comportamento do acúmulo médio de serapilheira relativo aos tratamentos independente do mês (de coleta), no ano seguinte (2013), também não apresentou um comportamento sistemático esperado, ou seja, que qualquer uma das testemunhas (T_3 , T_3 ou T_4) apresentassem maior acúmulo de serapilheira do que os tratamentos T_1 ou T_2 .

Tabela 1. Valores obtidos dos coeficientes de variação (C.V), da estatística de Shapiro-Wilk (W) para o teste de normalidade, das estatísticas de Levene e Bartlett (F e X^2) para o teste de homogeneidade das variâncias e das médias de deposição de serapilheira relativas aos tratamentos, em cada mês dos anos 2012 e 2013.

| Colheita de referência | C.V (%) | Valores obtidos para a Estatística de Shapiro-Wilk W | Valores obtidos para as estatísticas de: Levene e Bartlett | | Valores médios de serapilheira por tratamento e coleta (g.m ⁻²) | | | | |
|------------------------|---------|--|--|---------|---|----------------|----------------|-----------------|----------------|
| | | | F | X^2 | T ₁ | T ₂ | T ₃ | T _{3'} | T ₄ |
| Fev/2012 | 109,1 | 0,81** | 4,42* | 55,99** | 17,334 | 11,703 | 7,572 | | |
| Mar/2012 | 141,4 | 0,67** | 0,95 | 38,73** | 25,595 | 17,627 | 7,132 | | |
| Abr/2012 | 168,7 | 0,71** | 3,92* | 64,47** | 27,168 | 10,094 | 5,840 | | |
| Maio/2012 | 133,1 | 0,87** | 6,53** | 29,18** | 33,399 | 14,108 | 10,997 | | |
| Jun/2012 | 116,2 | 0,89** | 3,78* | 22,11** | 31,441 | 16,583 | 9,803 | | |
| Jul/2012 | 121,2 | 0,90** | 4,58* | 18,08** | 25,215 | 10,942 | 8,923 | | |
| Ago/2012 | 146,4 | 0,76** | 0,05 | 0,51 | 24,200 | 11,527 | 15,056 | | |
| Set/2012 | 173,5 | 0,64** | 0,62 | 13,43** | 10,436 | 5,910 | 4,531 | | |
| Out/2012 | 160,6 | 0,86** | 7,33** | 85,55** | 18,691 | 7,751 | 1,766 | | |
| Nov/2012 | 169,7 | 0,71** | 3,86* | 63,74** | 26,863 | 10,117 | 5,782 | | |
| Dez/2012 | 214,7 | 0,66** | 2,20 | 98,74** | 15,933 | 5,698 | 1,597 | | |
| Média | - | - | - | - | 23,30 | 11,10 | 7,18 | | |
| Jan/2013 | - | - | - | - | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| Fev/2013 | 237,7 | 0,6879** | 4,61** | 296,7** | 22,865 | 8,192 | 0,554 | 2,459 | 2,133 |
| Mar/2013 | 447,0 | 0,4496** | 4,06** | 148,5** | 6,576 | 0,757 | 2,888 | 0,000 | 0,000 |
| Abr/2013 | 202,8 | 0,6587** | 7,14** | 235,4** | 21,439 | 7,212 | 1,461 | 0,476 | 0,000 |
| Maio/2013 | 158,7 | 0,8174** | 21,21** | 483,3** | 18,940 | 9,092 | 1,628 | 0,480 | 0,004 |
| Jun/2013 | 171,9 | 0,7742** | 2,08* | 113,7** | 12,735 | 7,934 | 1,916 | 2,755 | 6,811 |
| Jul/2013 | 209,6 | 0,6159** | 0,78 | 52,8** | 5,863 | 3,745 | 6,824 | 1,236 | 7,562 |
| Ago/2013 | - | - | - | - | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| Set/2013 | 182,6 | 0,7687** | 3,97** | 39,3** | 11,839 | 3,933 | 6,286 | 0,000 | 12,833 |
| Out/2013 | - | - | - | - | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| Nov/2013 | 182,4 | 0,7448** | 1,37 | 28,8** | 4,937 | 2,777 | 3,096 | 5,405 | 9,952 |
| Dez/2013 | 279,3 | 0,3355** | 1,11 | 337,6** | 9,463 | 16,271 | 2,227 | 1,463 | 13,817 |
| Média | - | - | - | - | 9,555 | 4,993 | 2,240 | 1,190 | 4,426 |

(**) Hipótese nula rejeitada ao nível de 1% de significância;

(*) Hipótese nula rejeitada ao nível de 5% de significância.

Hipóteses nulas e hipóteses alternativas contrastadas:

H_0 : os erros seguem uma distribuição normal vs H_1 : os erros não seguem uma distribuição normal; (teste de Shapiro –Wilk)

H_0 : as variâncias dentro dos tratamentos são homogêneas vs H_1 : as variâncias dentro dos tratamentos não são homogêneas (testes de Levene e de Bartlett).

Observou-se a deposição média de serapilheira relativo aos tratamentos ter praticamente o mesmo comportamento dentro de cada mês e as médias da deposição de serapilheira, em relação aos meses dentro de cada tratamento, terem sido praticamente as mesmas, isto indicou, provavelmente, não existir interação entre os tratamentos e os meses, ou seja, a deposição de serapilheira em relação aos tratamentos tem comportamento semelhante de um mês para outro ou a deposição de serapilheira em relação aos meses tem comportamento semelhante de um tratamento para outro. Esta primeira descoberta (a deposição médio de serapilheira relativo aos tratamentos tem praticamente o mesmo comportamento dentro de cada mês) foi bastante útil, também, para a desmistificação do porquê, nos coletores de rede (utilizados no tratamento T₃), cuja capacidade era quatro vezes maior do que a dos coletores do tipo “rentes ao chão” (utilizados nos tratamentos T₁ e T₂), obterem-se os menores valores de serapilheira, pois, ao serem utilizados os segundos (T₃), no ano seguinte, passou-se a saber que não eram causadas pelo tipo de coletor utilizado, mas sim, por que a área era naturalmente mais antropizada (Tabela 1 e 3).

Este comportamento foi provavelmente devido às baixas precipitações pluviais e, principalmente, à irregularidade das chuvas, aliadas à baixa variabilidade das temperaturas ocorridas durante os anos de 2012 e 2013 (Figuras 6 e 7), que acabaram por criar um quadro climático sem uma nítida transição estacional, que acabou nivelando por baixo a deposição de serapilheira entre os meses e os tratamentos (Tabelas 1, 2 e 3).

A ciência revela que a produção do referido material é contínua durante o ano todo, porém ela é mais pronunciada na transição do período chuvoso para o período seco (COSTA et al., 2010; CARREIRA et al., 2006; SILVA et al., 2007; 2009), fenômeno este não muito perceptível durante os anos em que esta pesquisa foi realizada. É comum, nesta transição, alguns fatores físicos e químicos limitantes variarem muito, tais como, precipitação, evapotranspiração, umidade do solo, temperatura e radiação solar, bem como, o fotoperiodismo e a velocidade dos ventos (PORTES et al., 1996; SUNDARAPANDIAN e SWAMY, 1999; SANTANA et al., 2009). Cada fator deste deve ter sua parcela de influência sobre as fenofases das plantas, sendo capaz de influenciar um comportamento diferenciado dos padrões esperados (Figuras 9 e 10). Santana (2005), em estudo sobre o aporte de serapilheira no Seridó do Rio Grande do Norte, sugeriu a possibilidade de a produção de serapilheira na Caatinga está, não apenas diretamente relacionada com os fatores climáticos, mas também ao comportamento decíduo ou perene das espécies ali encontradas e à proporção destas espécies na comunidade a qual pertence.

Na Tabela 2 são apresentados os valores médios da deposição de serapilheira relativos aos meses (coletas).

Tabela 2. Valores médios da deposição de serapilheira ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) relativos aos meses nos anos de 2012 e 2013.

| Ano | Jan | Fev | Mar | Abr | Maio | Jun | Jul | Ago | Set | Out | Nov | Dez |
|------|------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|-------|
| 2012 | | 12,203 | 16,785 | 14,367 | 19,502 | 19,276 | 15,027 | 16,928 | 6,959 | 9,403 | 14,254 | 7,743 |
| 2013 | 0,00 | 7,241 | 2,044 | 6,118 | 6,029 | 4,430 | 5,046 | 0,000 | 6,978 | 0,000 | 5,233 | 8,648 |

Ao se observar os valores médios de serapilheira em relação aos meses (coletas), independentes dos tratamentos, nos anos de estudo (2012 e 2013), constatou-se parecer razoável afirmar haver evidência de que pelo menos duas médias difiram entre si em cada ano.

Nas Figuras 9 e 10 estão representados os mesmos valores contidos na Tabela 2, para melhor visualizá-los mês a mês ao longo dos anos de 2012 e 2013, respectivamente.

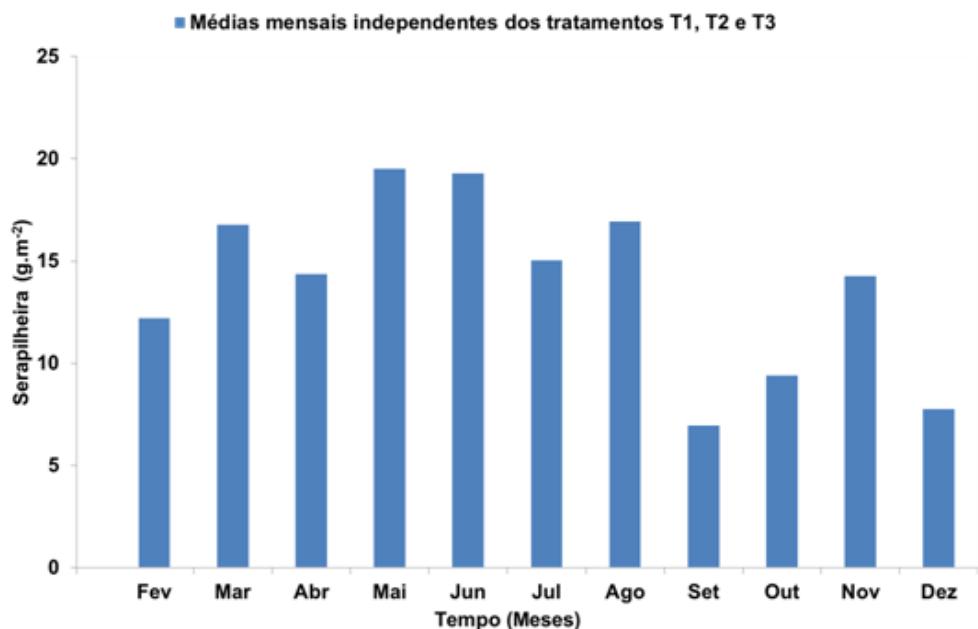


Figura 9. Valores médios da deposição de serapilheira ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) relativos aos meses de coleta (ano de 2012) em três áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

Observando-se os valores médios de deposição de serapilheira, independentes dos tratamentos no ano de 2012, percebeu-se que o maior aporte deste material ocorreu nos meses

de março a agostos (Figura 9), embora esta suposta superioridade não tenha sido estatisticamente comprovada. Ao se observar as precipitações ocorridas neste período (Figura 6), constatou-se serem necessários apenas pouco mais de 200 mm para desencadear um pulso de produção. Percebeu-se ainda variação, quanto ao aporte de serapilheira, variação de aproximadamente $7,0 \text{ g.m}^{-2} - 19,5 \text{ g.m}^{-2}$.

No ano seguinte (2013), observou-se ter sido o aporte de serapilheira inferior ao do ano anterior, variando de $0,0 \text{ g.m}^{-2} - 8,7 \text{ g.m}^{-2}$ (Figura 10).

Em suma, ao se observar as referidas figuras, percebeu-se principalmente que o aporte de serapilheira não seguiu o padrão esperado, ou seja, de revelar uma maior deposição após os meses de chuva. Isto deve ter ocorrido provavelmente por causa do regime de chuvas ocorrido nestes dois anos, que também não seguiu o padrão esperado.

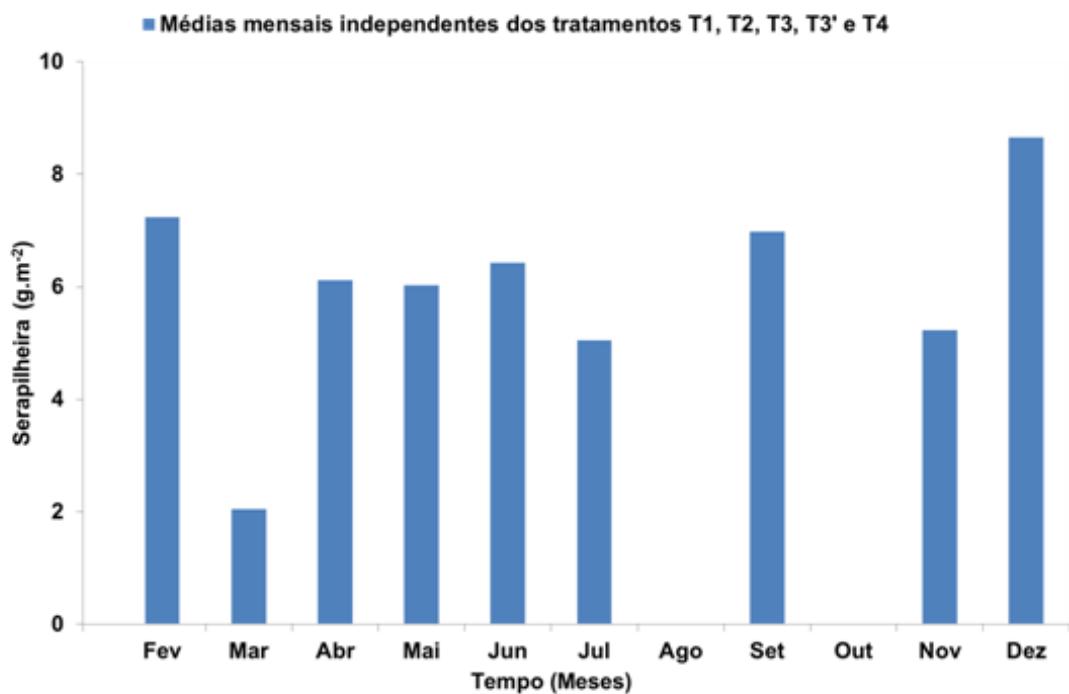


Figura 10. Valores médios da deposição de serapilheira (g.m^{-2}) relativos aos meses de coleta (ano de 2013) em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

Nas Figuras 11 e 12 são exibidos os valores médios de serapilheira por tratamento, por mês.

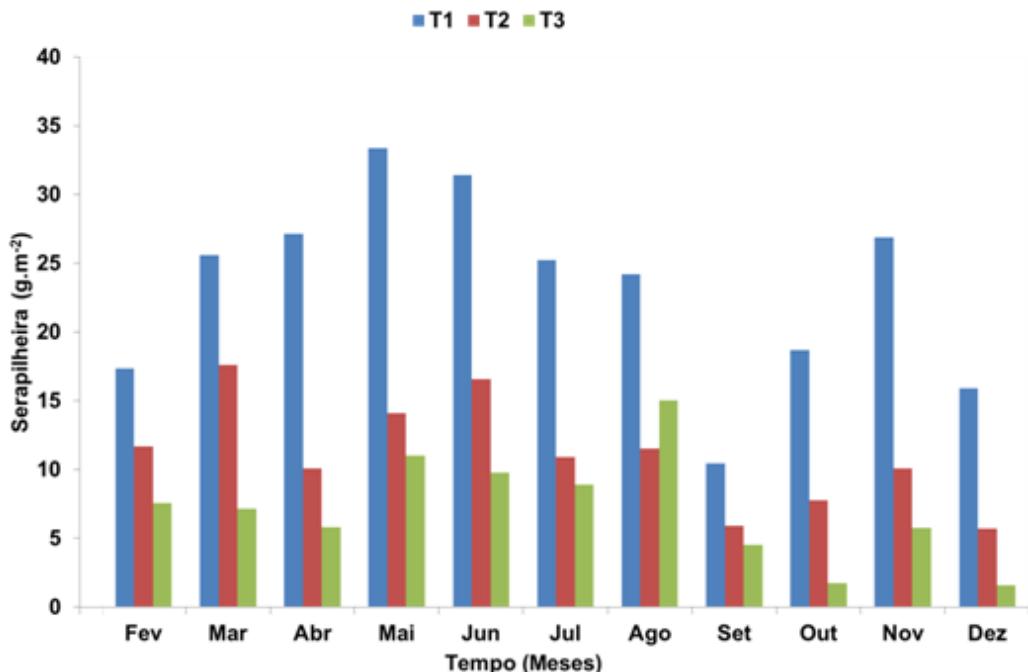


Figura 11. Médias mensais da deposição de serapilheira (g.m^{-2}), em três áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, no ano de 2012.

Observou-se que em todas as quantificações realizadas no ano de 2012 (Figura 11), a DS foi maior em T₁ do que em T₂ e este superior a T₃ (exceto no mês de agosto). Embora tal superioridade não tenha sido comprovada sua significância estatisticamente, talvez, para a Natureza, seja altamente significante, pois, os elementos químicos contidos no interior destas porções de serapilheira, sejam suficientes para ainda garantir o desenvolvimento das plantas que compõem àquelas fitocenoses.

Com relação às quantificações de serapilheira efetuadas no primeiro semestre do ano de 2013 (Figura 12), com pluviosidade igual a 104,1 mm, a quantidade de serapilheira entre os tratamentos foi bem menor do que aquela ocorrida no ano anterior, porém mantendo a tendência T₁ > T₂ > T₃. Na segunda metade do mesmo ano a DS não seguiu a mesma tendência observada anteriormente, possivelmente por causa de alteração no regime pluvial, pois, sem seguir padrão algum, as precipitações ocorridas no verão deste ano (163,9 mm) superaram aquelas ocorridas no inverno do mesmo ano (104,1 mm). Vale a pena mencionar que o ano de 2013 foi um ano seco (268 mm) e que o ano anterior foi mais seco ainda (209,3 mm), ou seja, o ano de 2013 caracterizou-se por uma espécie de extensão do déficit hídrico do

ano anterior. Esta condição pode ter afetado a fenologia das plantas que compõem aquelas áreas, provocando um padrão de deposição diferente do padrão esperado das matas tropicais secas, da serapilheira apresentar maior produção no início da estiagem (SOUTO, 2006; COSTA, et al., 2010).

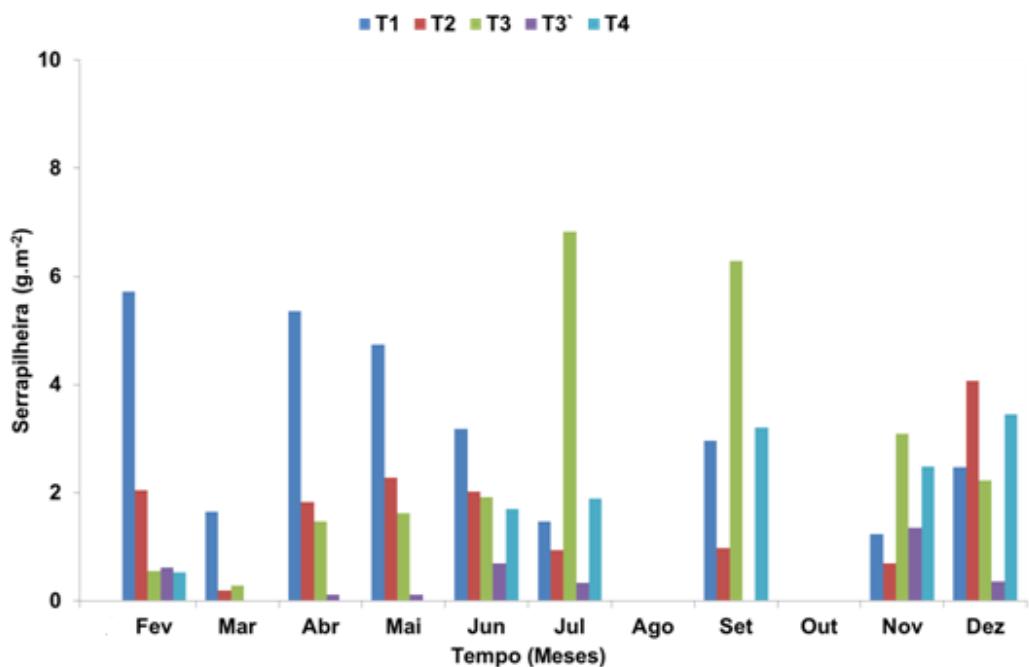


Figura 12. Médias mensais da deposição de serapilheira (g.m^{-2}), em quatro áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, no ano de 2013.

Na Figura 13 é apresentado a DS ocorrida durante o período de chuva e de seca nas três áreas de caatinga estudadas (2012).

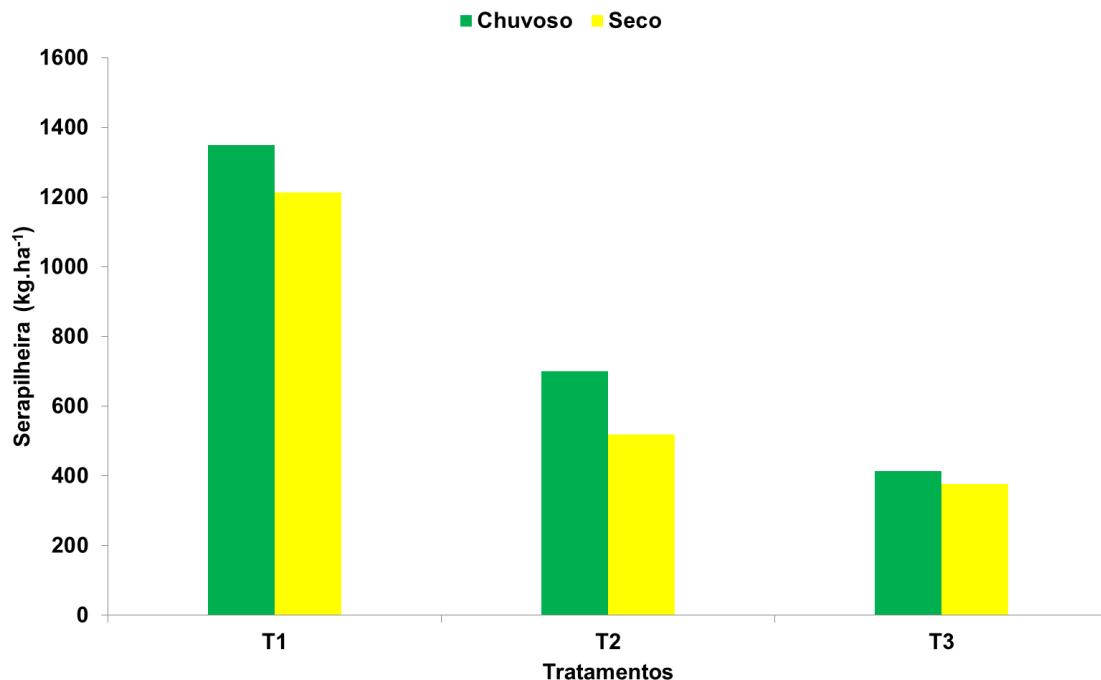


Figura 13. Deposição de serapilheira (kg.ha^{-1}) durante o período de chuva e de seca em três áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, em 2012.

