



**Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Centro de Ciências Exatas e da Natureza
Universidade Federal da Paraíba, Campus I**

Virgínia Farias Pereira de Araújo

**PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM UM ECOSISTEMA
SEMIÁRIDO DO NORDESTE BRASILEIRO: VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL E
EFEITO DA FAUNA DE SOLO SOBRE A SERRAPILHEIRA**

**João Pessoa
Agosto de 2012**

Virgínia Farias Pereira de Araújo

**PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM UM ECOSISTEMA
SEMIÁRIDO DO NORDESTE BRASILEIRO: VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL E
EFEITO DA FAUNA DE SOLO SOBRE A SERRAPILHEIRA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas – área de concentração em Zoologia.

Orientador: Dr. Alexandre Vasconcellos

**João Pessoa
Agosto de 2012**

**PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM UM ECOSISTEMA SEMIÁRIDO DO
NORDESTE BRASILEIRO: VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL E EFEITO DA FAUNA DE SOLO SOBRE A
SERRAPILHEIRA**

VIRGINIA FARIAS PEREIRA DE ARAUJO

Banca examinadora:

Prof. Dr. Alexandre Vasconcellos (Orientador)
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Prof. Dra. Maria Regina de Vasconcellos Barbosa (Titular Interno)
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Prof. Dr. Luiz Carlos Serramo Lopez (Titular Interno)
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos (Titular Externo)
Universidade Federal de Uberlândia - UFU

Prof. Dr. Everardo Valadares de Sa Barretto Sampaio (Titular Externo)
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Prof. Dr. Celso Feitosa Martins (Suplente Interno)
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

Prof. Dr. Bruno Cavalcante Bellini (Suplente Externo)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN

Prof. Dr. Jacob Silva Souto (Suplente Externo)
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

Dedico

Aos meus pais,
Francisco P. de Araújo
e Maria de Lourdes F. de Araújo

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Francisco P. de Araújo e Maria de Lourdes F. de Araújo, por serem essenciais na minha formação, como pessoa e como profissional, e por nutrirem minha vida com bons ensinamentos.

Ao Prof. Dr. Alexandre Vasconcellos, na qualidade de amigo e orientador, pela sua significativa influência em minha formação científica; pela ciclagem de informações no sistema orientanda-orientador; pelos incentivos e críticas, sempre muito valiosos, que no processo de sucessão e formação profissional proporcionaram a produção desta tese.

Aos Prof. Dr. Ademar Gomes Bandeira, rocha matriz que embasou e atuou em minha formação acadêmica e durante o doutorado. Obrigada pelos bons conselhos e contribuições científicas.

Ao Sr. Eliezer Braz e ao Sr. Nivaldo Maracajá, por terem permitido o desenvolvimento de nossas pesquisas e por nos acolher nas Fazendas Almas e Moreiras, respectivamente.

Ao CNPq que, através do Projeto PELD – Caatinga (Processo: 520062/2006-0) e do Projeto Universal (Processo: 478449/2009-7), financiou e contribuiu grandemente para o desenvolvimento de nossas pesquisas.

A Capes, pela bolsa de Pós-Graduação, e a UFPB pela contribuição acadêmica e pelo auxílio financeiro.

A todos os familiares e amigos que influenciaram no desenvolvimento e resultado deste trabalho, deixando suas marcas e seus esforços. Geracina (vovó), Rute, Larissa, Lourdinha (mainha) e Francisco (painho), Alex Galvão, Helder Araújo, Roberta Rodrigues, Aline Lopes, Arnaldo Vieira, Carolina Liberal, Joafrâncio Araujo e sr. Flor.