Pelos dados contidos na Figura 13, constata-se, embora sem dispor de comprovação estatística, ser a DS maior no período chuvoso. Observam-se, também, os menores valores registrados na área atualmente menos antropizada (controle). Vale a pena enfatizar que a referida área está sob esta condição (sem pastejo) há muito pouco tempo e que, no passado, a possibilidade dela ter sido mais severamente degradada não pode ficar fora desta análise. É possível que o tempo até então transcorrido não tenha sido suficiente para esta área sinalizar algum marco de recuperação.

Na Figura 14 é apresentado a DS ocorrido durante o período de chuva e de seca nas quatro áreas de caatinga estudadas (2013).

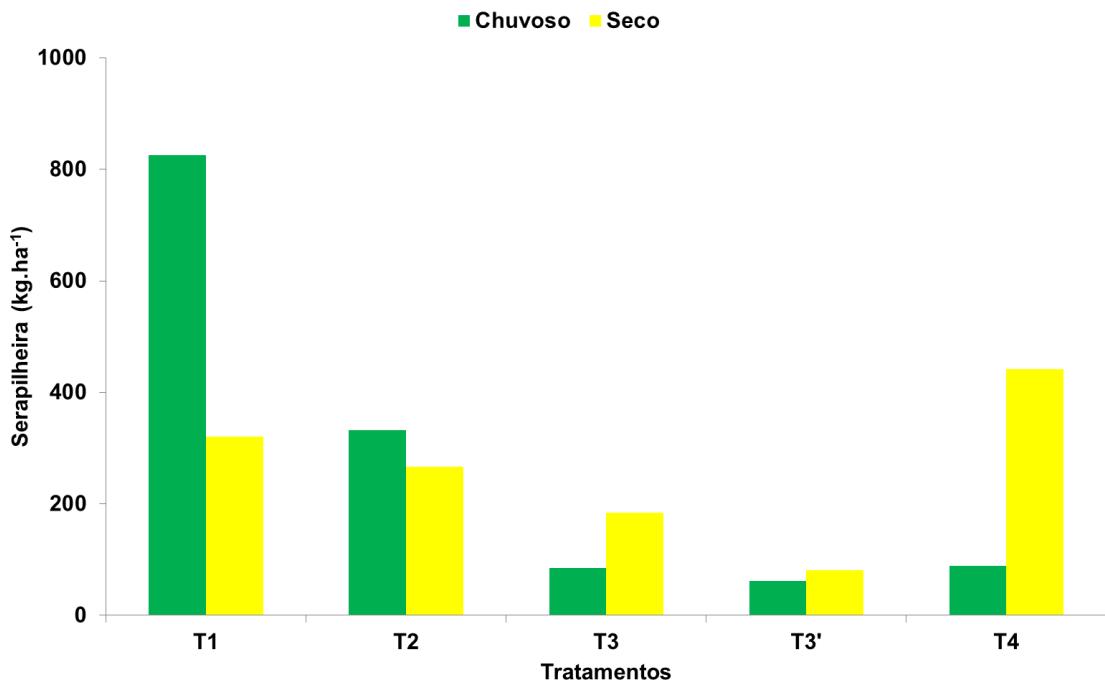


Figura 14. Deposição de serapilheira (kg.ha^{-1}) durante o período de chuva e de seca em quatro áreas de Caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba, em 2013.

À semelhança da DS ocorrida no ano de 2012, e também sem dispor de evidências estatísticas corroborativas, observa-se, na Figura 14, a DS no ano de 2013 ocorrida nos períodos de chuva e de seca.

Comparando-se as quantidades médias de serapilheira obtidas durante o período chuvoso, com pluviosidade de 199,6 mm, com as obtidas durante o período de seca, com pluviosidade de 9,7 mm, durante o ano de 2012, independentemente dos tratamentos, observou-se valores muito próximos um do outro, sendo de $82,132 \text{ g.m}^{-2}$ ($= 821,32 \text{ kg.ha}^{-1}$) e $70,311 \text{ g.m}^{-2}$ ($= 703,11 \text{ kg.ha}^{-1}$), respectivamente.

Analogamente, ao se compararem as quantidades médias de serapilheira obtidas durante o período chuvoso, com pluviosidade de 104,1 mm, com aquelas obtidas durante o período de seca, com pluviosidade de 163,9 mm, durante o ano de 2013, independentemente dos tratamentos, observou-se valores também muito próximos, sendo de $27,861 \text{ g.m}^{-2}$ ($= 278,6 \text{ kg.ha}^{-1}$) e $23,705 \text{ g.m}^{-2}$ ($= 237,05 \text{ kg.ha}^{-1}$), respectivamente.

Como análise geral, pode-se relatar que as quantidades de serapilheira obtidas nos tratamentos T₁, T₂ e T₃, durante 11 meses de coleta no ano de 2012 foram, respectivamente, 2.562,75, 1.220,6 e 789,9 kg.ha^{-1} , os quais correspondem a 2.795,72, 1.331,56 e 861,80 $\text{kg.ha}^{-1.\text{ano}^{-1}}$. No ano seguinte, os valores obtidos para os tratamentos T₁, T₂, T₃, T_{3'} e T₄, foram respectivamente, 1.146,57, 599,13, 268,8 kg.ha^{-1} , 142,74 e 530,12 $\text{kg.ha}^{-1.\text{ano}^{-1}}$.

Os resultados obtidos para os tratamentos T₂ e T₃ em 2012 (pluviôsidade de 209,3 mm) e todos os tratamentos em 2013 (268 mm) foram considerados muito baixos até mesmo para os padrões da região semiárida como um todo que, segundo Costa et al. (2007), variam de 1.500 a 3.000 kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

Em áreas de caatinga de uma unidade de conservação no Rio Grande do Norte, Costa et al. (2010) obtiveram 2.984,5 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, em um ano que havia chovido 542,9 mm. Souto (2006) obteve 1.290,95 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ e 1.947,56 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente no primeiro e no segundo ano de estudos, numa caatinga arbustiva densa e preservada no semiárido da Paraíba. O baixo valor obtido no primeiro ano, segundo o autor, foi devido à baixa pluviôsidade ocorrida naquele ano. Nesta mesma área de caatinga, Alves et al. (2006) obtiveram em apenas dez meses de coleta, resultado ainda menor para os padrões da Caatinga, o qual foi 899,2 kg.ha⁻¹.

Ainda em áreas de Caatinga, Santana (2005) obteve 2.068,5 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de serapilheira em uma área da Estação Ecológica do Seridó, no semiárido do Rio Grande do Norte. Em outra área preservada, onde a vegetação foi classificada como arbustivo-arbórea fechada, no Campus Iguatu-CE, Lopes et al. (2009) obtiveram 2.855,42 kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

Os estudos acima mencionados foram desenvolvidos em áreas de preservação, com valores de serapilheira mais elevados, excetuando-se os estudos de Alves et al. (2006) que, ao contrário dos estudos realizados nesta pesquisa, foram conduzidos em áreas sob pastejo permanente e com histórico de antropização severa. Essas diferenças na produção de serapilheira confirmam o fato deste comportamento mostrar-se útil como eficiente indicador de áreas degradadas, conforme afirmaram Kühl et al. (sem data de publicação) e Martins et al. (2010).

Nos trabalhos antes mencionados são baixas as produções de serapilheira no bioma Caatinga, sobretudo quando comparadas com as de outros biomas brasileiros, onde as condições edafoclimáticas são bem diferentes, merecendo ser comparadas para melhor entender o padrão de produção desta necromassa nos diversos biomas do Brasil.

Em Mata Atlântica secundária, por exemplo, Vidal et al. (2007) obtiveram no interior de fragmentos, no município de Ibiúna-SP, valores de serapilheira variando de 539,3 a 880,6 kg.ha⁻¹, 279,9 a 722 kg.ha⁻¹ e 411,8 a 681,1 kg.ha⁻¹, nos três fragmentos por eles estudados, em apenas dez meses de coleta. Abreu (2006), também estudando a dinâmica da serapilheira em um trecho de Mata Atlântica secundária em área urbana do Rio de Janeiro, registrou produções de serapilheira no fundo de um vale, variando de 9.500 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, 9.700 kg.ha⁻¹.

.ano^{-1} e $10.500 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ nos três anos de monitoramento. Em uma outra área, no mesmo estudo, esse autor obteve produção de 11.300 , 10.400 e $12.900 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ nos três anos de estudo. Portela e Santos (2007), em estudos sobre produção de serapilheira sob efeito de borda em fragmentos de Mata Atlântica, obtiveram valores mais elevados no fragmento maior da mata ($8.900 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ no interior e $7.260 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ na borda) do que em três fragmentos menores ($7.260 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ no interior e $8.760 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, na borda). Cunha et al. (2010) obtiveram em uma Floresta Estacional Decidual do Rio Grande do Sul, 7.760 kg.ha^{-1} . Sanches et al. (2008), no Norte do Mato Grosso, em uma região de transição entre a floresta tropical úmida e o Cerrado, registraram produções de 6.860 e $4.930 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ nos anos de 2002 e 2003, respectivamente. Na Floresta Amazônica, Cambianch (2010), estudando um fragmento de Mata Ciliar, no rio Urupá- RO, obteve $12.700 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, sendo a maior parte desta produção ocorrida no início da estiagem. Também na Floresta Amazônica, Hayashi (2006), estudando a dinâmica de serapilheira em uma cronosequência de florestas no município de Capitão Poço-PA, obteve maior produção anual de serapilheira na floresta primária ($9.810 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) do que nas capoeiras de 6 anos ($7.370 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), de 10 anos ($8.390 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), de 20 anos ($7.880 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e de 40 nos ($8.060 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

Fica claro que a produção de serapilheira é fortemente influenciada pela disponibilidade hídrica, pois as precipitações ocorridas nos diversos biomas citados estão bem acima daquelas que ocorrem no bioma Caatinga.

São muitos os fatores a influenciar a produção de serapilheira nos diversos biomas da biosfera: fertilidade do solo, estrutura da vegetação, clima, composição de espécies da comunidade, estádio sucesional e perturbações antropogênicas (SONGWE et al., 1988; CHLITTER et al., 1993; DELITTI, 1995). A perturbação de habitats, como a abertura de pastos na Caatinga, por exemplo, conduz à rarefação da comunidade e pode modificar, severamente, as condições microclimáticas, causando maior insolação, exposição ao vento e dessecamento (LOVEJOY et al., 1984; LAURANCE et al., 1998, 2002). Essas condições, por sua vez, favorecem a mortalidade de árvores ou a queda de folhas e ramos, resultando num aumento temporário da produção de serapilheira (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995; FOX et al., 1997; FAHRIG, 2003). É bem possível que os maiores valores de serapilheira registrados nas áreas sob pastejo (T_1 e T_2) e não nas áreas sem essa perturbação (T_3 e T_4) sejam, na realidade, um reflexo da mortalidade de suas plantas e não uma consequência de sua maior produtividade e equilíbrio, pois, em termos de clima, fertilidade do solo, estrutura da

vegetação, as áreas estudadas (T_1 , T_2 , T_3 e T_4) estejam relativamente em um mesmo pé de igualdade, por serem áreas com o mesmo histórico de perturbação.

Com relação à diversidade de fatores que podem influenciar a produção de serapilheira, Costa et al. (2007) apostaram na variável precipitação pluvial como o fator climático mais importante. Segundo estes autores, o padrão de deposição de serapilheira é diretamente influenciado pelas mudanças temporais ocorridas no bioma Caatinga. Eles observaram claramente que os períodos de maior deposição desse material ocorrem logo após o final do período chuvoso e início da estiagem. Da mesma forma, Lopes et al. (2009) e Souto (2006) observaram produção massiva de serapilheira na Caatinga na transição fim da estação chuvosa e início da estação seca. Vale a pena enfatizar que esta característica não é apenas exclusiva da Caatinga, mas também de outros ecossistemas, como Florestas Estacionais Semidecíduas, Matas Ciliares e Cerrado, segundo Vital (2002).

Durante os anos em que esta pesquisa foi realizada, as precipitações pluviais nas áreas de estudo foram muito baixas e irregulares no tempo, tendo sido fevereiro o mês de maior precipitação em 2012, e abril em 2013 (Figura 6). Após o mês de fevereiro de 2012, a produção de serapilheira cresceu nos cinco meses seguintes, confirmando as observações de Costa et al., (2007) e Lopes et al. (2009), porém o mesmo não foi observado após o mês de abril de 2013, permanecendo baixa no restante do ano.

Para se compreender este importante comportamento funcional do ecossistema de Caatinga, deve-se atribuir um peso maior e levar-se mais a sério as variáveis precipitação pluvial e a distribuição das chuvas no tempo. Chuvas muito esparsas frustram a produtividade primária, função direta da fotossíntese que, por sua vez, depende de um conforto hídrico mais prolongado. A fertilidade do solo, embora imprescindível ao bom desenvolvimento das plantas, passa a ser menos importante para a produção de serapilheira, pois, na Caatinga, estes apresentam praticamente as mesmas características, ou seja, são em geral jovens, rasos, pouco intemperizados, deficientes em nitrogênio e fósforo (SALCEDO e SAMPAIO, 2008). Na Caatinga, os fatores temperatura e evapotranspiração estas não variam tanto de uma área para a outra ou de um município para o outro. Portanto, fica sem sentido fazer pesquisa sobre a produção de serapilheira em áreas de caatinga sem se referir à precipitação pluvial e à distribuição das chuvas ocorridas durante o ano. É importante enfatizar, também, sobre o local onde os estudos foram conduzidos (se em áreas conservadas ou não), muito embora tais áreas sejam atualmente raras no bioma Caatinga. Se assim os pesquisadores procederem, os estudos

sobre este importante componente funcional do bioma Caatinga parecerão mais consistentes e realistas.

Atualmente fala-se muito em sustentabilidade, uma condição em que a produção do ecossistema (fotossíntese) é balanceada pelo consumo (respiração) e onde a densidade populacional raramente supera a capacidade de suporte do ecossistema (MILLER e SPOOLMAN, 2009), ou ainda, uma condição em que as populações conseguem se manter sob uma dada base de recursos no ecossistema em que vivem (ODUM, 1988). Assim, vale a pena aqui conjecturar sobre a sustentabilidade da Caatinga frente aos avanços do pastejo que a ela vem sendo imputada pelas forças do capitalismo.

Considerando que um caprino consome de 1,5 a 3 % de seu peso vivo em matéria seca (considere-se aqui 2%), e que os animais utilizados no experimento tenham peso médio igual a 35 kg, tem-se, então, um consumo diário por animal de 0,75 kg e, anual, de aproximadamente 274 kg de matéria seca. Multiplicando-se este valor por 3 e 1,5, que são as densidades de caprinos por hectare nos tratamentos T₁ e T₂, têm-se um consumo por tratamento igual a 822 e 411 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, respectivamente. Sabe-se que as folhas compõem aproximadamente 65 % da serapilheira produzida na Caatinga (embora possa atingir valores mais elevados), conforme observaram Costa et al. (2007) e Souto (2006), e que esta fração da serapilheira é a que os caprinos preferencialmente se alimentam, têm-se então, no ano de 2012, em T₁, 1.817 kg de folhas (ou seja, 65% de 2.562,75 kg.ha⁻¹.ano⁻¹); em T₂, 865,5 kg de folhas (ou seja, 65% de 1.220,6 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) e em T₃, 560,2 kg de folhas (ou seja, 65% de 861,80 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), respectivamente.

Com relação aos aportes de serapilheira no ano seguinte, que foram bem menores, e efetuando-se os mesmos cálculos, teve-se em T₁, 745,3 kg de folhas (60 % de 1.146,57 kg.ha⁻¹.ano⁻¹); T₂, 389,4 kg de folhas (60% de 599,13 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), T₃, 174,7 kg de folhas (60% de 268,8 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), T₃, 92,88 kg (65% de 142,74 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) e T₄, 344,8 kg de folhas (60% de 530,12 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), respectivamente. Pode-se conjecturar ainda, embora sem dispor de valores quantitativos, que um percentual dessas folhas não seja comestível, por serem tóxicas, inapetecíveis, impalatáveis ou simplesmente por terem assumido a forma de espinhos, como nas cactáceas, reduzindo ainda mais a fração do percentual de serapilheira que poderia servir de alimento para os rebanhos.

Assim, considerando-se as densidades de caprinos nos tratamentos T₁ e T₂ (3 e 1,5 indivíduos.ha⁻¹, respectivamente) e considerando-se o consumo anual de serapilheira nos referidos tratamento (822 e 411 kg.ha⁻¹.ano⁻¹), percebe-se que em 2013 a produção de

serapilheira foi inferior ao consumo desse animais nas referidas áreas (745,3 e 389,4 kg. ha⁻¹.ano⁻¹ de serapilheira, respectivamente), ou seja, a capacidade de suporte foi excedida e tal fenômeno pode gerar focos de desertificação concentrados nas áreas e difusos na região. Fica implícita a necessidade de conhecimentos sobre a capacidade de suporte das caatingas para o manejo sustentável de caprinos a ser nela adotado, bem como para as tomada de decisões em planos de conservação e manejo desses rebanhos no Cariri paraibano.

Na Tabela 3 são apresentadas as análises estatísticas não-paramétricas e uma comparação múltipla dos valores médios dos escores relativos aos tratamentos nas coletas do ano de 2013.

Tabela 3. Análises estatísticas não-paramétricas (KRUSKAL-WALLIS, 1952) e comparações múltiplas das médias dos postos de serapilheira em relação aos tratamentos em cada coleta no ano 2013.

| Colheita de referência | G.L. | Valor h obtido para a estatística H do teste de Kruskal-Wallis | Nível de significância do teste $Pr\{\chi^2_{(4)} \geq h\} < p$ | Comparação dos valores médios dos escores relativos aos tratamentos [d.m.s.(5%)=30,602] | | | | |
|------------------------|------|--|--|--|---------|----------------|----------------|----------------|
| | | | | H | p-valor | T ₁ | T ₂ | T ₃ |
| Janeiro | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Fevereiro | 4 | 6,347 | 0,1747 | 89,4a | 65,7a | 77,8a | 73,5a | 71,2a |
| Março | 4 | 16,360 | 0,0026 | 84,7a | 71,5a | 83,3a | 69,0a | 69,0a |
| Abri | 4 | 57,665 | 0,0001 | 109,7a | 85,8a | 86,9a | 53,7b | 41,5b |
| Maio | 4 | 59,796 | 0,0001 | 106,7a | 93,2ab | 80,8ab | 54,4bc | 42,4c |
| Junho | 4 | 5,964 | 0,2018 | 87,7a | 80,3a | 74,2a | 62,7a | 72,7a |
| Julho | 4 | 15,761 | 0,0034 | 70,9b | 73,2ab | 94,0a | 55,4b | 84,0ab |
| Agosto | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Setembro | 4 | 33,180 | 0,0001 | 84,5ab | 67,1ab | 97,4a | 44,5b | 84,1a |
| Outubro | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Novembro | 4 | 16,029 | 0,0030 | 69,5b | 64,6a | 91,0a | 61,5a | 90,9a |
| Dezembro | 4 | 21,794 | 0,0002 | 92,1a | 77,0ab | 67,7ab | 48,3b | 90,5a |

Obs.: Escores médios seguidos das mesmas letras não diferem estatisticamente entre si, ao nível de 5% de significância (dentro de cada mês).

As análises estatísticas não-paramétricas realizadas para a variável resposta DS não diferiram estatisticamente ao nível de 5% de significância, entre os tratamentos, durante os meses de fevereiro, março e junho. Meses estes que historicamente marcam o auge do período chuvoso (Figura 5), embora tenha chovido muito pouco neste período, sobretudo nos meses de fevereiro e março (Figura 6). É bem possível que a serapilheira depositada neste período seja uma consequência da produtividade primária ocorrida nos meses de novembro e dezembro do ano anterior, proporcionada pelas chuvas.

Nos demais meses, a serapilheira depositada não seguiu um comportamento padrão entre os tratamentos, variou a deposição deposição entre els. Esse comportamento foi, certamente, devido aos baixos índices de pluviosidade, nos dois anos em que a pesquisa foi realizada e à alta variabilidade das chuvas no tempo. Estes dois fenômenos podem ter afetado a produção de serapilheira.

Nos meses de janeiro, agosto e outubro não houve registro de produção de serapilheirade.

4. CONCLUSÕES

- Não foram encontradas evidências suficientes para se teorizar os efeitos das densidades de caprinos (tratamentos), das épocas de avaliação e das precipitações sobre a deposição de serapilheira no ano de 2012 e 2013;
- A deposição anual de serapilheira em 2012, nos tratamentos T_2 e T_3 e no ano de 2013, em todos os tratamentos, foram muito baixas, até mesmo para os padrões da Caatinga;
- A deposição anual de serapilheira em 2012, no tratamento T_3 e em 2013, em todos os tratamentos, foram inferiores ao consumo anual dos caprinos;
- Os baixos valores de serapilheira obtidos quando comparados aos obtidos em áreas de caatingas preservadas parecem servir de bons indicadores ecológicos de áreas degradadas ou sinalizadores de distúrbios, podendo subsidiar planos de manejo florestal bem como de indicadores de áreas degradadas pelo superpastejo.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, J.R.S.P. **Dinâmica da serapilheira em um trecho de Floresta Atlântica Secundária em área urbana do Rio de Janeiro.** 2006. 76f. Dissertação (Mestrado em Ciências), Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2006.

AGUIAR, J.; LACHER JUNIOR, T.E.; DA SILVA, J.M.C. The Caatinga. In: MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; ROBLES GIL, P.; PILGRIM, J.; FONSECA, G.A.B.; BROOKS, T.; KONSTANT, W.R. (Eds.). **Wilderness. Earth's last wild places.** Cemex: Agrupación Serra Madre. P. 174-181, 2002.

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

ANDRADE, L.A.; REIS, M.G.; REIS, G.G. Classificação ecológica do Estado da Paraíba: interpolação de dados climáticos por aproximação numérica. **Revista Árvore**, v. 23, n. 1, p. 23-32, 1999.

BAKKE, O.A.; FILHO, J. M. P.; BAKKE, I. A.; CORDÃO, M. A. Produção e utilização da forragem de espécies lenhosas da Caatinga. In: GARIGLIO, M. A; SAMPAIO, E. V. S. B; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 369p.

BARTLETT, M.S. **Properties of sufficiency and statistical tests**. Proceedings of the Royal Society of London, serie A, London, v. 160, p. 268-282, 1937.

BOX, G.E.P.; COX, D.R. **An analysis of transformations** (whith discussion). Journal of the Royal Statistical Society. (B), v. 26, n. 2, p. 211-252, 1964.

CAMBIANCH, G.M. **Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, (Rondônia)**, 2010. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

CARREIRA, R.C.; RONDON, J.N.; ZAIDAN, L.B.P. **Produção de serrapilheira em uma área de cerrado de Mogi Guaçu, SP**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2006. 11 p.

CHAVES, L. H. G.; CHAVES, I. B.; VASCONCELOS, A. C. F. **Salinidade das águas superficiais e suas relações com a natureza dos solos na Bacia Escola do açude Namorados**. Campina Grande: BNB/UFPB, 54p, 2000. (Boletim Técnico).

COSTA, C.C.A.; CAMACHO, R.G.V.; MACEDO, I.D.; SILVA, P.C.M. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em áreas de caatinga na FLONA de Açu-RN. **Revista Árvore**, v. 34, n. 2, 2010.

COSTA, C.C.A.; SOUZA, A.M.; SILVA, N.F.; CAMACHO, R.G.V.; DANTAS, I. M. Produção de Serapilheira na Caatinga da Floresta Nacional do Açu-RN. **Revista Brasileira de Biociência**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 246-248, 2007.

CUNHA, G.C.; GRENDENE, L.A.; DURLO, M.A.; BRESSAN, D.A. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. **Ciência Florestal**, v. 3, n. 1, p. 35-64, 1993.

DELITTI, W.B.C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 469-486, 1995.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FERNANDES, M.M.; PEREIRA, M.G.; MAGALHÃES, L.M.S.; CRUZ, A.R.; GIÁCOMO, R.G. Aporte e decomposição da serrapilheira em área de floresta secundária, plantio de sabiá

(*Mimosa caesalpinieafolia* Benth). e andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na Flona Mario Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 2, p. 163-175, 2006.

FOX, B.J.; TAYLOR, J.E.; FOX, M.D.; WILLIAMS, C. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. **Biological Conservation**, v. 82, p. 1-13, 1997.

GARIGLIO, M.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CESTARO, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro. 2010, 368p.

HAYASHI, S.N. **Dinâmica da serapilheira em uma cronomossecuência de florestas no município de Capitão Poço-PA**. 2006. 75f. Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade Federal Rural da Amazônia e Museu Paraense Emílio Goeldi. 2006.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the razilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**. 5:173-185, 1989.

KRUSKAL, W.H.; WALLIS, W.A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583-661, 1952.

KÜHL, A.S.; PUPIN, B.Z.; ILARIO, V.E.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. Uso do aporte de serapilheira de uma floresta ombrófila densa em quatro estágios sucessionais como indicador de restauração florestal na Cidade de Sete Barras-SP. Anais – 4º Simpósio de Tecnologia em Meio Ambiente e Recursos Hídricos – FATEC – Jahu, p.183-192. (sem data de publicação).

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; MERONA, J.R.; LAURANCE, S.G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, p. 2032-2040, 1998.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605-618, 2002.

LEITE, A.V.L.; MACHADO, I.C. Biologia reprodutiva da "catingueira" (*Caesalpinia pyramidalis* Tul., Leguminosae-Caesalpinoideae), uma espécie endêmica da Caatinga. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 1, p. 79-88, 2009.

LEITE, A.V.L.; MACHADO, I.C. Reproductive biology of woody species in Caatinga, a dry forest of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 74, p. 1374-1380, 2010.

LEVENE, H. Robust Test for Equality of Variances, in I.O. et al., ed., 'Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling', Stanford University Press, California, United States, pp. 278-292, 1960.

LOPES, J.F.B; ANDRADE, E.M.; LOBATO, F.A.O; PALÁCIO, H.A.Q.; ARRAES, F. D. D. Deposição e decomposição de serapilheira em áreas de Caatinga. **Revista Agro@mbiente on-line**, v. 3, n. 2, p. 72-79, 2009.

LOVEJOY, T.E.; RANKIN, J.M.; BIERREGAARD, R.V.O.; BROWN, K.S.; EMMONS, L.H.; VAN DER VOORT, M. E. Ecosystem decay of Amazon forest fragments. In *Extinctions* (M.H. Nitecki, ed.). University of Chicago Press, Chicago, p. 296-325, 1984.

MAIA, G.N. **Caatinga árvores e arbustos e suas utilidades**. São Paulo: D&Z Computação, 2004.

MARTINS, C.M.; GALINDO, I.C.L; SOUZA, E.R.; POROCA, H.A. Atributos químicos e microbiológicos do solo de áreas em processo de desertificação no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 34, p. 1883-1890, 2010.

MENDES, B.V. **Biodiversidade e desenvolvimento sustentável do semi-árido**. Fortaleza: SEMACE, 1997, 108p.

MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; GONGO, V.; PÉREZ-MARIN, A.M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, 2012.

MILLER, G.T.Jr.; SPOOLMAN, S.E. Living in the environment. Concepts, connections and solutions. 16th ed. Belmont, Brooks/Cole e Cengage Learning, 674p. + Suplements, 2009.

MOÇO, M.K.S.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; CORREIA, M.E.F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p.555-564, 2005.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.

NOY-MEIR. **Desert Ecosystems**: Environment and Producers. Annual Review of Ecology and Systematic, v. 4, p. 25-51, 1973.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434p.

PORTELA, R.C.Q; SANTOS, F.A.M. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 271-280, 2007.

PORTES, M.C.G.O.; KOEHLER, A.; GALVÃO, F. Variação sazonal de deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro do Anhangava – PR. **Floresta**, v. 26, p. 3-10, 1996.

RENCHER, A.C.; CHRISTENSEN, W.F. **Methods of Multivariate Analysis**. 3. Ed. John Wiley & Sons. Inc. Hoboken, New Jersey. 2012. 758p.

SAMPAIO, E.V.S.B. - **Caracterização do Bioma Caatinga**. In GARILIO, M.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.S.; CESTARO, L.A. & KAGEYAMA, P.Y. (Org.) – **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368p.

SAMPAIO, E.V.S.B.; SAMPAIO, Y. **Desertificação:** conceito, causa, consequência e mensuração. Recife: Ed. Universitária UFPE, 2002. 85p.

SANCHES, L; VALENTINI, C.M.A.; BIUDES, M.S.; NOGUEIRA, J.S. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serapilheira em floresta tropical de transição. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 183-189, 2009.

SANTANA, J.A.S.; VILAR, F.C.R.; SOUTO, P.C.; ANDRADE, L.A. Acúmulo de serapilheira em plantios puros e em fragmento de mata atlântica na Floresta Nacional de Nísia Floresta-RN. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 59-66, 2009.

SANTANA, J.A.S. **Caracterização florística, fitossociológica e dinâmica da ciclagem de nutrientes em áreas de Caatinga no Rio Grande do Norte, Brasil.** (Tese Doutorado), Universidade Federal da Paraíba – UFPB- Areia/PB, 180f. 2005.

SCHLITTLER, F.H.M.; MARINIS, G.; CÉSAR, O. Produção de serapilheira na floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema – SP. **Naturalia**, v. 18, p. 135-147, 1993.

SCORIZA, R.N.; PEREIRA, M.G.; PEREIRA, G.H.A.; MACHADO, D.L.; SILVA, E.M.R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 01-18, 2012.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test of normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 34, p. 591-611, 1965.

SILVA, C.J.; LOBO, F.; BLEICH, M.E.; SANCHES, L. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta amazônica**, v. 39, n. 3, p. 591-600, 2009.

SILVA, C.J.; SANCHES, L.; BLEICH, M.E.; LOBO, F.A.; NOGUEIRA, J.S. Produção de serapilheira no Cerrado e Floresta de transição Amazônia – Cerrado do centro-oeste brasileiro. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 4, p. 543-548, 2007.

SILVA, F.B.R.; RICHÉ, G.R.; TONNEAU, J.P.; SOUZA NETO, N.C.; BRITO, L.T.L.; CORREIA, R.C.; CAVALCANTI, A.C.; SILVA, A.B.; ARAÚJO, F.J.; LEITE, A.P. Zoneamento agroecológico do Nordeste: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico. Petrolina: EMBRAPA-CPTSA, 1993. 2 v.

SONGWE, N.C.; FASEHUN, F.E.; OKALI, D.U.U. Litterfall and productivity in a tropical rain forest, Southern Bankundu Forest, Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, p. 25-37, 1988.

SOUTO, P.C. **Acumulação e decomposição da serapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de caatinga na Paraíba, Brasil.** 2006. 150f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia.

SUNDARAPANDIAN, S.M.; SWAMY, P.S. Litter production and leaflitter decomposition of selected tree species intropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, v. 5, n. 123, p. 231-244, 1999.

VIDAL, M.M.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; METZGER, J.R. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 521-532, 2007.

VITAL, A.R.T. **Caracterização hidrológica e ciclagem de nutrientes em fragmento de mata ciliar em Botucatu, SP.** 2002. 117 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP.

VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K.; FONSECA, R.C.B. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

CAPÍTULO 3

BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANAS EM ÁREAS DE CAATINGA SOB DIFERENTES DENSIDADES DE CAPRINOS NO CARIRI PARAIBANO, BRASIL

Biomassa e atividade microbianas em áreas de caatinga sob diferentes densidades de caprinos no Cariri Paraibano, Brasil

RESUMO – O crescente aumento populacional tem迫使 o homem a exigir cada vez mais dos recursos naturais. Esta exigência vem causando degradação a muitas áreas outrora produtivas. Frente aos avanços dessas áreas, torna-se imperativa a busca de elementos, preferencialmente menos onerosos e de fácil aquizição, que possam ser utilizados como indicadores dos estádios dessa degradação. Sendo assim, objetivou-se investigar alguns parâmetros microbiológicos de solos, visando sua utilização como indicadores ecológicos de ambientes degradados ou em processo de desertificação, em áreas de caatinga sob diferentes densidades de caprinos, no Cariri da Paraíba. O estudo foi realizado na Fazenda Experimental Bacia Escola ($7^{\circ} 24' S$; $36^{\circ} 32' W$), em São João do Cariri-PB. A densidade de caprinos foi de $3 \text{ animais.ha}^{-1}$ e $1,5 \text{ animais.ha}^{-1}$, nas áreas I e II, respectivamente; e sem animais nas áreas III e IV. Foram plotadas 30 parcelas de $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ em cada área experimental, distribuídas ao longo de três linhas de faixas semiparalelas. Durante dois anos foram, a cada 45 dias, determinadas a atividade decompositora dos micro-organismos (AD), a biomassa microbiana (BM), a respiração basal (RB), o quociente metabólico (qCO_2) e a relação do carbono microbiano como parte do carbono orgânico total do solo ($C_{mic} : C_{org}$). A atividade decompositora foi estimada a partir de taxas de decomposição celulolítica, utilizando-se saquinhos de náilon com abertura de malha de $45 \mu\text{m}$, enterrados a $20,0 \text{ cm}$ de profundidade no solo. A BM e a RB foram estimadas a partir do método de fumigação-incubação, sendo o qCO_2 e o $C_{mic} : C_{org}$ determinados a partir dos valores de BM e RB calculados. Também foram feitas análises de solo das áreas estudadas. Para se avaliar os efeitos dos níveis dos tratamentos T_1 , T_2 , T_3 (ano de 2012) e T_1 , T_2 , T_3 e T_4 (ano de 2013), sobre a variável resposta atividade decompositora (AD), foi realizada uma análise de variância univariada considerando um delineamento inteiramente casualizado com medidas repetidas no tempo (a cada 45 dias), com 30 repetições por tratamento. O plano experimental usado para a coleta das informações relativas aos dados de BM, AR, qCO_2 e $C_{mic} : C_{org}$ foi compatível com um delineamento em blocos casualizados (ou experimento com dois fatores sem interação) em que as épocas de avaliação foram consideradas como sendo os ambientes homogêneos (ou blocos) e em cada uma delas foi instalado um conjunto completo de tratamentos. Com base em análises de química e fertilidade, no solo da área III o pH estava mais próximo da neutralidade e eram mais altos os teores dos macronutrientes P, K, Ca e Mg e os valores de CTC, V% e SB do que no solo das áreas I, II e IV, sugerindo serem mais propícias as condições daquela área ao desenvolvimento de pastagens introduzidas ou de reabilitação da vegetação nativa. Os resultados de AD não foram úteis como indicadores biológicos de áreas degradadas pelo pastejo caprino, pois em algumas épocas de avaliação, AD foi maior nos tratamentos T_1 e T_2 e em outras, nas testemunhas (T_3 e T_4). Os parâmetros microbiológicos BM, RB, qCO_2 e relação $C_{mic} : C_{org}$ (2012) e BM e $C_{mic} : C_{org}$ (2013) foram sensíveis à degradação pelo pastejo, podendo ser utilizados como indicadores ecológicos de áreas degradadas.

Palavras-chave: Semiárido, Desertificação, Microbiota edáfica, Indicadores ecológicos.

Biomass and microbial activity in areas of caatinga under different densities of goats in the Paraiban Cariri, Brazil

ABSTRACT - The population growth has forced the man to require more and more of the surrounding fields. This requirement has led to the degradation of many areas once productive. Considering the advances of these areas, it is imperative to search for less costly and easy acquisition elements, which can be used as indicators of the stages of this degradation. Thus, the objective here was to investigate some microbiological parameters of soils, aiming their use as ecological indicators of degraded environments or in process of desertification, in areas of caatinga, under different densities of goats, in the Cariri of the Northeastern state of Paraíba. The study was carried out at the Experimental Farm School Bay ($7^{\circ} S 24' S$; $36^{\circ} 32' W$), in São João do Cariri-PB. The density of goats was of 3 animals/ha and 1.5 animal/ha, in the areas I and II, respectively; and no animals in the areas III and IV. Thirty plots of $10\text{ m} \times 10\text{ m}$ in each experimental area were plotted and distributed over three lines of semi-parallel tracks. For two years, in each 45 days, it was determined the decomposition activity of microorganisms (AD), microbial biomass (BM), the basal respiration (RB), the metabolic quotient (C_{mic}) and the relationship of microbial carbon as part of the total soil organic carbon ($C_{mic} : C_{org}$). The decomposition activity was estimated from rates of cellulolytic decomposition, using nylon bags with $45\text{ }\mu\text{m}$ mesh opening, buried at 20.0 cm deep in the soil. The BM and the RB were estimated from the method of fumigation-incubation, which qCO_2 and $C_{mic} : C_{org}$ were determined from the BM and RB calculated values. Soil analyses were also made on the studied areas. In order to check the effects of the treatment levels T_1 , T_2 , T_3 (year 2012), and T_1 , T_2 , T_3 and T_4 (year of 2013), on the variable response to the decomposition activity (AD), it was realized an analysis of univariate variance, considering a completely randomized design, with measurements repeated in time (every 45 days), with 30 repetitions per treatment. The experimental plan used for the collection of information concerning data of BM, AR, qCO_2 and $C_{mic} : C_{org}$ was compatible with a randomized block design (or experiment with two factors without interaction) in which the times of assessment were considered as being homogeneous environments (or blocks) and in each one of them it was installed a complete set of treatments. Fertility and chemical analysis revealed that the soil of the area III presented the pH closer to neutrality, as well as the concentrations of macronutrients (P, K, Ca and Mg), CTC values V% and SB were larger than in the soil of the areas I, II and IV, suggesting that the soil of area III presents the best conditions for the development of introduced pasture or rehabilitation of native vegetation. The results of AD were not useful as biological indicators of areas degraded by grazing goats, because in some evaluation times AD was bigger in treatments T_1 and T_2 and, in others, in the witnesses (T_3 and T_4). The microbiological parameters BM, RB, qCO_2 , $C_{mic} : C_{org}$ relation (2012), BM and $C_{mic} : C_{org}$ (2013) were sensible to degradation by grazing, and can be used as ecological indicators of degraded areas.

Keywords: Semi-arid, Desertification, Soil microbiota, Ecological indicators.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional humano tem exigido cada vez mais alimentos do campo circundante e, consequentemente, a expansão da fronteira agrícola e da pecuária passou a ser uma necessidade cada crescente. De acordo com GRAZIANO NETO (1986), para atender a essa exigência, a tão aclamada moderna agricultura reuniu um amplo elenco de práticas ambientalmente incorretas, economicamente duvidosas e socialmente injustas.

A adoção dessas práticas tem causado profundas alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos, transformando áreas outrora produtivas em áreas degradadas e de difícil recuperação. Esta degradação tem como consequência a redução da produtividade devido à perda de solos e de seus constituintes orgânicos, inorgânicos e biológicos.

Hodiernamente, segundo Gama-Rodrigues e De-Polli (2000), a ciência do solo tem como maior desafio investigar a relação existente entre o funcionamento sustentável do ecossistema e os níveis de atividade biológica nele encontrados. Dentro desta perspectiva a medida mais prática do “status biológico” do solo é a biomassa microbiana e sua atividade. Desta maneira, segundo os referidos autores, o estudo deste comportamento vivo deve se tornar prática rotineira em estudos de ciclagem da matéria orgânica e de nutrientes, tendo como enfoque a sua contribuição na decomposição e mineralização da necromassa e, consequentemente, na fertilização do solo.

No semiárido do Nordeste brasileiro, onde a pecuária tem maiores chances de desenvolvimento e sustentabilidade que a agricultura, a degradação dos recursos naturais também tem sido provocada pelo aumento da intensidade de uso do solo e redução da cobertura vegetal nativa (MENEZES e SAMPAIO, 2002), como também, pela prática do pastejo permanente, muitas vezes com taxa de lotação acima da capacidade de suporte do ecossistema (SAMPAIO, 2010).

De acordo com MARTINS et al. (2010), muitas são as áreas do semiárido brasileiro que se encontram em processo de degradação, decorrentes de causas naturais ou provocada pelo homem, fazendo-se necessária a utilização de ferramentas, preferencialmente de baixo custo, que indiquem os estádios dessa degradação, a fim de viabilizar um manejo adequado e a recuperação dessas áreas.

Dentre os indicadores do solo capazes de representar a comunidade microbiana, o C microbiano se destaca devido à sua relação com a matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (DE-POLLI e GUERRA, 1999).

Atualmente, poucos são os trabalhos envolvem variáveis microbianas de solos na região semiárida visando à sua utilização como indicadores de áreas em processo de degradação, de modo a fornecer subsídios para a prevenção desse processo e contribuir para a elaboração de estratégias de recuperação de áreas já degradadas.

Objetivou-se nesta pesquisa alisar a variabilidade de atributos microbianos de solos, visando sua utilização como indicadores de ambientes degradados ou em processos de degradação, em áreas de Caatinga sob diferentes densidades de caprinos na região semiárida do Cariri da Paraíba.

2. MATERIAL E MÉTODO

2.1. Localização das áreas de estudo

Os estudos foram realizados na Estação Experimental Bacia Escola, de propriedade da Universidade Federal da Paraíba ($7^{\circ} 23' 30''$ S e $36^{\circ} 31' 59''$ W), administrada pelo Centro de Ciências Agrárias (CCA), localizada no município de São João do Cariri-PB, microrregião do Cariri Oriental, mesorregião da Borborema Central (Figura 1).

O município de São João do Cariri-PB se caracteriza pela elevada semiaridez, baixo índice pluviométrico e acentuado déficit hídrico (ANDRADE et al., 1999).

Os LUVISSOLOS Crônicos Vérticos, os VERTISSOLOS e os NEOSSOLOS líticos, são os solos predominantes na Bacia Escola (CHAVES et al., 2000). As texturas predominantes nas áreas experimentais são franco arenosa e franco argiloarenosa.

No primeiro ano de pesquisa (2012) foram utilizadas três áreas experimentais (T_1 , T_2 e T_3) e no segundo ano, quatro áreas (T_1 , T_2 , T_3 e T_4). Estas áreas são uma subdivisão de uma área maior, não havendo praticamente diferenças entre elas do ponto de vista fitofisionômico. Ao longo dos anos elas sofreram as mesmas interferências antrópicas (corte de madeira, cultivo de subsistência, pastejo extensivo, e outros). Atualmente elas são constituídas de Caatinga arbórea-arbustiva, aberta e, nas áreas I e II, sob o pastejo permanente de caprinos.