Aqueles que atuaram diretamente no desenvolvimento do trabalho, seja na preparação do material para o experimento, em idas ao campo ou processamento de dados: Geracina (vovó), Rute, Larissa, Lourdinha (mainha) e Francisco (painho), Alex Galvão, Helder Araújo, Roberta Rodrigues, Aline Lopes, Arnaldo Vieira, Camila Crispim, Carolina

Caldas, Carolina Liberal, Claudio da Silva, Daniel Dantas, Analua de Lacerda, Elizabeth Costa, Everton Lorenzo (Coral), Emerson Bezerra, Fagner Delfim, Flávia Moura, Geadelande Junior, Joafrâncio Araujo, Joel, Ludmilla Nascimento, Maria Clara, Matilde Ernesto, Pamella Brennand, Roberto Lima, Rozzana Figueiredo, Tarsila Cavalcanti, Thiago, ao Casal Ramos (Stéfane & Telton), sr. Flor, sr. Dedé, sr. Elias e sua família, Sr. Roberto (motorista) e a família de Sr. Edjânio.

Obrigada a Roberto Lima pelos esforços em campo e indispensáveis contribuições, para execução do experimento.

Aos estagiários Carol Caldas, Daniel Dantas e Everton Lorenzo, pelos esforços e aventuras vividos em campo.

Muito obrigada! A sr. Flor, Carolina Liberal e Joafrâncio Araújo. A sr. Flor que se tornou parte integrante deste trabalho e um grande amigo. Obrigada à Carolina Liberal e a Joafrâncio Araújo por tudo, pela paciência, apoio, dicas e cumplicidade em vários momentos. Este resultado tem um pouco de vocês.

Agradecimento especial a Alex Galvão, por organizar as imagens, me escutar, ajudar nas horas difíceis e, principalmente, por seu companheirismo. Você foi muito importante nesse momento da minha vida.

Aos amigos do DSE e do Laboratório de Entomologia da UFPB pela paciência e apoio em muitas horas.

Ao Dr. Flavio Luizão (INPA), a Dra. Maria Regina Barbosa e Dr. Heraldo Vasconcelos (UFU) pelas contribuições ao longo da produção do projeto e desenvolvimento do trabalho.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
ÁREA DE ESTUDO	17
ÁREA DE AMOSTRAGEM	21
CAPÍTULO I - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA PRODUÇÃO DE SERRAPILHEIRA EM UM ECOSISTEMA SEMIÁRIDO DO NORDESTE BRASILEIRO	32
INTRODUÇÃO	35
MATERIAL E MÉTODOS	38
RESULTADOS	43
DISCUSSÃO	52
CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
REFERENCIAS	58
CAPÍTULO II - DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM UM ECOSISTEMA SEMIÁRIDO DO NORDESTE BRASILEIRO: VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL E EFEITO DA FAUNA DE MICROARTRÓPODES	66
INTRODUÇÃO	69
MATERIAL E MÉTODOS	72
RESULTADOS	80
DISCUSSÃO	90
CONSIDERAÇÕES FINAIS	97
REFERENCIAS	98
APÊNDICE	106

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

- Figura 1:** Localização da RPPN Fazenda Almas e da Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros/ Sumé e São João do Cariri, respectivamente, na Paraíba. 18
- Figura 2:** Localização da RPPN Fazenda Almas e Fazenda Moreiras na caatinga. Observação: Os limites desenhados nas fotos são meramente ilustrativos (não georeferenciados). 22
- Figura 3:** Áreas de amostragem da Fazenda Almas, São José dos Cordeiros, Paraíba. 24
- Figura 4:** Áreas de amostragem Fazenda Moreira, São João do Cariri, Paraíba. 25

CAPÍTULO I

- Figura 1:** (a) Representação das 12 áreas de amostragem, na Fazenda Almas e na Fazenda Moreiras, onde foram dispostos (b) dois coletores de serrapilheira de 1 m², distantes cerca de 50 m um do outro. 39
- Figura 2:** Coletor de serrapilheira de 1 m², suspenso cerca de 20 cm do solo, e coleta da serrapilheira, realizada mensalmente. 40
- Figura 3:** Variação intra e interanual dos fatores climáticos (precipitação – barras pretas; e evapotranspiração – barras brancas) e da serrapilheira produzida na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras... e 45 e 46
- Figura 4:** Produção de serrapilheira mensal média nas áreas de amostragem na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, nos períodos entre novembro de 2009 e outubro de 2011... 51