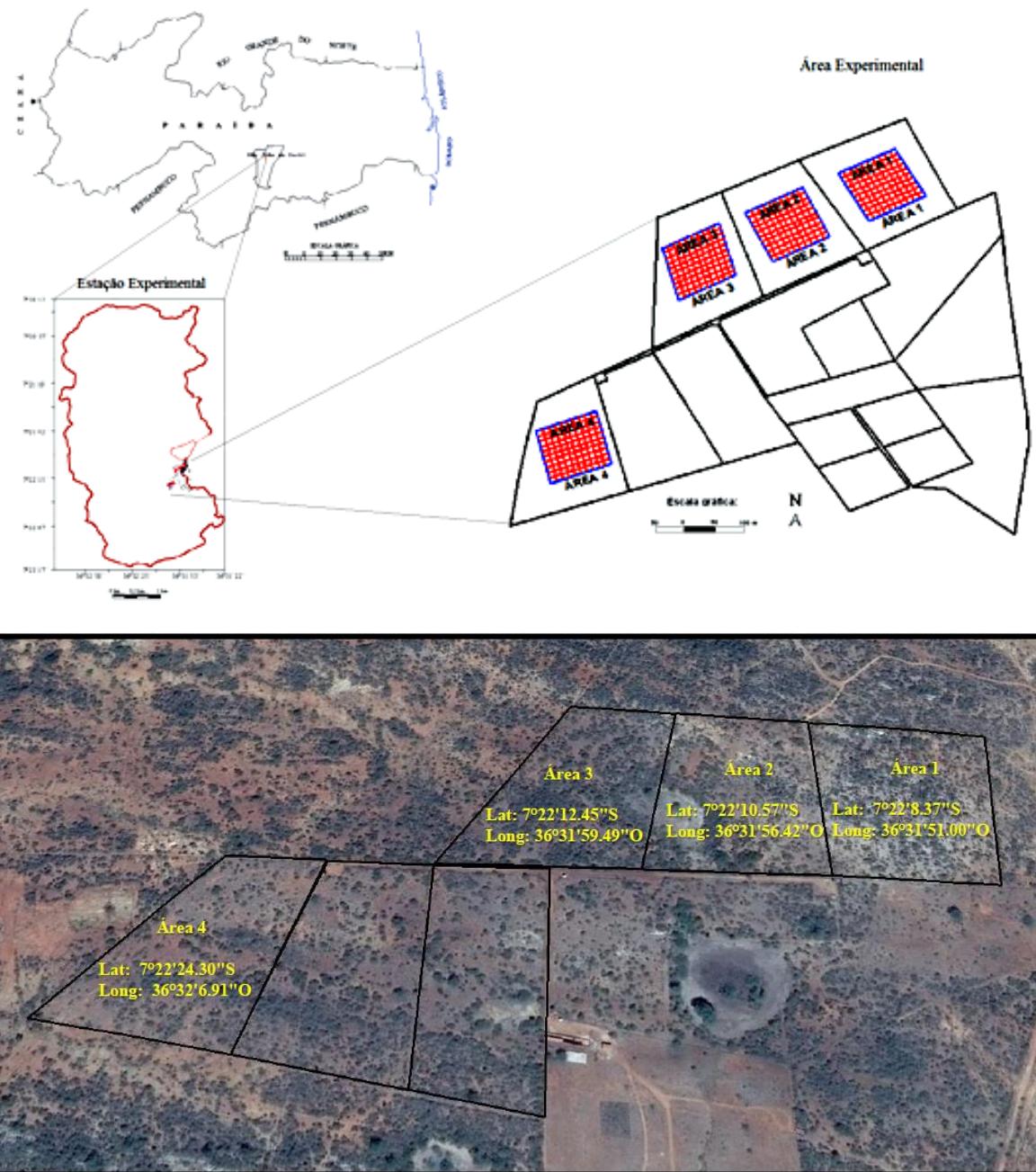


Figura 1. Mapa do Estado da Paraíba, com ênfase para as áreas experimentais localizadas na Fazenda Experimental Bacia Escola, município de São João do Cariri, Paraíba.

Para avaliar os efeitos do pastejo sobre a microbiota edáfica, foram adotados os seguintes tratamentos: T₁ (10 animais/3,3 ha; \approx 3 animais/ha), T₂ (5 animais/3,34 ha; \approx 1,5 animais/ha), T₃ e T₄ (Controle – 3,3 ha, sem animais).

Os caprinos utilizados no experimento (indivíduos masculinos, adultos sem padrão de raça definido) permaneceram nas áreas do início ao fim dos experimentos (2012 e 2013). Estes foram substituídos sempre que necessário (por motivos de morte, doenças ou outras causas). Estas condições experimentais foram implantadas em agosto de 2007 e, desde então,

os caprinos têm se alimentado apenas de material vegetal proveniente da própria Caatinga (inclusive de serapilheira), porém recebendo uma suplementação diária de 1,5 a 3% de seu peso vivo em ração preparada (farelos, xerém, ureia, etc.).

2.2. Análises de solos: química e fertilidade

Das amostras de solo coletadas para as análises microbiológicas (biomassa e atividade microbianas) foram retiradas sub-amostras para as análises de química e fertilidade. Estas amostras foram coletadas do horizonte mineral (0-20,0 cm) de quinze parcelas de cada área experimental, adotando-se o critério de coleta do tipo parcelas alternadas. Tomou-se o cuidado de não coletar solos daqueles locais conhecidos por áreas de dormidas (ambientes de onde os caprinos partem e para onde retornam após satisfazerem suas necessidades diárias), por serem tais locais ricos em esterco e urina. As análises foram efetuadas no Laboratório de Solos, pertencente ao Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, Campus III, Areia-PB.

2.2.1. Coleta e tratamento das amostras de solo para a determinação da biomassa e da atividade microbianas

As amostras de solo foram coletadas do horizonte mineral, na profundidade de 0-20,0 cm, tendo-se o cuidado de afastar toda serapilheira superficial (folhas, galhos e outras partes caídas das plantas) até atingir o referido horizonte. Foram coletadas quinze amostras por área, adotando-se o critério de coleta em parcelas alternadas, em todas as áreas experimentais. As amostras foram colocadas em sacos plásticos, tomando-se cuidado de deixar bastante ar em seu interior para manter o suprimento de oxigênio para as populações microbianas nele contidas. Os sacos, após etiquetados, foram levados para o laboratório e as amostras foram imediatamente processadas.

Em laboratório as amostras foram homogeneizadas e peneiradas (< 2 mm) sem forçar a passagem do solo e, utilizando-se de uma pinça, toda a matéria orgânica visível (fragmentos de raízes, folhas, larva de artrópodes, e outros tipos de necromassa) foi cuidadosamente removida.

Em seguida, as amostras foram novamente colocadas em sacos plásticos, deixando-se bastante ar em seu interior. Depois foram pré-incubadas em ambiente escuro com ar

condicionado (temperatura de aproximadamente 25 °C), durante 5 a 7 dias, para reduzir os efeitos do peneiramento, conforme sugestões de Powlson (1980).

Após a pré-incubação, foram retiradas alíquotas para a determinação do conteúdo de água e da capacidade de saturação dos solos (CS) provenientes de cada área experimental.

No dia antecedente à incubação, cada solo teve sua umidade corrigida para 40% de sua CS, adotando-se os procedimentos descritos por Grisi (1995), que sugere cuidadosa homogeneização do solo após umedecido. A correção do valor de CS se deve ao fato de ser a matéria orgânica decomposta mais lentamente, sob condições mais úmidas (60 – 80%), em virtude de um inadequado fornecimento de O₂. Sem a correção, em condições de maior umidade, o metabolismo microbiano se torna anaeróbico e, portanto, fermentativo, havendo diminuição da liberação de CO₂, em decorrência da produção de outros gases, como CH₄ e alcoóis (MINHONE e CERRI, 1987a; MINHONE e CERRI, 1987b). Os maiores valores de respiração registrados por esses autores foram em solos com 40% de umidade da capacidade de saturação (CS).

Para a determinação do conteúdo de água no solo foram pesadas cinco amostras de 30 g de solo fresco (proveniente de cada área experimental) e colocadas em estufa a 105 °C durante 24 h; após esse período, as amostras foram pesadas e calculadas as médias da perda de água, em porcentagem.

A determinação do conteúdo de água é um parâmetro imprescindível, pois é a partir dela que é calculado o déficit de umidade de uma determinada amostra de solo.

No momento da coleta, o pesquisador desconfie está o solo com umidade acima da capacidade de saturação desejada é preferível não coletá-lo ou esperar que perca água, naturalmente, em laboratório, até atingir as condições desejadas.

Para a determinação da capacidade de saturação (CS) foi utilizado o método de Allen (1974), descrito por Grisi (1995).

2.3. Biomassa microbiana do solo

A biomassa microbiana (BM) foi estimada segundo o método de fumigação-incubação (FI) de Jenkinson e Powlson (1976), conforme apresentado em Grisi e Gray (1986) e Vance et al. (1987a). Baseia-se na eliminação das populações microbianas de uma amostra de solo, por um agente fumigante, seguido de inoculação de micro-organismos vivos (amostra de solo fresca) e na medição do CO₂ liberado por estes que se alimentam dos micro-organismos

mortos, durante um período de 10 dias. Como controles são utilizadas amostras de solo não fumigadas. A biomassa microbiana, representada pelo carbono microbiano pode, então, ser estimada pela equação:

$$BM = (X - x)/kc$$

Onde:

BM: biomassa microbiana (em mg de C- $CO_2 \cdot 100 g^{-1}$ de solo seco em estufa);

X: CO_2 emanado das amostras de solo fumigadas;

x: CO_2 emanado das amostras de solo não fumigadas;

kc: fator de mineralização do carbono (0,45 a 25 °C). Valor este, recomendado por Jenkinson e Ladd (1981) e Vance et al. (1987b), para solos com pH acima de 4,5, como os dos solos aqui estudados (Tabela 1).

2.3.1. Fumigação e incubação

Para a determinação da BM foi utilizado o método de fumigação-incubação de Jenkinson e Powlson (1976).

Após a remoção do fumigante foi introduzido em cada solo fumigado, 10% de solo não fumigado (com micro-organismos vivos) dos respectivos solos tratados, segundo recomendação de Chapman (1987), para solos com acidez na faixa de pH 4,5 a 6,0. Cada amostra foi colocada em câmara de vidro (com capacidade 3 litros) e nesta foram colocados 10 ml de KOH 0,5 M, em um bêquer de 100 ml. O mesmo procedimento foi adotado para cada amostra de solo não fumigada. Todas as câmaras foram mantidas hermeticamente fechadas, no escuro, a uma temperatura aproximada de 25 °C durante dez dias de incubação.

Após esse período, o CO_2 emanado das amostras de solo fumigadas e não fumigadas foi absorvido por uma solução de KOH 0,5 M e, em seguida, dosado com HCl 0,1 M.

Para se determinar a quantidade de CO_2 absorvida pela solução de KOH 0,5 M (durante os dez dias de incubação), após a titulação com HCl 0,1 M, foram feitos os seguintes cálculos:

$$\text{mg CO}_2 = (A - B) \times 2 \times 2,2$$

onde:

A= média obtida pela diferença entre a primeira e a segunda viragem das amostras;

B= média obtida pela diferença entre a primeira e a segunda viragem do controle ou testemunha;

X2= porque o HCl 0,1 M adicionado, titulou apenas metade do carbonato do frasco experimental, ou seja, da amostra;

X2,2= sendo o equivalente-grama do CO₂ igual a 44/2 = 22 e como se usou HCl 0,1 M (decinormal), este equivalente torna-se então: 22/10= 2,2;

Por este método, de acordo com Grisi (1978), o produto obtido deve ser multiplicado por 4/3, alertando ele que assim não procedendo, só se conseguirá 3/4 do CO₂ depredido das amostras, ou seja, 75% do CO₂ da amostra.

De posse do valor obtido, estima-se o carbono de CO₂ da amostra.

2.4. Atividade microbiana do solo

A atividade microbiana foi estimada a partir de taxas de decomposição celulolítica, utilizando-se algodão higrófilo como substrato para os micro-organismos e também através da medição do CO₂ emanado de amostras de solo não-fumigadas e incubadas *in vitro*. O primeiro tipo é conhecido como atividade decompositora (AD) ou atividade potencial e, o segundo, como atividade respiratória (AR) ou atividade real, também conhecida como respiração basal.

Para estimá-las foram empregados os seguintes procedimentos:

2.4.1. Atividade decompositora

A atividade decompositora (AD) ou atividade microbiana potencial foi estimada segundo o método de decomposição celulolítica proposto por Parkinson et al. (1971), utilizado por Luna e Grisi (1996), Luna e Coutinho (2008) e Luna et al. (2008). Por este método, amostras contendo 1,0 g de algodão higrófilo (celulose pura), previamente secas em estufa (105 °C por 24 h), foram colocadas em sacos confeccionados com náilon, com abertura de malha de aproximadamente 45 µm e enterrados na profundidade de 20,0 cm (Figura 2).

Ao longo de cada linha de faixa, foram enterradas 10 amostras, distando entre si aproximadamente 10,0 m, totalizando 30 amostras em cada área experimental.

A cada 45 dias, essas amostras foram coletadas e renovadas. Os sacos, após coletados, foram lavados em água corrente, e as amostras neles contidas foram removidas, secas em estufa (105 °C por 24 h) e determinadas sua perda de peso seco em balança analítica de precisão (0,1g). A unidade adotada para esse parâmetro foi em g. ano⁻¹.

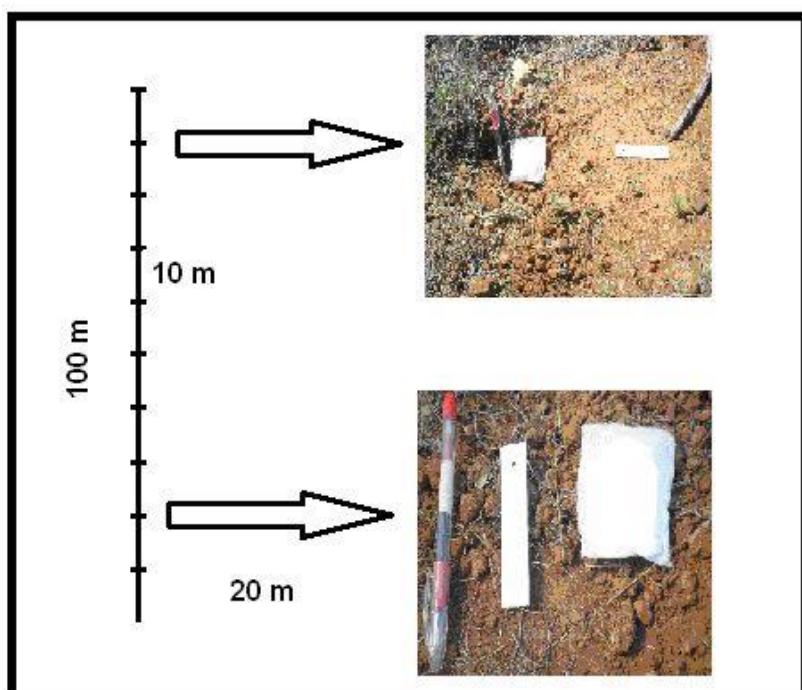


Figura 2. Disposição dos saquinhos ao longo das linhas de faixa para análise da atividade decompositora dos micro-organismos, a 20 cm de profundidade.

2.4.2. Atividade respiratória

Para se estimar a atividade respiratória, denominada de respiração basal (RB) ou atividade microbiana real, utilizou-se do volume de CO₂ respirado de amostras de solo não perturbadas (não-fumigadas), conforme sugestões de Lynch e Panting (1981). Este parâmetro vem sendo rotineiramente utilizado em investigações sobre microbiologia de solo até os dias atuais.

De acordo com os referidos autores, a RB pode ser estimada a partir do CO₂ emanado de amostras de solo não-fumigadas durante o método de fumigação-incubação de Jenkinson e Powlson (1976), conforme apresentado em Grisi e Gray (1986) e Vance et al. (1987a).

Amostras de solo não-fumigadas foram submetidas a uma incubação de 10 dias no interior de câmaras hermeticamente fechadas, no escuro, a uma temperatura de aproximadamente 25 °C (Figura 3).

Durante este período, o CO₂ emanado das amostras de solo é absorvido por uma solução de KOH 0,5 M e, em seguida, dosado em HCl 0,1 M. Utilizou-se, como indicadores do ponto de viragem, da fenolftaleína (1%) e do alaranjado de metila (0,1%).

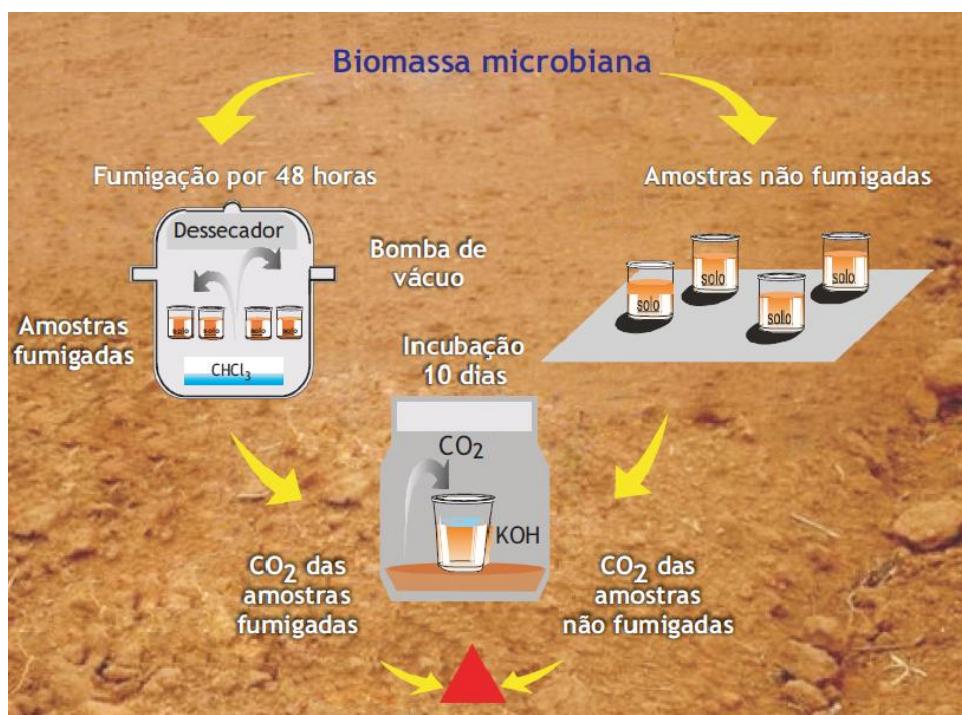


Figura 3. Esquema para a determinação da biomassa e da atividade microbiana do solo (Modificado de REIS JÚNIOR e MENDES, 2007).

2.4.3. O quociente metabólico ou respiração específica da biomassa microbiana (ou qCO₂)

Este parâmetro representa a quantidade de CO₂ respirada pela BM em um determinado tempo (hora), e é calculado tomando-se os valores de BM (em mg de C- CO₂. 100 g⁻¹ de solo S.E) e os de RB (em mg de C- CO₂. 10 dias⁻¹ de incubação) da amostra de solo que se deseja conhecer. O procedimento, segundo Anderson e Domsch (1989), é:

- 1- Transformar em g a BM que foi calculada em mg (dividindo-se por 1000);
- 2- Transformar em h a RB que foi obtida em 10 dias (multipliando-se por 240), ou seja, o CO₂ absorvido durante 240 horas de incubação;
- 3- A unidade usada é: mg de C- CO₂ . h⁻¹. g⁻¹ de BM, e representa a quantidade de C-CO₂ emitida por 1 g de micro-organismos durante uma hora de atividade respiratória).

2.4.4. C_{mic} : C_{org} ou relação do carbono da BM como porcentagem do carbono orgânico total do solo

Este parâmetro representa a quantidade de carbono microbiano presente no carbono orgânico do solo (ANDERSON e DOMSCH, 1986 e 1989; ISAM et al., 1989). É calculado da seguinte maneira:

- 1- A BM é expressa em mg/100g de solo S.E., devendo ser transformada para g/kg;
- 2- O carbono orgânico do solo é dado em g/kg;
- 3- Como a relação é C microbiano dividido por Carbono orgânico total do solo (C_{mic} : C_{org}), o carbono da BM deve ser, portanto, dividido pelo carbo orgânico do solo. O resultado é, então, um valor adimensional, devendo ser multiplicado por 100, pois é expresso em porcentagem.

2.5. Delineamento estatístico para a estimativa da respiração basal (RB)

Para verificar os efeitos dos níveis dos tratamentos T_1 , T_2 , T_3 (ano de 2012) e T_1 , T_2 , T_3 e T_4 (ano de 2013) sobre a variável resposta atividade decompositora (AD) foi realizada uma análise de variância univariada considerando um delineamento inteiramente casualizado com medidas repetidas no tempo (a cada 45 dias), com 30 repetições por tratamento.

Para avaliar a adequação do modelo estatístico proposto para descrever as observações foram verificadas, além da normalidade, independência e homocedasticidade dos erros, a condição de esfericidade e uniformidade da matriz de covariância para a variável AD nas 17 épocas de avaliação (coletas), de acordo com Rencher e Christensen (2012). Com este procedimento, buscou-se condições teóricas para a realização das análises estatísticas via técnicas univariadas, as quais levam em conta o princípio da parcimônia, que é a análise dos dados adotando-se um delineamento inteiramente ao acaso com parcelas subdivididas no tempo.

Para comparar as médias da variável resposta em relação aos tratamentos (T_1 , T_2 , T_3 e T_4) foi utilizado o teste de Tukey ao nível de 5% de significância. E, para estudar o comportamento da variável resposta em relação às épocas de avaliação foi empregada a técnica dos polinômios ortogonais objetivando determinar o modelo adequado.

As análises univariadas foram conduzidas substituindo-se o estudo do comportamento da variável resposta através dos polinômios ortogonais por um teste de Tukey, comparando as médias da variável resposta relativas à estação de secas com a estação de chuvas.

2.6. Delineamento estatístico para a estimativa da biomassa microbiana (BM), respiração basal (RB), qCO₂ e relação C_{mic} : C_{org}

O plano experimental usado para a coleta das informações relativas aos dados de biomassa microbiana (BM), atividade respiratória (AR), quociente respiratório (qCO₂) e relação C_{mic} : C_{org} foi compatível com um delineamento em blocos casualizados (ou experimento com dois fatores sem interação), em que as épocas de avaliação foram consideradas como sendo os ambientes homogêneos (ou blocos) e em cada uma delas foi instalado um conjunto completo de tratamentos. Nesse contexto, as análises estatísticas das variáveis observadas neste experimento, puderam ser feitas seguindo a técnica da análise de variância - ANOVA, desde que estas variáveis atendam principalmente aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias dentro dos tratamentos.

Como não foi possível tomar mais de uma observação por tratamento dentro de cada bloco, tornou-se inviável a aplicação de alguns testes estatísticos para avaliar a homogeneidade das variâncias. Portanto, diante desta dificuldade e na falta de uma medida mais adequada, tomou-se o coeficiente de variação do ensaio, para cada variável, como o elemento indicador da estabilidade da variância dos erros, uma vez que, de acordo com Pimentel Gomes (1985), este coeficiente mede a proporção de desvios padrão por unidade de média e é indicado para avaliar a precisão do experimento, isto é, um experimento bem conduzido em nível de campo, deve ter um C.V. abaixo de 20%.

Para a verificação da normalidade dos erros foi usado o teste de Shapiro-Wilk (1965). Ao iniciar as análises estatísticas dos dados originais, constatou-se que os dois pressupostos não foram simultaneamente satisfeitos. O coeficiente de variação era baixo (CV<20%) e os erros não seguiam uma distribuição normal ou a precisão era baixa (CV>20%) e atendiam à suposição de normalidade. Visando-se a estabilizar a variância e normalizar os dados, buscouse transformar os dados originais das variáveis, de modo que a transformação usada sobre os dados de cada variável fosse a mesma para os dois experimentos. Nesse sentido, as transformações $\text{Log}(x+5)$, para as variáveis: AD, BM e qCO₂ e $\text{arcseno}(x^{0,25})$ para a variável C_{mic}: C_{org} proporcionaram as condições para que a ANOVA fosse realizada.

Atendidas as suposições de estabilidade da variância e de normalidade dos erros, procedeu-se à análise de variância com o objetivo de testar as seguintes hipóteses:

$H_0^{(1)}$: Os tratamentos não têm efeitos sobre a variável resposta.

$H_0^{(2)}$: As épocas de avaliação não têm efeitos sobre a variável resposta.

$H_0^{(1)}$: A média da variável resposta relativa aos tratamentos T_1 e T_2 combinados é igual à média da testemunha. [Contraste: (T_1+T_2) vs T_3 , para o Experimento 1 (dados de 2012)].

$H_0^{(2)}$: A média da variável resposta no tratamento 1 é igual à média da variável resposta no tratamento 2 (2013). (Contraste: T_1 vs T_2 , para os Experimentos 1 e 2).

$H_0^{(3)}$: A média da variável resposta relativa aos tratamentos T_1 e T_2 combinados é igual à média das testemunhas combinadas [Contraste: (T_1+T_2) vs (T_3+T_4) no Experimento 2],

$H_0^{(4)}$: As médias da variável resposta relativas às testemunhas são iguais. (Contraste: T_3 vs T_4 , para o Experimento 2).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Precipitação pluvial no município de São João do Cariri, Paraíba

Na Tabela 1 estão representados os dados de precipitação pluvial (médias mensais máximas e mínimas) no município de São João do Cariri, resgatando-se valores ocorridos naquele município nos últimos 72 anos (SUDENE, 1990). Na região, o período chuvoso (lá chamado de inverno) é muito curto, estendendo-se de fevereiro a maio. O restante do ano é marcado por intensa seca, muitas vezes estendendo-se por vários meses. A baixa disponibilidade hídrica, aliada à elevada evapotranspiração e às limitações de solos, segundo Mendes (1986), são os principais fatores responsáveis pela pobreza e pelos constantes fracassos das diversas tentativas de desenvolver técnicas que possam contribuir para a melhoria da qualidade de vida da população, habitante daquela região Semiárida.

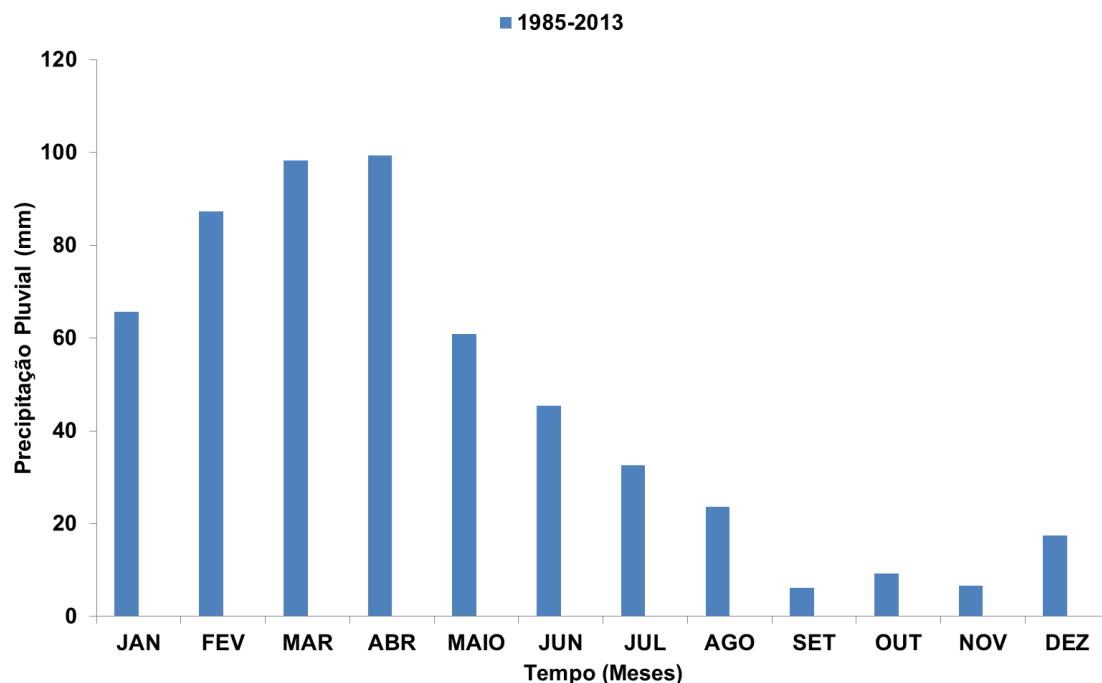
Tabela 1. Dados de precipitação pluvial no município de São João do Cariri, Paraíba: médias mensais máximas e mínimas de 1911 a 1983.

| | Jan | Fev | Mar | Abr | Maio | Jun | Jul | Ago | Set | Out | Nov | Dez |
|---------------------|-------|-----|-------|-------|-------|-------|------|------|------|-----|-----|-------|
| Nº de anos c/ dados | 68 | 68 | 67 | 68 | 63 | 67 | 65 | 68 | 71 | 71 | 70 | 70 |
| Média | 25,8 | 54 | 90,4 | 81,2 | 48,1 | 31 | 22,8 | 6,2 | 1,8 | 5,3 | 6,2 | 12 |
| Máxima | 202,1 | 262 | 343,4 | 477,6 | 261,5 | 121,7 | 86 | 74,2 | 25,8 | 237 | 167 | 126,1 |
| Mínima | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |

Origem dos dados: Arquivo de microfichas da SUDENE.

Posto extinto em 1983.

Pelos dados de pluviosidade contidos na Figura 4 nota-se que no município de São João do Cariri-PB as chuvas foram de baixa intensidade, mal distribuídas durante o ano e relativamente bem distribuídas durante o período chuvoso (de janeiro a junho), concentrando-se nos meses de fevereiro, março e abril; nos últimos 28 anos, as médias mensais nunca ultrapassaram os 100 mm.



Fonte de dados: Estação Experimental de São João do Cariri, Paraíba.

Figura 4. Médias mensais das precipitações pluviais nos últimos 28 anos (1985-2013), no município de São João do Cariri, Paraíba.

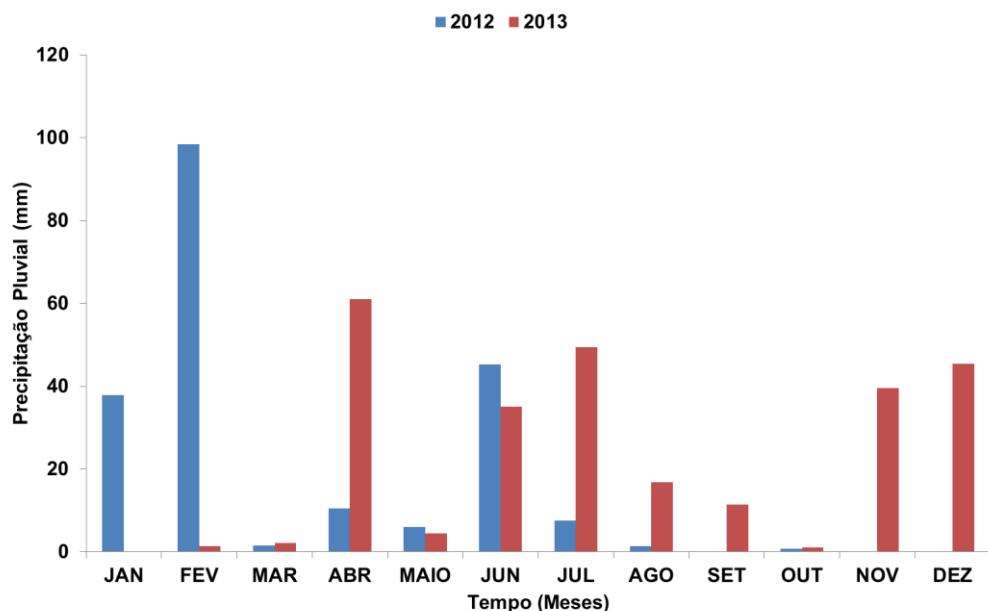
Por outro lado, com relação às precipitações pluviais alcançadas nos anos em que esta pesquisa foi realizada, pode-se constatar terem sido muito mal distribuídas no tempo. Choveu muito pouco em 2012 (209,3 mm), com os maiores índices de precipitação pluvial nos meses de janeiro (37,9 mm), fevereiro (98,5 mm) e junho (45,2 mm). De agosto a dezembro do mesmo ano, as precipitações somaram pouco mais de 2,0 mm (Figura 6).

No ano seguinte (2013), choveu um pouco mais do que no ano anterior (268 mm), registrando-se as maiores pluviosidades nos meses de abril (61,0 mm), junho (35,0 mm) e julho (49,5 mm); pela série histórica (Figura 5), deveriam ser os meses de fevereiro, março e abril. Observou-se, também, maior índice de chuvas, em 2013, no período seco (163,9 mm) do que no período chuvoso (104,1 mm). Tais fatos são evidências de ser a irregularidade temporal da ocorrência de chuvas, na microrregião do Cariri paraibano e, também, do

semiárido brasileiro, como um todo, uma das características mais marcantes, na maior parte do ano.

De acordo com Sampaio (2010), o regime de chuvas na região semiárida tem como características as intensas precipitações, chegando muitas vezes a superar 100 mm em um único dia, e sazonalidade irregular, com o período chuvoso iniciando em diferentes meses, estendendo-se por períodos incertos e finalizando-se, também, em meses diferentes de um ano para o outro. Tais informações podem ser confirmadas ao se observar a Figura 5, que trata do regime pluvial durante os anos de realização desta pesquisa.

Considerando-se, por exemplo, os meses de janeiro a junho como sendo o período chuvoso verificou-se que nestes meses o volume de água atingiu apenas 199,6 mm e 104,1 mm, em 2012 e 2013, respectivamente e no período de seca (de julho a dezembro), 9,7 mm e 163,9 mm, respectivamente. Estes dois conjuntos de precipitação nos referidos anos de estudo foram muito baixos, porém parece terem sido suficientes para disparar o gatilho que impulsiona o surgimento de pequenos pulsos de produção de fitomassa, refletidos na deposição de serapilheira nos meses seguintes de estiagem.

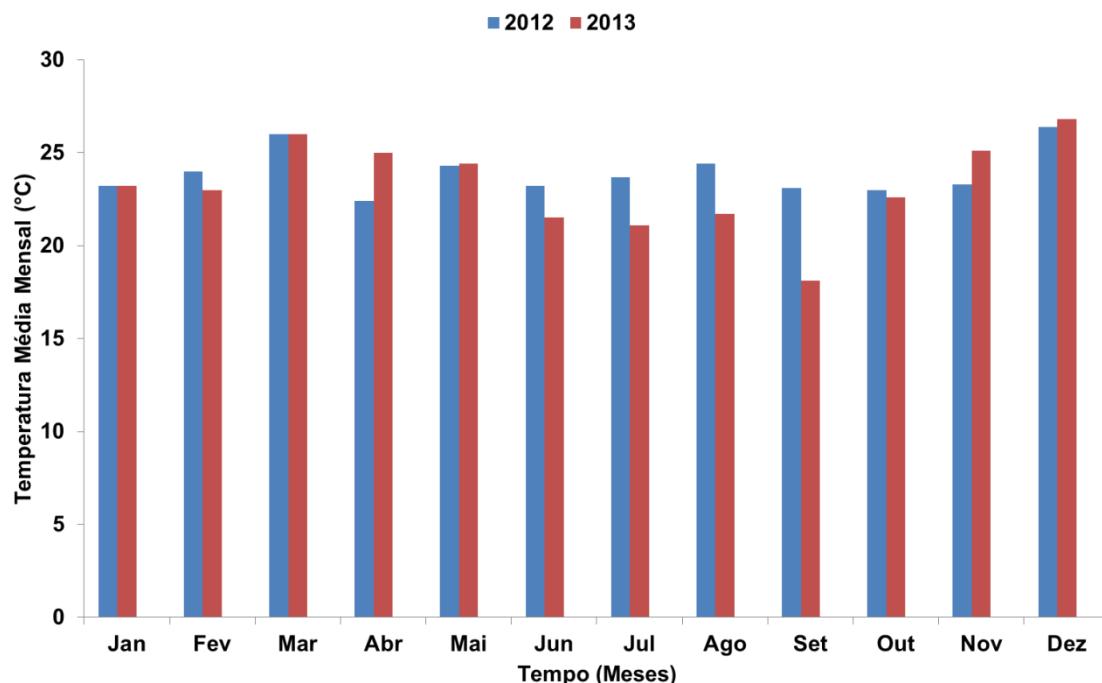


Fonte de dados: Estação Experimental de São João do Cariri, Paraíba.

Figura 5. Precipitação pluvial mensal no município de São João do Cariri, Paraíba, durante os anos de 2012 e 2013.

3.2. Temperatura e conteúdo de água no solo das áreas estudadas

Na Figura 6 estão os dados de temperaturas médias mensais no município de São João do Cariri-PB, durante os anos de 2012 e 2013.



Fonte: Estação climatológica da Bacia Escola de São João do Cariri, Paraíba.

Figura 6. Temperaturas médias mensais no município de São João do Cariri, Paraíba, durante os anos de 2012 e 2013.

As temperaturas médias mensais mais elevadas (acima de 26 °C) nos anos de 2012 e 2013 foram registradas nos meses de março e dezembro dos referidos anos. Observou-se também, em 2012, serem as médias superiores a 24 °C, tanto no período chuvoso quanto no período de seca. Por outro lado, no ano de 2013, as temperaturas estiveram abaixo dos 23 °C, entre os meses de junho e setembro. Estas médias de temperatura estão de acordo com as registradas na maior parte das áreas de caatinga, uma vez que, segundo Mendes (1997), elas variam de 23 °C a 27 °C e são mais ou menos constantes em toda a região semiárida, tanto ao longo das latitudes como em relação às longitudes e durante todo o ano. De acordo com Silva et al. (1993), as poucas oscilações que ocorrem nas médias de temperatura da região semiárida são mais provocadas pela altitude (médias que variaram entre 23 °C e 25 °C) do que pelas alterações na insolação.

Em suma, parece coerente afirmar serem as temperaturas médias mensais registradas, durante a realização deste trabalho, relativamente amenas para os padrões da região semiárida, que geralmente são mais elevadas (atingindo médias de até 27,5 °C).

Mesmo considerando serem as temperaturas geralmente mais baixas nos meses em que as precipitações são mais elevadas, ou seja, fevereiro, março e abril (Figura 5), não se observou este fenômeno durante os anos de 2012 e 2013, provavelmente por terem sido anos atípicos para a variável precipitação pluvial, em geral muito baixa.

Na Figura 7 é apresentado o conteúdo de água no solo das áreas estudadas, em função dos meses, nos anos de 2012 e 2013. Esses dados foram obtidos a intervalos de 45 dias, entre coletas (épocas).

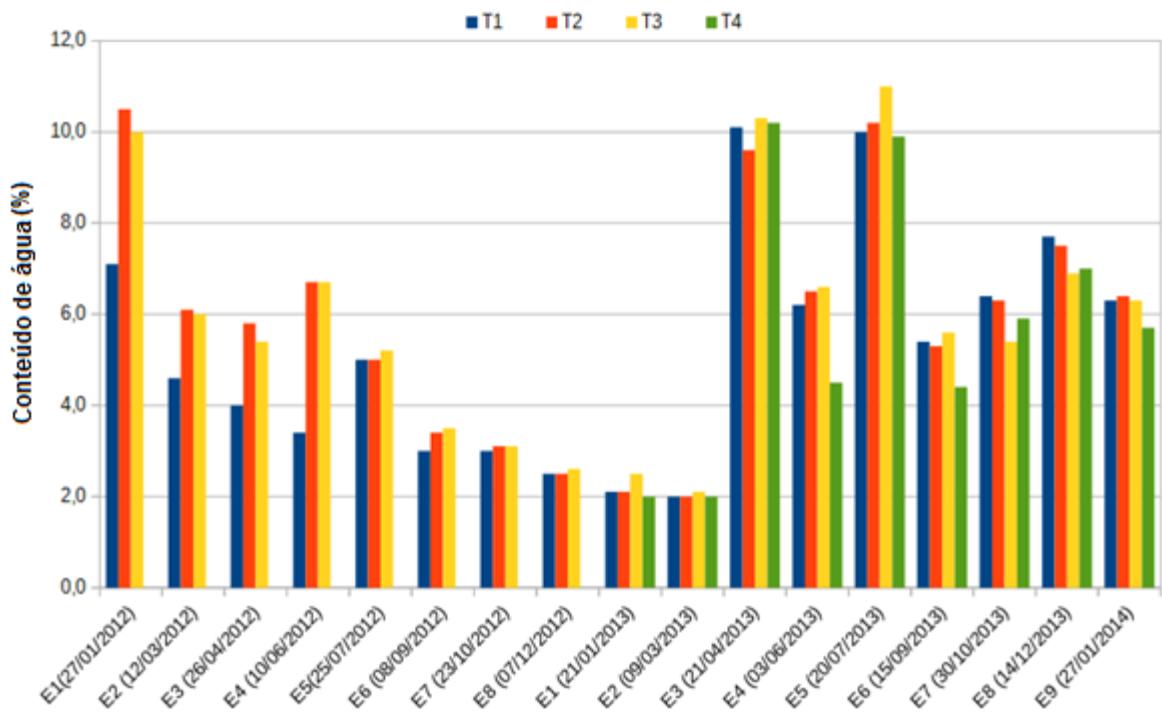


Figura 7. Conteúdo de água no solo em áreas de caatinga, no município de São João do Cariri, Paraíba.

O conteúdo de água no solo (0-20 cm) das áreas estudadas foi, na maioria dos meses, muito baixo, salvo aqueles meses em que ocorreram alguma precipitação pluvial (janeiro de 2012 e, em menor quantidade, abril e julho de 2013). Isto deve-se ao fato das precipitações terem sido muito baixas (Figura 5) e as temperaturas muito altas (Figura 6), favorecendo a aridez do solo, justificando assim os baixos teores de água.

Na região semiárida brasileira, a evapotranspiração potencial excede a precipitação em mais de quatro vezes. Esta condição climática frustra quaisquer chances de desenvolvimento e sustentabilidade na região, sobretudo das atividades que requerem o uso direto da água, como a agricultura e a piscicultura.

Com maiores chances de desenvolvimento da pecuária do que da agricultura em zonas secas, aquela corre, também, sérios riscos na região semiárida brasileira, principalmente enquanto não se dispuser de informações sobre a capacidade de suporte das áreas onde vem sendo praticada. Segundo Sampaio (2010), onde a taxa de lotação é excedida, a degradação ambiental está, quase sempre, presente, refletida na depauperação da vegetação arbustiva e herbácea pelo gado, além da eliminação de plântulas e ramos das espécies arbóreas. Ainda de acordo com o referido autor, os efeitos da eliminação sistemática na composição florística das pastagens nativas da Caatinga são ainda desconhecidos.

Ao se analisar os dados de temperatura média mensal dos anos de 2012 e 2013 constata-se pouca variação, tanto de um ano para o outro, quanto entre os meses. No período em que foram desenvolvidos estes estudos, as temperaturas foram relativamente amenas para os padrões da região semiárida, geralmente mais elevadas.

Mesmo considerando terem sido mais baixas as temperaturas nos meses em que as precipitações foram mais elevadas (período chuvoso), ou seja, fevereiro, março e abril, não se observou este fato durante os anos de 2012 e 2013, provavelmente por terem sido anos atípicos, ou seja, de pluviosidade muito baixa (Figura 6).

3.3. Análise de solo: química e fertilidade

Na Tabela 2 são apresentados os resultados da análise química e fertilidade dos solos das áreas estudadas, em amostras coletadas do horizonte mineral na profundidade de 0-20 cm em quinze parcelas alternadas.

Em análises granulométricas, efetuadas por Parente (2009) e Lima (2014), foi verificado ser de textura franco arenosa o solo das áreas I, II e III. Como a área IV é muito próxima destas, é bem possível ser também de mesma textura.

Tabela 2. Dados de análise química e de fertilidade de amostras dos solos provenientes de quatro áreas de caatinga do município de São João do Cariri, Paraíba.

| | Área I | Área II | Área III | Área IV |
|---|--------|---------|----------|---------|
| pH(H ₂ O)1:2:5 | 6,03 | 5,88 | 6,42 | 5,55 |
| P mg.dm ⁻³ | 35,93 | 7,88 | 66,22 | 7,69 |
| K mg.dm ⁻³ | 118,66 | 98,40 | 147,09 | 98,40 |
| Na cmolc.dm ⁻³ | 1,45 | 0,50 | 0,07 | 0,86 |
| H ⁺⁺ Al ⁺³ cmolc.dm ⁻³ | 1,49 | 1,40 | 1,40 | 1,57 |
| Al ⁺³ cmolc.dm ⁻³ | 0,10 | 0,10 | 0,10 | 0,10 |
| Ca ⁺⁺ cmolc.dm ⁻³ | 4,70 | 5,25 | 8,40 | 2,70 |
| Mg ⁺⁺ cmolc.dm ⁻³ | 3,20 | 3,70 | 5,80 | 3,45 |
| SB cmolc.dm ⁻³ | 9,65 | 9,70 | 14,65 | 7,26 |
| CTC cmolc.dm ⁻³ | 11,14 | 11,10 | 16,05 | 8,83 |
| V% | 86,62 | 87,39 | 91,28 | 82,22 |
| m% | 1,03 | 1,02 | 0,68 | 1,36 |
| M.O. g.kg ⁻¹ | 4,68 | 10,64 | 7,60 | 6,90 |

Análise realizada no Laboratório de Solos do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba – *Campus II- Areia*. Área I- 10 animais; área II- 5 animais; Áreas III e IV- Sem animais.

Com relação ao pH do solo das áreas estudadas e considerando a escala de pH para acidez do solo (elevada, média, fraca, neutra, alcalinidade fraca, alcalinidade elevada) e seus respectivos valores ($\leq 5,0$; de 5,0 a 5,9; de 6,0 a 6,9; 7,0; de 7,1 a 7,8; $\geq 7,8$), constatou-se, de modo geral, ter a acidez variado de média a fraca, permitindo teorizar sobre os solos de tais áreas não apresentar problemas relacionados à deficiência de fósforo, cálcio, magnésio, potássio, micronutrientes, saturação por bases e CTC. Segundo Tomé Jr. (1997), os solos só são considerados muito ácidos quando o pH em água for menor que 5,0.

Segundo Effgen et al. (2008), em solos com pH acima de 5,5, como os solos aqui analisados, a maior parte do alumínio se precipita, não provocando toxicidade às plantas. O pH do solo do tratamento T₃ foi o mais próximo da neutralidade (6,42), comparativamente aos outros analisados.

O mais elevado teor de fósforo foi constatado no solo do tratamento T₃ (sem animais), seguido pelo solo do tratamento T₁, onde se encontra a maior densidade de caprinos. Em ambos, eram altos os teores de fósforo disponível (acima de 30,0 mg.dm⁻³). Para o solo dos tratamentos T₂ e T₄ os teores foram considerados baixos, pois serem abaixo de 10,0 mg.dm⁻³. Era esperado que no solo de T₁ fossem registrados os maiores teores de fósforo, não pela maior densidade de caprinos, mas sim, por conter essa área maior densidade de plantas (1.375 ind.ha⁻¹) e maior produção média anual de serapilheira (1.971 kg.ha⁻¹.ano⁻¹). Por outro lado,

ao se observar os teores de matéria orgânica na tabela acima, ser o solo do tratamento T₂ a apresentar o maior valor (10,64 g.kg⁻¹) e, por conseguinte, esperava-se ser ele a deter, também, o maior valor de fósforo.

Resumidamente, os teores de fósforo do solo em T₃ > T₁ > T₂ > T₄, foram respectivamente 66,22 > 35,93 > 7,88 > 7,69 mg.dm⁻³. Lima (2014), trabalhando em três das quatro áreas aqui estudadas, obteve maior teor de fósforo também no solo da área III (6,87 mg.dm⁻³), seguido pelo solo das áreas II (6,41 mg.dm⁻³) e I (5,83 mg.dm⁻³), porém diferindo muito dos valores obtidos, nesta pesquisa, nas áreas II e III, cerca de 5 e 10 vezes inferiores, respectivamente. Da mesma forma, Éder-Silva (2009), também obteve valores ainda mais baixos no solo das áreas I e II (1,65 e 1,71 mg.dm⁻³, respectivamente). Esta falta de congruência de valores leva a acreditar serem estas análises não merecedoras de confiança, pois todas elas foram efetuadas no mesmo laboratório. É conhecido o fato de que boa parte dos equipamentos laboratoriais brasileiros é obsoleta e cuja descartabilidade já deveria ter acontecido há tempos frente às novas tecnologias existentes.

De acordo com Menezes et al. (2012), a concentração média de fósforo em solos de Caatinga, na camada superficial (0-20 cm), é de 196 mg. kg⁻¹, e a de C é 9,3 g. kg⁻¹, correspondendo a estoques médios em torno de 23 Mg. ha⁻¹ de carbono.

De forma geral, os solos do cristalino semiárido são deficientes em fósforo, mas não em potássio, cálcio ou magnésio (SAMPAIO, 2010).

Com relação ao potássio trocável, de forma genérica, seus teores podem ser considerados médios para o solo das áreas I, II e IV (entre 40 e 120 mg.dm⁻³). No solo da área III o teor de K trocável era alto (maior que 120 mg.dm⁻³).

Estes valores são considerados muito superiores aos obtidos por Lima (2014), que foram 0,38, 0,46 e 0,40 mg.dm⁻³ nas áreas I, II e III, respectivamente, e por Éder-Silva (2009), nas áreas I e II, da ordem de 0,19 e 0,26 mg.dm⁻³, respectivamente.

A interpretação do sódio trocável e a saturação por sódio (*) é de interesse, principalmente, para a classificação do solo. Assim, solos de natureza sódica são aqueles com porcentagem de sódio trocável > 15% e os de caráter solódico, os com valores de PST variando entre 6 e 15%. Assim, os solos dos tratamentos T₁ e T₄ são classificados como de PST nas áreas correspondentes a T₂ e T₃ não classificam os solos nem como solódicos, nem sódicos, pois seu valor é inferior a 6%. **Sódio trocável/Saturação por sódio:** Área 1 - 1,45 cmolc.dm⁻³.*13%; Área 2 - 0,50 cmolc.dm⁻³.*4,5%; Área 3 - 0,07 cmolc.dm⁻³.*0,44%; Área 4 - 0,86 cmolc.dm⁻³.*9,74%.

Para ser classificado como caráter sódico, o PST do solo deve ser maior ou igual a 15%.

Maior teor de sódio foi registrado em T₁, onde se constatou o menor teor de matéria orgânica e o maior de serapilheira. Este material tem decomposição acelerada no período chuvoso e, consequentemente, a mineralização também, justificando este resultado.

Os teores de cálcio e magnésio para os tratamentos são considerados altos, exceto para o tratamento T₄, com relação ao teor de cálcio trocável, cujo valor variou entre 2 e 4 cmolc.dm⁻³. As escalas para o cálcio e o magnésio são apresentadas a seguir:

Cálcio

Teor alto - > 4 cmolc.dm⁻³;
Teor médio - 2 a 4 cmolc.dm⁻³;
Teor baixo - < 2 cmolc.dm⁻³

Magnésio

Teor alto - > 0,8 cmolc.dm⁻³;
Teor médio - 0,4 a 0,8 cmolc.dm⁻³;
Teor baixo - < 0,4 cmolc.dm⁻³

Os maiores teores de Ca e Mg foram observados no solo da área III (sem caprinos), onde foi registrada a menor densidade de plantas e de serapilheira (embora sem comprovação estatística), comparativamente às áreas I (10 animais) e II (5 animais). Isto deve ter ocorrido principalmente devida à importação desses elementos provenientes das áreas I e II, uma vez que, por serem áreas contíguas, a área III encontrava-se na extremidade mais baixa de um declive. As chuvas torrenciais que ali ocorrem, embora raras, por ação cinética pode, ao longo dos tempos, ter arrastado parte desses elementos para os declives mais suaves, conferindo maiores teores desses elementos no solo dessa área. A hipótese de Lima (2014), que também obteve maiores teores desses elementos na mesma área, não deve ser desconsiderada. Segundo ele, a serapilheira ali encontrada, livre da ação consumidora dos caprinos, permaneceu no solo e foi totalmente mineralizada. Esta declaração não foi aqui considerada um forte argumento, uma vez que, a serapilheira das áreas II e III também permaneceram no local, elas apenas foram ingeridas e devolvidas ao biossistema após a digestão. Como os caprinos ali manejados não são exportados (juntamente com esses nutrientes em seus tecidos), estes acabam sendo, sedo ou tarde, devolvidos ao ambiente. Estes animais, portanto, até ajudam a acelerar a decomposição da serapilheira ao agirem como decompósitos (mas não mineralizadores) dessa necromassa. Por outro lado, sabe-se também que os ecossistemas se

opõem à segunda Lei da Termodinâmica e que eles são considerados sistemas abertos para a energia e fechados para a matéria (ODUM, 1988; BEGON et al., 1990), ou seja, a energia é sempre perdida à cada transferência de um nível trófico para o outro, porém a matéria e os nutrientes nela contida, tendem a ficar presos dentro dos ecossistemas, principalmente quando estes forem bem equilibrados. Como se trata de um agroecossistema e não de um ecossistema, a matéria e os nutrientes nele contidos tendem a se perder mais facilmente em virtude de sua deficiência em mecanismos de controle, perdidos pela degradação imputada.

Os teores de alumínio trocáveis e valores de m% foram considerados baixos para as quatro áreas e, portanto, não são prejudiciais ao desenvolvimento das plantas. A escala para o alumínio e para acidez potencial são:

Alumínio

Teor alto - > 1,5 cmolc. dm^{-3} .

Teor médio - 0,5 a 1,5 cmolc. dm^{-3} .

Teor baixo - < 0,5 cmolc. dm^{-3} .

Acidez Potencial (H+Al)

Área 1 - 1,49 cmolc. dm^{-3} .

Área 2 - 1,40 cmolc. dm^{-3} .

Área 3 - 1,40 cmolc. dm^{-3} .

Área 4 - 1,57 cmolc. dm^{-3} .

Não há classificação para os teores de H+Al, pois o objetivo principal dessa determinação é o cálculo da capacidade de troca de cátions - CTC.

Com relação à saturação por bases, os solos das quatro áreas podem ser classificados como "Solos Eutróficos", pois apresentam V% maior ou igual a 50%. A escala é:

Solos eutróficos (férteis) - V% maior ou igual a 50%;

Solos distróficos (pouco férteis) - V% menor que 50%.

Os solos das quatro áreas tem uma elevada soma de bases (teores de Ca, Mg, K e Na elevados), fato este observado nos valores da CTC calculada e V% observados.

Isso corresponde a dizer que tais solos apresentam uma elevada quantidade de cargas negativas ocupadas pelos cátions básicos trocáveis (Ca, Mg e K).

$$SB = Ca + Mg + K + Na$$

$$CTC = SB + (H + Al)$$

Em todas as áreas foram baixos os teores de matéria orgânica, ou seja, teores menores que 15 g.dm⁻³. Os teores seriam considerados altos se fossem maiores que 50 g.dm⁻³.

Os baixos teores de matéria orgânica do solo em regiões semiáridas são resultantes do balanço entre os processos que adicionam material orgânico, como a produção de serapilheira, e os processos que a removem (exportação), como a erosão e o consumo pelos rebanhos (com vistas ao abate e comércio).

De acordo com Martins et al. (2010), a matéria orgânica é, não só um parâmetro de fácil avaliação das condições do solo, mas, também, uma ferramenta de fácil aquisição e capaz de indicar estágios de degradação. Frente ao crescente número de áreas em processo de degradação, decorrentes de causas naturais ou antropogênicas, o uso desse parâmetro como ferramenta sinalizadora de mudanças é imprescindível. Ainda de acordo com os referidos autores, dentre os parâmetros passíveis de avaliação, a matéria orgânica do solo e a serapilheira têm recebido considerável crédito.

Alguns autores, como Doran e Parkin (1994) acreditam, também, que a matéria orgânica pode ser utilizada como atributo-chave da qualidade do solo, pois, além de ser altamente sensível às diversas formas de manejo do solo, ela é ainda um reservatório temporário de nutrientes para às plantas, sendo capaz, também, de influenciar a infiltração, retenção de água e susceptibilidade à erosão.

Com relação ao nitrogênio, elemento químico aqui não analisado, segundo Salcedo e Sampaio (2008), é deficiente em quase todos os solos do Semiárido brasileiro. Segundo os referidos autores, os baixos teores de nitrogênio registrados nesta região encontram-se acumulados na matéria orgânica. Esta, por sua vez, tem produção vegetal limitada e mineralização acelerada no período chuvoso.

A classificação textural do solo das áreas estudadas é, segundo Lima (2014), Éder-Silva (2009) e Parente (2009), Franco arenosa, sendo registrados valores de densidade desses mesmos solos de 1,52 g. m⁻³ e 1,51 g. m⁻³, nas áreas I e II (com 10 animais e 5 animais, respectivamente) e 1,41 g. m⁻³ na área III (sem animais). Esta graduação densitométrica foi, segundo Lima (2014), uma consequência do pisoteio dos animais ali manejados (área I e II) e de sua ausência (área III, onde foi menor a densidade do solo).

Como análise geral, pode-se afirmar ser o solo da área III (sem animais) o de pH mais próximo da neutralidade, os maiores teores dos macronutrientes (P, K, Ca e Mg) e valores de CTC, V% e SB do que o solo das áreas I e II (com caprinos) e IV (sem caprinos), sugerindo

ser este solo o de condições mais favoráveis ao desenvolvimento de pastagens introduzidas ou de reabilitação da vegetação nativa.

3.4. Atividade decompositora

Nas análises estatísticas, realizadas sobre a variável resposta, atividade decompositora (AD) ou decomposição de celulose (DC), nos anos 2012 e 2013, foram consideradas que as medidas foram obtidas de um experimento com um fator (*One-Way*) em quatro níveis (T_1 , T_2 , T_3 e T_4), com as medidas repetidas no tempo (coletas). Isto é, a decomposição de celulose foi avaliada a cada 45 dias, nas mesmas unidades experimentais. Nesse esquema de obtenção de informação para a variável resposta DC foram possíveis as análises estatísticas, realizadas multivariadamente, considerando que as medidas da decomposição de celulose nas coletas subsequentes fossem dependentes daquelas observadas nas coletas anteriores.

Segundo Rencher e Christensen (2012), se a variável em estudo atende às suposições de normalidade, independência e circularidade da matriz de covariância entre as coletas, as análises poderão ser realizadas, considerando-se que os dados sobre a decomposição de celulose foram obtidos de um delineamento inteiramente ao acaso com parcelas subdivididas (*Split-plot*) no tempo, facilitando a interpretação dos resultados das análises estatísticas.

As análises preliminares, realizadas com o objetivo de checar as suposições acerca do modelo estatístico proposto para descrever as observações, confirmaram através dos coeficientes de variação estimados, que os valores da decomposição de celulose variaram muito, comprometendo a precisão do experimento em nível de campo (ver coluna 2 da Tabela 3). Uma outra interpretação para essa acentuada variação das taxas de decomposição de celulose deve ser, assim, considerada: algumas amostras podem ter ficado em contato com a rizosfera, com microbiota mais abundante, que pode ter contribuído para uma maior decomposição celulolítica; em outras, os locais extremamente desprovidos de vegetação ou de cobertura morta, com baixíssima microbiota, podem ter contribuído para uma menor ou nenhuma decomposição de celulose.

Mesmo sendo coerente admitir serem os resultados das amostras na mesma coleta independentes e, de uma coleta para outra, dependentes, as condições de normalidade e homogeneidade das variâncias nos tratamentos, em cada coleta, não se verificaram, pois ao conduzir o teste de Shapiro-Wilk (1965), para normalidade e os testes de Levene (1960) e

Bartlett (1937) para homogeneidade das variâncias, constatou-se a existência de fortes evidências de rejeição dessas hipóteses (ver colunas 3, 4 e 5 da Tabela 3).

Diante de tal situação, buscou-se fazer transformação dos dados com o objetivo de aproximá-los da distribuição normal e estabilizar a variância. Contudo, ao se utilizar as técnicas de transformação de potência sugerida por Box e Cox (1964) através do programa SAS versão 9.4 (2014), constatou-se não ser viável para quase a totalidade dos dados considerados coleta-a-coleta.

Frente à impossibilidade de analisar os dados, como foi planejado no projeto original, buscou-se num primeiro momento, explorar os resultados através das técnicas descritivas e, em seguida, utilizou-se das técnicas não-paramétricas com o objetivo de obter alguns resultados.

Os resultados das análises descritivas se basearam apenas nos valores médios da decomposição de celulose relativos aos tratamentos, às coletas e à interação Tratamento *vs* Coleta. Tais resultados encontram-se na Tabela 3.

Conforme pode ser visto em sua última linha, a decomposição de celulose média relativa aos tratamentos independentemente das coletas, não apresentou um comportamento sistemático como o esperado (que as taxas de decomposição de celulose média em T₁ e T₂ fossem menores do que as testemunhas T₃ e T₄). Mesmo assim, esta aparente superioridade das taxa de decomposição observadas nos tratamento T₁ e T₂ não foi comprovada, estatisticamente.

Observando-se os valores médios da decomposição de celulose em relação às coletas nos anos estudados, contidos na última coluna da Tabela 3, constatou-se parecer razoável afirmar haver evidência de que pelo menos duas médias difiram entre si, sendo esta dedução puramente descritiva.

Tabela 3. Valores obtidos dos coeficientes de variação (C.V), da estatística de Shapiro-Wilk (W) para o teste de normalidade, das estatísticas de Levene e Bartlett (F e X^2) para o teste de homogeneidade das variâncias e das médias (repetições) da decomposição de celulose relativas aos tratamentos, em cada coleta nos anos de 2012 e 2013.

| Coleta | C.V. (%) | Valores obtidos para a Estatística de Shapiro-Wilk (W) | Valores obtidos para as estatísticas de: Levene e Bartlett | | Valores médios (repetições) da decomposição de celulose por tratamento e coleta (g/45 dias) | | | | |
|---------------------------|----------|--|--|----------|---|---------------------|---------------------|---------------------|--------------|
| | | | F | X^2 | T ₁ (R1) | T ₂ (R2) | T ₃ (R3) | T ₄ (R4) | Geral |
| E ₁ (27/01/12) | 78,3 | 0,934** | 4,34* | 6,82* | 0,483(29) | 0,266(27) | 0,255(27) | - | 0,338 |
| E ₂ (12/03/12) | 90,8 | 0,967* | 2,78 | 8,18* | 0,261(29) | 0,160(28) | 0,139(28) | - | 0,188 |
| E ₃ (26/04/12) | 250,6 | 0,461** | 1,95 | 75,20** | 0,008(30) | 0,003(30) | 0,008(30) | - | 0,007 |
| E ₄ (10/06/12) | 49,2 | 0,967** | 3,91* | 4,55 | 0,582(30) | 0,465(27) | 0,360(30) | - | 0,469 |
| E ₅ (25/07/12) | 387,0 | 0,238** | 1,09 | 185,70** | 0,014(30) | 0,003(30) | 0,010(30) | - | 0,009 |
| E ₆ (08/09/12) | 69,9 | 0,968* | 1,76 | 2,07 | 0,010(29) | 0,010(30) | 0,014(30) | - | 0,012 |
| E ₇ (23/10/12) | 111,1 | 0,919** | 5,09** | 7,76* | 0,005(29) | 0,005(24) | 0,013(29) | - | 0,008 |
| E ₈ (07/12/12) | 130,0 | 0,857** | 4,60* | 11,90** | 0,020(27) | 0,019(28) | 0,079(28) | - | 0,039 |
| E ₁ (21/01/13) | 194,5 | 0,662** | 8,66** | 247,80** | 0,004(12) | 0,008(22) | 0,016(29) | 0,140(28) | 0,050 |
| E ₂ (09/03/13) | 303,3 | 0,460** | 2,10 | 266,30** | 0,002(20) | 0,003(16) | 0,003(30) | 0,037(27) | 0,013 |
| E ₃ (21/04/13) | 76,8 | 0,950** | 9,83** | 18,34** | 0,465(28) | 0,212(18) | 0,240(30) | 0,249(30) | 0,297 |
| E ₄ (03/06/13) | 95,4 | 0,918** | 1,96 | 8,49* | 0,359(30) | 0,139(16) | 0,158(30) | 0,166(30) | 0,214 |
| E ₅ (20/07/13) | 66,6 | 0,879** | 2,08 | 10,60* | 0,201(27) | 0,136(23) | 0,084(30) | 0,070(30) | 0,120 |
| E ₆ (15/09/13) | 129,8 | 0,885** | 3,56* | 17,76** | 0,004(27) | 0,003(29) | 0,009(29) | 0,007(27) | 0,006 |
| E ₇ (30/10/13) | 80,5 | 0,964** | 8,72** | 14,96** | 0,465(30) | 0,359(27) | 0,254(30) | 0,133(28) | 0,304 |
| E ₈ (14/12/13) | 179,1 | 0,738** | 3,45* | 79,93** | 0,153(29) | 0,096(27) | 0,019(28) | 0,025(27) | 0,074 |
| E ₉ (27/01/14) | 91,7 | 0,922** | 2,69* | 9,55* | 0,321(28) | 0,207(28) | 0,175(26) | 0,120(26) | 0,208 |
| Média | - | - | - | - | 0,210(464) | 0,123(430) | 0,107(494) | 0,107(253) | - |

E₁, E₂, E₃, ...E₉ - Épocas de coleta nos anos de 2012 e 2013. (**) Hipótese nula (H_0) rejeitada ao nível de 1% de significância; (*) Hipótese nula rejeitada ao nível de 5% de significância. Hipóteses nulas e hipóteses alternativas contrastadas: H_0 : os erros seguem uma distribuição normal vs H_1 : os erros não seguem uma distribuição normal; (teste de Shapiro-Wilk); H_0 : as variâncias dentro dos tratamentos são homogêneas vs H_1 : as variâncias dentro dos tratamentos não são homogêneas (testes de Levene e de Bartlett).

Ao observar a decomposição média de celulose em relação aos tratamentos se comportar diferentemente de uma coleta para outra, como também as médias da decomposição de celulose em relação às coletas dentro de cada tratamento, isto indica haver, provavelmente, existir interação entre os tratamentos e as coletas, ou seja, a decomposição de celulose em relação aos tratamentos se comportou de uma forma em uma coleta e de outra forma em outra coleta, ou a decomposição de celulose em relação às coletas se comportou de um modo dentro de um tratamento e de outro modo dentro do outro tratamento.

Ainda com base na última coluna (Tabela 3), as taxas de decomposição celulolítica, em todas as épocas, foram consideradas baixas (< 50%), exceto na E₄ (10/06/12), que teve quase 50% do substrato degradado (celulose). Era de se esperar que uma atividade microbiana assim fosse justificada por um conjunto de chuvas ocorrido nessa época, a cujo fator poderia ser associado a quebra do estado de dormência das populações microbianas, pondo-as em atividade. Tal fenômeno, no entanto, não foi verificado, conforme pode ser observado na Figura 5, contendo registros de chuvas ocorridas nessa época. Segundo Garcia et al. (1994), o baixo teor de matéria orgânica é a principal causa da baixa atividade microbiana em solos de regiões semi-áridas. De fato, todas as áreas aqui estudadas apresentaram teores de M.O. baixos, ou seja, menores de 15 g.dm⁻³ (Tabela 2). Contudo, o autor desta tese discorda veementemente deste ponto de vista, acreditando ser a disponibilidade hídrica o principal fator limitante à atividade microbiana do solo e o principal mecanismo desencadeador deste fenômeno em tais regiões. Segundo Alexander (1977), a umidade é o fator mais relevante sobre a atividade microbiana, regulando de várias maneiras os componentes do protoplasma, alterando as trocas gasosas e auxiliando no transporte e dissolução dos nutrientes do solo.

Com relação aos resultados de atividade microbiana, expressos em taxa de decomposição celulolítica, Luna et al. (2008), estudando duas áreas em diferentes idades de uso como pastagem nativa, no município de São João do Cariri, observaram valores mais elevados na área degradada (tratamento B) do que na área mais preservada (tratamento A), em quase todas as determinações por eles efetuadas, acreditando está, na área mais degradada a microbiota investindo maior parte de sua energia em manutenção de sua biomassa do que em reprodução. Resultado similar foi também observado neste trabalho, onde a taxa de decomposição foi, na maioria das vezes, superior nos tratamentos com caprinos comparativamente às testemunhas, numa proporção de sete épocas de avaliação contra seis (Tabela 4).

Na Tabela 4 são apresentadas as análises estatísticas não-paramétricas e as comparações múltiplas das médias dos postos da decomposição de celulose em relação aos tratamentos.

Tabela 4. Análises estatísticas não-paramétricas (KRUSKAL-WALLIS, 1952) e comparações múltiplas das médias dos postos da decomposição de celulose em relação aos tratamentos em cada coleta nos anos 2012 e 2013.

| Coleta | G.L. | Valor h obtido | | Nível de significância do teste $Pr\{\chi^2_{(G.L.)} \geq h\} < p$ | Comparação dos valores médios dos escores relativos aos tratamentos | | | |
|---------------------------|------|---|--------|---|---|-------------------|----------------|----------------|
| | | para a estatística H do teste de Kruskal-Wallis | H | | p-valor | T ₁ | T ₂ | T ₃ |
| E ₁ (27/01/12) | 2 | 11,305** | 0,0035 | 53,0a | 33,4b | 37,9b | - | |
| E ₂ (12/03/12) | 2 | 6,834* | 0,0328 | 52,7a | 38,0a | 37,9 ^a | - | |
| E ₃ (26/04/12) | 2 | 14,160** | 0,0008 | 35,8b | 42,8ab | 58,0a | - | |
| E ₄ (10/06/12) | 2 | 11,089** | 0,0039 | 54,9a | 43,9ab | 33,2b | - | |
| E ₅ (25/07/12) | 2 | 30,265** | 0,0001 | 34,6b | 36,0b | 65,9 ^a | - | |
| E ₆ (08/09/12) | 2 | 4,620 | 0,0993 | 40,9a | 40,7 ^a | 53,2 ^a | - | |
| E ₇ (23/10/12) | 2 | 10,675** | 0,0048 | 35,8b | 35,0b | 52,6 ^a | - | |
| E ₈ (07/12/12) | 2 | 13,902** | 0,0010 | 38,2b | 32,7b | 55,0a | - | |
| E ₁ (21/01/13) | 3 | 21,991** | 0,0001 | 26,1b | 33,1b | 49,7b | 60,8a | |
| E ₂ (09/03/13) | 3 | 19,459** | 0,0002 | 36,8b | 44,3b | 39,4b | 64,5a | |
| E ₃ (21/04/13) | 3 | 14,819** | 0,0020 | 70,5a | 36,6b | 48,5b | 52,7ab | |
| E ₄ (03/06/13) | 3 | 14,477** | 0,0023 | 71,5a | 43,9b | 47,2b | 46,9b | |
| E ₅ (20/07/13) | 3 | 41,820** | 0,0001 | 81,6a | 69,6 ^a | 44,1b | 32,6b | |
| E ₆ (15/09/13) | 3 | 9,657** | 0,0217 | 47,8b | 47,5b | 67,8a | 62,7ab | |
| E ₇ (30/10/13) | 3 | 22,579** | 0,0001 | 75,4a | 65,9ab | 54,3bc | 35,7c | |
| E ₈ (14/12/13) | 3 | 26,116** | 0,0001 | 77,2a | 63,7b | 41,4c | 40,7c | |
| E ₉ (27/01/14) | 3 | 18,120** | 0,0004 | 69,5a | 59,0a | 53,9ab | 34,1b | |

E₁, E₂, E₃, ... E₉ - Épocas de coleta nos anos de 2012 e 2013. **Obs.1:** Escores médios seguidos das mesmas letras não diferem estatisticamente entre si, ao nível de 5% de significância. **Obs.2:** Para os cálculos das diferenças mínimas significativas (d.m.s.) utilizadas para comparar os escores médios, levou-se em conta que os tratamentos não foram igualmente repetidos, as amostras são grandes e o nível de significância foi de 5%, conforme Campos (1983, pg. 223-224).

Em oito épocas de avaliação de AD (E₁ e E₄ de 2012 e E₃, E₅, E₇, E₈ e E₉ de 2013), pelo menos um dos dois tratamentos com caprinos (T₁ ou T₂) foi maior a taxa de decomposição celulolítica do que em pelo menos uma das testemunhas (T₃ ou T₄), diferindo estatisticamente ao nível de 5% de significância, pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (1952).

Foi observado no primeiro ano de pesquisa (2012), não ter a atividade decompositora (AD), diferido estatisticamente, ao nível de 5% de significância, nos tratamento T₁, T₂ e T₃, nos meses de março e setembro (épocas E₂ e E₆). Os referidos meses estiveram entre aqueles que menos choveram no referido ano.

Nos meses de abril, junho, outubro e dezembro de 2012 (épocas E₃, E₅, E₇ e E₈) e nos meses de janeiro e março do ano seguinte (épocas E₁ e E₂) os valores dos escores médios da AD, em pelo menos uma das testemunhas (T₃ ou T₄), foram superiores aos valores dos tratamentos T₁ e T₂, diferindo estatisticamente ($p < 0,05$) pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (1952). Nesses meses, as precipitações pluviométricas foram muito baixas, sendo, respectivamente, 10, 8, 2, 0,0, 0,0 e 2,6 mm. Isto permite uma teorização, de quando os ecossistemas são menos perturbados, como as áreas III e IV (sem pastejo) a comunidade microbiana do solo se torna mais resistente e, portanto, menos influenciada pela escassez hídrica, tendo maior capacidade de manter sua atividade potencial, expressa em taxa de decomposição celulolítica, do que nos ecossistemas mais perturbados sob esta mesma condição, como nas áreas sob pastejo caprino (áreas I e II). É possível ser a superioridade na taxa de decomposição um reflexo da predominância em tais áreas de populações microbianas conhecidas como estratégicas “k”.

De acordo com a teoria de Andrews e Harris (1986), existem no universo da microbiota edáfica populações microbianas estratégica “r” e “k” que oscilam de acordo com as mudanças das condições ambientais. Os primeiros são chamados de oportunistas e fugitivos, reproduzem-se rapidamente, de forma exponencial e investem a maior parte de sua energia em reprodução quando as condições ambientais estão mais favoráveis, como a presença de chuvas, por exemplo; e desaparecem em condições adversas, como a estiagem. Têm, portanto, alta resiliência. Os estratégicas “k” reproduzem-se mais lentamente (de forma sigmoidal), são mais capazes de se manterem ativos em ambientes adversos, vivem em equilíbrio com o ambiente e investem a maior parte de sua energia em manutenção de sua biomassa, como em estruturas que lhe conferem maior capacidade adaptativa às condições do meio, por exemplo, e não em altas taxas reprodutivas. Têm, portanto, maior resistência frente às condições ambientais de estresse ou de distúrbio, como as condições de estresse hídrico registradas nas épocas acima mencionadas.

3.5. Biomassa microbiana, respiração basal, qCO_2 e $C_{mic} : C_{org}$

Os resultados das análises estatísticas para os parâmetros BM, AR, qCO_2 e $C_{mic} : C_{org}$ encontram-se na Tabela 5, realizados com os dados do experimento com uma testemunha (dados de 2012) e na Tabela 5, para o experimento com duas testemunhas (dados de 2013).

Observe-se que, para as variáveis transformadas dos dois experimentos, Tabelas 5 e 6, os coeficientes de variação foram todos abaixo de 20%, isto é, se situaram entre 4,2 e 17,3 para o experimento com uma testemunha (T_3) e entre 7,5 e 15,8 para o experimento com duas testemunhas (T_3 e T_4). Simultaneamente, constatou-se a normalidade dos dados transformados pelo teste de Shapiro-Wilk (1965), pois, os níveis descritivos (p-valor) foram todos maiores que 0,05, levando a concluir que as hipóteses de normalidade das variáveis transformadas não foram rejeitadas ao nível de 5% de significância.

Tabela 5. Resultados do coeficiente de variação, da estatística W de Shapiro-Wilk e do nível descritivo do teste (p-valor), associados às variáveis originais e transformadas para o experimento com uma testemunha (2012).

| Variáveis | C.V. (%) | Teste de Shapiro-Wilk | |
|---------------|---|-----------------------|---------|
| | | W | P-Valor |
| Originais | BM | 45,8 | 0,9023 |
| | RB | 19,6 | 0,9538 |
| | qCO₂ | 56,2 | 0,9400 |
| | C_{mic}: C_{org} | 112,3 | 0,8685 |
| Transformadas | BM | 8,4 | 0,9405 |
| | RB | 4,2 | 0,9716 |
| | qCO₂ | 6,7 | 0,9679 |
| | C_{mic}: C_{org} | 17,3 | 0,9537 |

Tabela 6. Resultados do coeficiente de variação, da estatística W de Shapiro-Wilk e do nível descritivo do teste (p-valor), associados às variáveis originais e transformadas para o experimento com duas testemunhas (2013).

| Variáveis | C.V. (%) | Teste de Shapiro-Wilk | |
|---------------|---|-----------------------|-------------------|
| | | W | P-Valor |
| Originais | BM | 28,2 | 0,9787 |
| | RB | 34,1 | 0,9221 |
| | qCO₂ | 117,7 | <0,0001 |
| | C_{mic}: C_{org} | 40,4 | 0,9481 |
| Transformadas | BM | 9,4 | 0,9766 |
| | RB | 7,5 | 0,9449 |
| | qCO₂ | 15,8 | 0,9497 |
| | C_{mic}: C_{org} | 10,4 | 0,9776 |

Atendidas às suposições de estabilidade da variância e de normalidade dos erros, procedeu-se à análise de variância com o objetivo de testar as seguintes hipóteses:

$H_0^{(1)}$: Os tratamentos não têm efeitos sobre a variável resposta.

$H_0^{(2)}$: As épocas de avaliação não têm efeitos sobre a variável resposta,

$H_0^{(3)}$: A média da variável resposta relativa aos tratamentos T_1 e T_2 combinados é igual à média da testemunha. [Contraste: (T_1+T_2) vs T_3 , para o Experimento 1].

$H_0^{(4)}$: A média da variável resposta no tratamento 1 é igual à média da variável resposta no tratamento 2. (Contraste: T_1 vs T_2 , para os Experimentos 1 e 2).

$H_0^{(5)}$: A média da variável resposta relativa aos tratamentos T_1 e T_2 combinados é igual à média das testemunhas combinadas [Contraste: (T_1+T_2) vs (T_3+T_4) no Experimento 2],

$H_0^{(6)}$: As médias da variável resposta relativa às testemunhas são iguais. (Contraste: T_3 vs T_4 , para o Experimento 2).

Os resultados das análises de variância que objetivaram testar as hipóteses anteriormente mencionadas (vide item 2.4) encontram-se nas Tabelas 7 e 8.

Ao contrastarem-se os valores de BM, RB e qCO₂ dos tratamentos (T_1+T_2) com a testemunha (T_3), verificaram-se diferenças significativas ($p < 0,01$). De forma semelhante, ao se realizar o contraste entre os tratamentos (T_1 vs T_2), observou-se que os valores de BM, qCO₂ e a relação C_{mic}: C_{org} também diferiram ao mesmo nível de significância (1%). A BM e a relação C_{mic}: C_{org} praticamente não variaram entre as épocas de avaliação, durante o primeiro ano de experimento, como pode ser observado na Tabela 7 (as interpretações de tudo isso serão feitas mais adiante).

Com relação às médias de BM, RB, qCO₂ e C_{mic}: C_{org} entre os tratamentos, os valores de BM e da relação C_{mic}: C_{org} em T₁ foram iguais aos de T₃, sendo ambas superiores aos de T₂. Com relação à RB e ao qCO₂, o primeiro parâmetro foi em T₁ igual a T₂, sendo ambos superiores a T₃, já o segundo parâmetro, foi maior em T₂ > T₁ > T₃ (Tabela 7) (interpretações mais adiante).

Tabela 7. Resultados da análise de variância para testar os efeitos dos contrastes de interesse, dos tratamentos e das épocas de avaliação; do teste de Tukey para comparação das médias duas a duas com respectivas D.M.S, obtidos a partir dos dados do experimento 1 (2012).

| F. Variação | G.L. | Quadrados médios/Médias por variável transformada | | | |
|---|----------------|---|--------------|------------------|-------------------------------------|
| | | BM | RB | qCO ₂ | C _{mic} : C _{org} |
| (T ₁ +T ₂) vs T ₃ | 1 | 0,2168** | 0,0274** | 0,2388** | 0,0068 |
| T ₁ vs T ₂ | 1 | 0,1736** | 0,0008 | 0,1732** | 0,1036** |
| Tratamento | (2) | 0,4679** | 0,0333** | 0,5506** | 0,0552** |
| Época | 7 | 0,0496* | 0,0874** | 0,1976** | 0,0057 |
| Resíduo | 14 | 0,0173 | 0,0045 | 0,0102 | 0,0032 |
| | T ₁ | 1,129 a | 1,144 a | 1,000 b | 0,395 a |
| Médias (Trat.) | T ₂ | 0,920 b | 1,130 a | 1,208 a | 0,234 b |
| | T ₃ | 1,226 a | 1,065 b | 0,893 c | 0,350 a |
| D.M.S (5%) (Trat.) | - | 0,120 | 0,062 | 0,091 | 0,074 |
| | E ₁ | 1,071 ab | 1,058 bc | 0,973 bc | 0,307 a |
| | E ₂ | 1,158 ab | 1,037 bc | 0,931 c | 0,328 a |
| | E ₃ | 1,108 ab | 1,005 c | 0,913 c | 0,406 a |
| Médias (Época) | E ₄ | 1,229 a | 1,080 bc | 0,963 bc | 0,369 a |
| | E ₅ | 1,097 ab | 0,995 c | 0,894 c | 0,321 a |
| | E ₆ | 1,073 ab | 1,142 b | 1,034 bc | 0,299 a |
| | E ₇ | 0,915 b | 1,287 a | 1,401 a | 0,263 a |
| | E ₈ | 1,084 ab | 1,301 a | 1,161 b | 0,321 a |
| D.M.S(5%)(Época) | - | 0,265 | 0,135 | 0,201 | 0,163 |

E₁, E₂, E₃, ... E₈ - Épocas de coleta no ano de 2012. “*” e “**” efeito estatisticamente significativo ao nível de 5% e 1%, respectivamente. **D.M.S. (5%)** diferença mínima significativa calculada pelo método de Tukey a 5% de significância. **Obs.:** Médias seguidas da mesmas letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de significância.

Na Tabela 7, evidenciou-se que os tratamentos tiveram efeitos estatisticamente significativos, ao nível de 1% de probabilidade, sobre todas as variáveis estudadas (BM, RB, qCO₂ e C_{mic} : C_{org}). Os efeitos das épocas de avaliação sobre as variáveis estudadas só não foram estatisticamente significativos para a variável C_{mic} : C_{org} do Experimento 1 (2012) (as interpretações à luz da ecologia serão feitas mais adiante).

Tabela 8. Resultados da análise de variância para testar os efeitos dos contrastes de interesse, dos tratamentos e das épocas de avaliação; do teste de Tukey para comparação das médias duas a duas com respectivas D.M.S, obtidos a partir dos dados do experimento 2 (2013).

| F. Variação | G.L. | Quadrados médios/Médias por variável transformada | | | |
|---|----------------------|---|--------------|------------------|-------------------------------------|
| | | BM | RB | qCO ₂ | C _{mic} : C _{org} |
| (T ₁ +T ₂)vs (T ₃ +T ₄) | 1 | 0,0408 | 0,00737 | 0,0319 | 0,0025 |
| T₁ vs T₂ | 1 | 0,0538 | 0,00381 | 0,0180 | 0,0603** |
| T₃ vs T₄ | 1 | 0,0918* | 0,00001 | 0,0113 | 0,0075* |
| Tratamento | (3) | 0,0621* | 0,0037 | 0,0204 | 0,0234** |
| Época | 8 | 0,3463** | 0,0912** | 0,1693** | 0,0401** |
| Resíduo | 24 | 0,0147 | 0,0066 | 0,0214 | 0,0016 |
| Médias (Trat.) | T₁ | 1,304 ab | 1,105 a | 0,923 a | 0,434 a |
| | T₂ | 1,194 b | 1,076 a | 0,986 a | 0,319 c |
| | T₃ | 1,300 a | 1,061 a | 0,870 a | 0,414 ab |
| | T₄ | 1,245 ab | 1,062 a | 0,920 a | 0,373 b |
| DMS.(5%) (Trat.) | - | 0,158 | 0,106 | 0,190 | 0,052 |
| Médias (Época) | E₁ | 1,191 b | 1,050 b | 0,917 b | 0,348 a |
| | E₂ | 1,140 b | 1,018 b | 0,915 b | 0,348 ab |
| | E₃ | 1,155 b | 1,031 b | 0,910 b | 0,332 c |
| | E₄ | 1,155 b | 0,981 b | 0,857 b | 0,352 c |
| | E₅ | 1,522a | 0,963 b | 0,751 b | 0,459 ab |
| | E₆ | 1,061 ab | 0,922 b | 0,980 b | 0,302 c |
| | E₇ | 0,902 b | 1,286 a | 1,433 a | 0,259 c |
| | E₈ | 1,626 a | 1,061 b | 0,758 b | 0,499 a |
| | E₉ | 1,794 a | 1,370 a | 0,805 b | 0,565 a |
| D.M.S.(5%)(Época) | - | 0,291 | 0,195 | 0,351 | 0,096 |

E₁, E₂, E₃, ...E₉ - Épocas de coleta no ano de 2013. ``*'' e ``**'' efeito estatisticamente significativo ao nível de 5% e 1%, respectivamente. **D.M.S. (5%)** diferença mínima significativa calculada pelo método de Tukey a 5% de significância. **Obs.:** Médias seguidas das mesmas letras não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de significância.

Também, nas Tabelas 7 e 8, o contraste testemunhas *versus* tratamentos foi estatisticamente significativo ao nível de 1% de significância para as variáveis transformadas BM, RB e qCO₂ no Experimento 1 (2012), sendo que o mesmo não foi verificado para estas mesmas variáveis no Experimento 2 (2013) e para a variável C_{mic} : C_{org} nos dois experimentos. O contraste T₁ vs T₂ foi estatisticamente significativo para as variáveis transformadas BM e qCO₂ no Experimento 1 e para C_{mic} : C_{org} nos dois experimentos, sendo observados maiores valores médios para o tratamento T₁ nas variáveis BM, C_{mic} : C_{org} e menor valor para a variável qCO₂ do Experimento 1. Este contraste não foi estatisticamente significativo para as variáveis RB nos dois experimentos, BM e qCO₂ no experimento 2. Neste mesmo experimento, o contraste entre as médias das testemunhas T₃ vs T₄ não foram significantes, ao nível de 5% pelo teste F, para as variáveis RB e qCO₂. Porém, para as

variáveis BM e $C_{mic} : C_{org}$ este contraste foi estatisticamente significativo, ao nível de 5% de significância, constatando-se maiores médias para a testemunha T_3 . Ainda nas Tabelas 7 e 8, estão contidas as estimativas das médias das variáveis transformadas relativas aos tratamentos e épocas de avaliação, bem como suas respectivas diferenças mínimas significativas calculadas pelo método de Tukey ao nível de 5% de significância. A comprovação das diferenças estatisticamente significativas entre as médias são identificadas pelo acompanhamento das letras diferentes.

Ao se analisar os dados contidos na Tabela 7 (dados de 2012), percebe-se ter o solo de T_3 maior BM do que o solo de T_2 . Por outro lado, os solos de T_1 e T_2 têm valores mais elevados de respiração basal (RB) e de qCO_2 do que o solo de T_3 , evidenciando estarem suas populações microbianas investindo a maior parte de sua energia manureção de sua manutenção biomassa. Esta condição reflete maior estresse da microbiota edáfica dos referidos solos. Considera-se, ainda, o fato de ter havido neste ano um maior, mas não comprovado estatisticamente, aporte de serapilheira (23,30 e 11,10 $g.m^{-2}$, o qual correspondeu a 2.795,72 e 1.331,56 $kg.ha^{-1}.ano^{-1}$, nos tratamentos T_1 e T_2 , respectivamente. Vide Tabela 1 do capítulo 2), tendo as taxas de decomposição celulolítica, por isso, apresentado valores mais elevados dentre os três tratamentos ($0,172 g.45\text{ dias}^{-1}$ e $0,116 g.45\text{ dias}^{-1}$, correspondendo a $1,39 g. ano^{-1}$ e $0,94 g. ano^{-1}$, respectivamente em T_1 e T_2) para o ano de 2012 (Tabela 3). De acordo com estes resultados, a microbiota do solo de T_1 e T_2 parece estar em condições menos favoráveis de manutenção de sua biomassa do que a microbiota do solo de T_3 ($0,109 g. 45\text{ dias}^{-1} = 0,884 g. ano^{-1}$). Tal dedução é fortalecida pelos maiores valores de qCO_2 em T_1 e T_2 , os quais refletem maior gasto de energia, comparativamente ao solo de T_3 , com menor valor de qCO_2 .

Em suma, o quociente respiratório (qCO_2) de um solo, traduz o gasto de energia da microbiota edáfica, indicando maior eficiência deste compartimento quanto menor for a quantidade de C perdida, na forma de CO_2 , pela respiração, em detrimento de uma fração significativa de C ser incorporada à biomassa microbiana. Assim, uma biomassa microbiana “eficiente” tem menor taxa de respiração (T_3) em relação a uma biomassa “ineficiente” (T_1 e T_2).

Martins et al. (2010), ao estudarem atributos de solos e sua relação com o processo de desertificação no Semiárido de Pernambuco, concluíram que, tanto o qCO_2 quanto a biomassa microbiana, foram mais sensíveis à degradação ambiental e sugeriram que tais atributos poderiam ser usados como indicadores de qualidade do solo.

Ainda na Tabela 7, existe maior quantidade de carbono microbiano como parte do carbono orgânico total do solo ($C_{mic} : C_{org}$) em T_1 e T_3 do que em T_2 , mostrando que os micro-

organismos destes solos estão armazenando mais carbono em sua BM e, consequentemente, contribuindo menos para o aquecimento global (efeito estufa).

Geralmente, a relação $C_{mic}: C_{org}$ reflete alta relação com a BM em condições de campo, ou seja, onde a BM é mais robusta, a relação $C_{mic}: C_{org}$ tende a ser também (vide os dados de BM e de $C_{mic}: C_{org}$ nos tratamento T₁, T₂ e T₃, na Tabela 7 e 8). Contrariamente, onde a BM é mais robusta, o qCO₂ geralmente tende a ser mais baixo, principalmente em ambientes equilibrados (Tabela 7 e 8). Com base nestes resultados, pode-se teorizar que os solos T₁ e T₃, apresentam as melhores condições para o desenvolvimento da microbiota edáfica.

Ao estudarem áreas em processo de desertificação no Estado de Pernambuco, Martins et al. (2010) destacaram ser a BM um dos atributos mais sensíveis ao avanço da degradação, podendo, segundo eles, ser utilizada como indicador do nível de degradação do solo. Neste trabalho, tal atributo foi utilizado com este propósito, em consonâncias com outros atributos microbianos (RB, o qCO₂ e a relação $C_{mic}: C_{org}$).

Loureiro (2012) observou que em áreas com baixos níveis de antropização é menor a perda relativa de carbono pela respiração microbiana, repercutindo no baixo índice de quociente metabólico (qCO₂), ilustrando o seu papel na dinâmica de carbono nos ecossistemas terrestres. Wardle e Ghani (1995) observaram que o aumento do qCO₂, em solos de ecossistemas perturbados, é um indicativo da microbiota do solo às condições adversas, sugerindo ineficiência da biomassa microbiana no uso do carbono do solo.

Estas observações estão de acordo com os resultados aqui obtidos, uma vez que o solo de T₁, com maior densidade de caprinos é, por isso, mais antropizado do que o solo de T₃ (sem caprinos). De forma mais generalizada, solos com baixo qCO₂ refletem economia de energia e eficiência em sua utilização e, supostamente, indica estabilidade e equilíbrio destes. Contrariamente, valores elevados são indicativos de ecossistemas submetidos a alguma condição de estresse ou de distúrbio (Anderson e Domsch, 1985), como as condições encontradas de adensamento de caprinos (T₁ e T₂) neste trabalho.

Anderson e Domsch (1990;1993) observaram que o qCO₂ foi, também, útil na indicação de condições adversas, como a acidez do solo (maior qCO₂), quando comparadas às condições de neutralidade (menor qCO₂). Estas observações estão de acordo com os resultados aqui obtidos, uma vez que os solos de T₁ e T₂, por apresentarem maior acidez (pH= 6,03 e 5,88, respectivamente) do que o solo de T₃ (pH= 6,43), apresentaram valores de

qCO₂ mais elevados (1,000 e 1,208 mg C- CO₂ . 100 g⁻¹ de solo seco S.E., respectivamente), indicando biomassa microbiana estressada.

No primeiro ano de experimento (2012), o solo de T₂, que teve o menor valor de BM (0,920 mg de C- CO₂ . 100 g⁻¹ de solo S.E.) e maior valor RB (1,130 mg de C- CO₂ . 100 g⁻¹ de solo S.E.) igual ao do solo de T₁(1,144 mg de C- CO₂ . 100 g⁻¹ de solo S.E.), apresentou o maior valor de qCO₂(1,208 mg de C- CO₂ . g⁻¹ de BM. h⁻¹), que indica estar sua microbiota investindo a maior parte de sua energia (armazenada sob forma de carbono) em sua manutenção. Estes são indicadores de que a microbiota do solo de T₂ também está em condições menos favoráveis do que a microbiota de T₃ (Tabela 6).

Existe um percentual de carbono microbiano como parte do carbono orgânico total do solo (C_{mic}: C_{org}) maior em T₃ e T₁ (0,395 e 0,350) do que em T₂ (0,234), sendo os resultados de BM (maior dos três), RB e qCO₂ (menores dos três) indicativos de que a microbiota do solo de T₃ apresentou maior eficiência no armazenamento e utilização do carbono para sua manutenção, enquanto a microbiota do solo de T₂ apresenta resultados opostos (Tabela 6)

Resultados similares foram obtidos por Luna et al. (2008), em estudo sobre microbiota de solos do Cariri da Paraíba, em que no solo considerado mais produtivo e menos degradado (à semelhança do solo da caatinga testemunha do presente trabalho, ou seja, o tratamento T₃, sem caprinos), a biomassa apresentou-se mais elevada; e o solo menos produtivo e mais degradado (à semelhança do solo da caatinga deste presente trabalho, ou seja, os tratamentos T₁ e T₂, com caprinos) apresentou valores mais elevados de respiração basal e de qCO₂, indicando maior gasto de energia para manutenção de suas populações microbianas. No mesmo estudo realizado pelos autores acima, a taxa de decomposição celulolítica (AD) foi mais elevada no solo da área mais impactada pelo pastejo caprino (área sob esta condição há mais de 40 anos) do que na área menos impactada (pastejo há 20 anos), à semelhança do solo de T₁ e T₂, do presente estudo, indicando maior gasto de energia.

Observando a Tabela 8, não foram encontradas evidências estatisticamente significativas, ao nível de 1%, do efeito dos tratamentos sobre as variáveis RB e qCO₂, no Experimento 2 (2013). Neste ano, o solo de T₃ também apresentou maior BM (1,30) do que o solo de T₂ (1,194) e valor mais baixo de C_{mic} : C_{org}, (0,319), evidenciando que suas populações microbianas investem a maior parte de sua energia para sua manutenção. Esta condição indica maior estresse da microbiota edáfica do referido solo.

Estes resultados mostram que a microbiota do solo de T₂ parece estar em condições menos favoráveis de manutenção do que a microbiota do solo de T₃.

Nas Tabelas 9 e 10, estão apresentadas as estimativas das médias das variáveis originais relativas aos tratamentos e épocas de avaliação. Estas estimativas não foram consideradas nas análises estatísticas realizadas. Elas serviram apenas como referência comparativa visual entre as médias das variáveis transformadas e originais.

Tabela 9. Estimativas das médias dos valores observados das variáveis originais relativas aos tratamentos e época de avaliação para o experimento 1 (2012).

| Trat./Época | Médias das variáveis originais | | | |
|---------------------------------|--------------------------------|--------|------------------|-------------------------------------|
| | BM | RB | qCO ₂ | C _{mic} : C _{org} |
| T₁ | 8,874 | 9,194 | 5,923 | 0,028 |
| T₂ | 3,389 | 9,288 | 13,224 | 0,003 |
| T₃ | 12,865 | 7,120 | 3,218 | 0,016 |
| E₁ (27/01/12) | 7,110 | 6,487 | 4,623 | 0,010 |
| E₂ (12/03/12) | 10,637 | 5,960 | 4,043 | 0,014 |
| E₃ (26/04/12) | 8,363 | 5,173 | 3,357 | 0,041 |
| E₄ (10/06/12) | 15,420 | 7,977 | 5,357 | 0,024 |
| E₅ (25/07/12) | 7,703 | 4,960 | 2,903 | 0,011 |
| E₆ (08/09/12) | 6,990 | 9,013 | 6,233 | 0,008 |
| E₇ (23/10/12) | 3,317 | 14,453 | 22,477 | 0,005 |
| E₈ (07/12/12) | 7,467 | 15,147 | 10,643 | 0,011 |

E₁, E₂, E₃, ...E₈ - Épocas de coleta no ano de 2012.

Tabela 10. Estimativas das médias dos valores observados das variáveis originais relativas aos tratamentos e época de avaliação para o experimento 2 (2013).

| Trat./Época | Médias das variáveis originais | | | |
|---------------------------------|--------------------------------|--------|------------------|-------------------------------------|
| | BM | RB | qCO ₂ | C _{mic} : C _{org} |
| T₁ | 19,878 | 8,071 | 4,802 | 0,042 |
| T₂ | 17,652 | 8,247 | 8,631 | 0,017 |
| T₃ | 24,159 | 7,653 | 2,999 | 0,032 |
| T₄ | 16,542 | 7,232 | 4,382 | 0,023 |
| E₁ (21/01/13) | 11,733 | 6,240 | 3,778 | 0,016 |
| E₂ (09/03/13) | 9,580 | 5,478 | 3,592 | 0,016 |
| E₃ (21/04/13) | 9,998 | 5,840 | 3,420 | 0,013 |
| E₄ (03/06/13) | 10,405 | 4,600 | 2,720 | 0,018 |
| E₅ (20/07/13) | 28,543 | 4,240 | 0,640 | 0,040 |
| E₆ (15/09/13) | 6,788 | 3,800 | 5,193 | 0,008 |
| E₇ (30/10/13) | 3,086 | 14,400 | 15,375 | 0,005 |
| E₈ (14/12/13) | 38,155 | 6,643 | 0,730 | 0,054 |
| E₉ (27/01/14) | 57,733 | 18,968 | 1,385 | 0,085 |

E₁, E₂, E₃, ...E₉ - Épocas de coleta no ano de 2013.

4. CONCLUSÕES

- Os resultados de atividade decompóssitora não foram úteis como indicadores biológicos de áreas degradadas pelo pastoreio caprino, pois em algumas épocas de avaliação a AD foi maior nos tratamentos (T_1 e T_2) e em outras, nas testemunhas (T_3 e T_4);
- No período de seca, os micro-organismos edáficos das áreas controle (T_3 e T_4) foram mais eficientes na decompor da matéria orgânica do solo (AD) do que os das áreas sob impacto (T_1 e T_2), sugerindo a predominância de micro-organismos estrategista “k” nestas áreas.
- Os parâmetros microbiológicos aqui estudados, com ênfase para a BM, a RB, o qCO_2 e a relação $C_{mic} : C_{org}$ (Experimento 1) e BM e $C_{mic} : C_{org}$ (Experimento 2) foram sensíveis à degradação ambiental pelo pastoreio caprino, podendo ser utilizados como indicadores ecológicos de áreas degradadas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDER, M. **Introduction to Soil Microbiology**, 2 ed. John Wiley & Sons, New York. 1977, 467p.

ALLEN, S.E. **Chemical analysis of ecology materials**. Blackwell. 165p.

ANDRADE, L.A.; REIS, M.G.; REIS, G.G. Classificação ecológica do Estado da Paraíba: interpolação de dados climáticos por aproximação numérica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 23, n. 1, p. 23-32, 1999.

ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in dormant state. **Biology and Fertility of Soils**, v. 1, p. 81- 89, 1985.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Carbon link between microbial biomass and soil organic matter. In: MEGUSAR, F. & GANTAR, M. (eds.) **International Symposium on Microbial Ecology**, 4. Ljubljana, Yugoslavia, Slovne Societ for Microbiology, p 471-476, 1986.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratio of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 21, p. 471-479, 1989.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Application of ecophysiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 251-255, 1990.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condicions, such as pH, on the microbial biomass of forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.

ANDREWS, J.H.; HARRIS, R.F. r- and k- selection and microbial ecology. P. 99-147. In: MARSHALL, K.L. Ed., **Advances in microbial ecology**. Plenum Press, New York, 1986.

BARTLETT, M.S. Properties of sufficiency and statistical tests. **Proceedings of the Royal Statistical Society - Serie A**, v. 60, p. 268-282, 1937.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecology: Individuals, populations and communities**. 2a ed. Blackwell Scientific Publications, 1990. 945p.

BOX, G.E.P.; COX, D.R. "An Analysis of Transformations" (whith discussion). **Journal of the Royal Statistical Society. (B)**, v. 26, n.2, p. 211-252, 1964.

CAMPOS, H. **Estatística Experimental Não-Paramétrica**. 4a. Ed. Departamento de Matemática e Estatística, ESALQ/USP, Piracicaba-SP, 1983.

CHAPMAN, S.J. Inoculum in the fumigation method for soil biomass determination. **Soil Biology and Biochemstry**, v. 19, n. 1, p. 83-87.

CHAVES, L.H.G.; CHAVES, I.B.; VASCONCELOS, A.C.F. **Salinidade das águas superficiais e suas relações com a natureza dos solos na Bacia Escola do açude Namorados**. Campina Grande: BNB/UFPB, 54p, 2000. (Boletim Técnico).

DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M. C, N e P na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999, p. 389-412.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (eds). **Defining soil quality for a sustainable environment**. SSSAJ, Madison, (Publication Number 35), 1994. p.3-22.

ÉDER-SILVA, H. **Fitossociologia, regeneração da vegetação e qualidade de sementes em áreas de caatinga**. 2009. 219f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB. 2009.

EFFGEN, T. A. M.; PASSOS, R. R.; LIMA, J. S. S.; BORGES, E. N.; DARDENGO, M. C. J. D.; REIS, E. F. Atributos químicos do solo e produtividade de lavouras de cafeiro conilon submetida a diferentes tratos culturais no sul do Estado do Espírito Santo. **Bioscience Journal**, v. 24, n. 2, p. 7-18, 2008.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; DE-POLLI, H. **Biomassa na ciclagem de nutrientes**. Trabalho apresentado no FertBio 2000: Biodinâmica do Solo, Santa Maria, RS. 2000.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F. Microbial activity soils under Mediterranean environmental conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 26, p. 1185-1191, 1994.

GRAZINAO NETO, F. **Questão agrária e ecologia: crítica da moderna agricultura.** 3^a. Ed. Editora Brasiliense-São Paulo-SP, 1986, 156p.

GRISI, B.M. Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. **Ciência e Cultura**, v. 30, p. 82-88, 1978.

GRISI, B.M.; GRAY, T.R.G. Comparação dos métodos de fumigação, taxa de respiração à adição de glicose e conteúdo de ATP, para estimar a biomassa microbiana dos solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 10, p. 109-115, 1986.

GRISI, B.M. Biomassa e atividade de microrganismos de solo: revisão metodológica. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 10, n. 1, p. 1-22, 1995.

ISAM, H. PARKINSON, D.; DOMSCH, K. H. Influence of macroclimate on soil microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, p. 211-221, 1989.

JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, p. 209-913, 1976.

JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. Microbial biomass in soil: Measurement and Turnover. In: PAUL, E.A e LADD, J.N., Eds. **Soil Biochemistry**, v.8. Marcel Dekker inc., New York. Pp. 415-471, 1981.

KRUSKAL, W.H.; WALLIS, W.A. Use of ranks in on-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583-661, 1952.

LEVENE, H. Robust Test for Equality of Variances, in I. O. et al., ed., 'Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotteling', Stanford University Press, California, United States, pp. 278-292. 1960.

LIMA, C. R. **Parâmetros ecofisiológicos de *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L. P. Queiroz e sua relação com a variabilidade temporal das chuvas em áreas do Semiárido paraibano.** 2014, 142f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2014.

LOUREIRO, D.C. **Biomassa microbiana do solo na Amazônia, Mata Atlântica e Antártica.** 2012. 97f. Tese (Doutorado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2012.

LUNA, R.G.; GRISI, B.M. Biomassa e atividade microbianas de solos cultivados com cana-de-açúcar, sob efeito da vinhaça. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 11, n. 1, p. 15-29. 1996.

LUNA, R.G.; COUTINHO, H.D.M. Efeitos do pastejo descontrolado sobre a fitocenose de duas áreas do cariri oriental paraibano. **Revista Caatinga**, v. 20, n. 2, p. 08-15. 2007.

LUNA, R.G.; COUTINHO, H.D.M.; GRISI, B.M. Evaluation of pasture soil productivity in the semi-arid zone of Brazil by Microbial analyses. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 39, p. 238-240. 2008.

LUNA, R.G.; COUTINHO, H.D.M. Efeitos de bagaço de cana-de-açúcar e minhocas (*Pontoscolex corethrurus*) sobre a microbiota do solo (PARAÍBA, BRASIL). **Revista Caatinga**, v. 21, n. 1, p. 156-161. 2008.

LYNCH, J.M.; PANTING, L.M. Measurement of the microbial biomass in intact cores of soil. **Microbial Ecology**, v. 7, p. 229-234, 1981.

MARTINS, C.M.; GALINDO, I.C.L; SOUZA, E.R.; POROCA, H.A. Atributos químicos e microbiológicos do solo de áreas em processo de desertificação no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 34, p. 1883-1890, 2010.

MENDES, B.V. **Alternativas tecnológicas para a agropecuária do Semi-Árido**. São Paulo, Nobel (Rio de Janeiro), Rede Globo, Projetos Nordestinos, 1985, 171p.

MENDES, B.V. Biodiversidade e desenvolvimento sustentável do semiárido. Fortaleza: SEMAC, 108P.

MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B. Simulação dos fluxos e balanços de fósforo em uma unidade de produção agrícola familiar no semiárido paraibano. In: SILVEIRA, L.M.; PETERSEN, P. & SABOURIN, E., Org. Agricultura familiar e agroecologia no semi-árido: Avanços a partir do Agreste da Paraíba. Rio de Janeiro, AS-PTA, 2002. p. 249-260.

MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; GONGO, V.; PÉREZ-MARIN, A.M. Ciclagem biogeoquímica em ecossistemas terrestres do Bioma Caatinga. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, 2012.

MINHONI, M.T.A.; CERRI, C.C. Decomposição de vinhaça em solo sob diferentes níveis de umidade: Liberação de CO₂, formação de biomassa e imobilização de nitrogênio adicionado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 11, n. 1, p. 25-30, 1987b.

MINHONI, M.T.A.; CERRI, C.C. Aplicação da radiação gama na determinação da biomassa microbiana de um solo incorporado com vinhaça. **Revista de microbiologia**, v. 18, n. 1, p. 87-92, 1987a.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434p.

PARENTE, H.N. **Avaliação da vegetação e do solo em áreas de caatinga sob pastejo caprino no Cariri da Paraíba**. 2009. 115f. Tese (Doutorado em Zootecnia), Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB. 2009.

PARKINSON, D.; GRAY, T.R.; WILLIAMS, S.T. **Methods for studying the ecology of soil microorganisms**. Oxford, Blackwell Scientific Publication, 116p. 1971.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de Estatística Experimental**. São Paulo: Nobel, 1985. 467p. POWLSON, D.S. The effects of gridding on microbial and non-microbial organic matter in soil. **Journal Soil Science**, v. 31, p. 77-85, 1980.

REIS JÚNIOR, F.B.; MENDES, I.C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007. (Documentos, 205).

RENCHER, A.C.; CHRISTENSEN, W.F. **Methods of Multivariate Analysis**. 3. Ed. John Wiley & Sons. Inc. Hoboken, New Jersey. 2012. 758p.

SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Matéria orgânica do solo no bioma caatinga. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópoles, 2008. Pp. 419-441.

SAMPAIO, E.V.S.B. Caracterização do bioma caatinga. In: GARIGLIO, A.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CESTARO, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test of normality (complete samples). **Biometrika**, v.52, n.3-4, p.591-611, 1965.

SILVA, F.B.R.; RICHÉ, G.R.; TONNEAU, J.P.; SOUZA NETO, N.C.; BRITO, L.T.L.; CORREIA, R.C.; CAVALCANTI, A.C.; SILVA, A.B.; ARAÚJO, F.J.; LEITE, A.P. **Zoneamento agroecológico do Nordeste: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico**. Petrolina: EMBRAPA-CPTSA, 1993. 2 v.

SUDENE. **Dados pluviométricos mensais do Nordeste** – Estado da Paraíba. Série Pluviometria, n.5, Recife, SUDENE – DPG – PRN – HME, 1990, 239p.

TOMÉ Jr, J. B. **Manual de interpretação de análise de solo**. Guaíba, Agropecuária, 1997. 247 p.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592 p.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. Microbial biomass measurements in forest soil: Determination of k_c values and tests of hypotheses to explain failures of the chloroform fumigation-incubation method in acid soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 689-696, 1987a.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. Microbial biomass measurements in forest soil: The use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 697-702, 1987b.

WARDLE, D.A.; GHANI, A. A critique of microbial metabolic quotient ($q\text{CO}_2$) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1601-1610. 1995b.