CAPÍTULO II

- Figura 1:** (a) Bolsas de serrapilheira (20 cm x 20 cm) com ±10 g de folhas de *C. pyramidalis* e *C. blanchetianus*; e (b) distribuição de bolsas distantes 2 m entre si. 75
- Figura 2:** Transectos fauna-reduzida e controle com 30 bolsas de serrapilheira, com e sem naftalina, respectivamente. 76
- Figura 3:** Aparelho de Berlese modificado utilizado para extração dos organismos do solo. 78
- Figura 4:** Proporção da massa remanescente de serrapilheira decomposta em 120, 240 e 360 dias de exposição no Cariri paraibano (Fazenda Almas e Fazenda Moreiras), no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba... 81
- Figura 5:** Média (±EP) da abundância dos microartrópodes (log transformados) das bolsas de serrapilheira controle e fauna-reduzida nas áreas de amostragem da Fazenda Almas e Fazenda Moreiras... 84
- Figura 6:** Proporção da massa remanescente de serrapilheira decomposta em diferentes habitats da Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba, em área de Caatinga... 87
- Figura 7:** Proporção da massa remanescente de serrapilheira decomposta em diferentes habitats, entre nov/2009 e out/2010 (Ano1) e nov/2010 e out/2011 (Ano 2), na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba... 88
- Figura 8:** Variação do efeito dos microartrópodes sobre a serrapilheira decomposta em 12 áreas de amostragem, na Fazenda Almas (FA) e Fazenda Moreiras (FM), no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba... 89

LISTA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

- Tabela 1:** Caracterização das áreas selecionadas na RPPN Fazenda Almas, no município de São José dos Cordeiros, para o estudo de produção e decomposição de serrapilheira. 23
- Tabela 2:** Caracterização das áreas selecionadas na Fazenda Moreiras, no município de São João do Cariri, para o estudo de produção e decomposição de serrapilheira. 23
- Tabela 3:** Valores das características químicas e físicas do solo, na camada de 0 a 10 cm, das áreas de amostragem das RPPN Fazenda Almas (FA) e Fazenda Moreiras (FM), municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri – Paraíba, respectivamente... 26

CAPÍTULO I

- Tabela 1:** Resultado da ANOVA medida repetida para variação anual (interanual) e ANOVA one-way para variação mensal de serrapilheira (intranual) e suas frações (folhas, estruturas reprodutivas, galhos e miscelânea), em área de Caatinga... 44
- Tabela 2:** Famílias e espécies do estrato arbustivo-arbóreo encontradas no levantamento fitossociológico realizado nas Fazendas Almas e Moreiras, municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, e os parâmetros fitossociológicos... 48
- Tabela 3:** Ocorrência das espécies do estrato arbustivo-arbóreo nas áreas de amostragem das Fazendas Almas e Moreiras, municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba. 49
- Tabela 4:** Características da vegetação e produção de serrapilheira nas áreas de amostragem na Fazenda Almas (FA) e Fazenda Moreiras (FM), nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, nos períodos entre novembro de 2009 e outubro de 2011... 50
- Tabela 5:** Resultado da ANOVA medida repetida para variação de serrapilheira, entre 12 áreas de amostragem, e suas frações (folhas, estruturas reprodutivas, galhos e miscelânea), em área de Caatinga... 50

CAPÍTULO II

- Tabela 1:** Parâmetros temporal e espacial das áreas de amostragem das Fazendas Almas (FA) e Moreiras (FM), municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri – Paraíba, respectivamente... 74
- Tabela 2:** Constante de decomposição (k) e percentagem da massa remanescente (m_r) de serrapilheira controle decomposta em um período de 360 dias de exposição, em dois anos (nov/2009 a out/ 2010; nov/2010 a out/ 2011), na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba. 80
- Tabela 3:** Concentração de N e lignina e razão Lignina:N da serrapilheira remanescente com 120, 240 e 360 dias de exposição, em área de Caatinga. 82
- Tabela 4:** Abundância (média \pm Erro padrão) e percentual (%) dos diferentes grupos de microartrópodes encontrados nas bolsas de serrapilheira em área de Caatinga, em três diferentes períodos, Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba. 83
- Tabela 5:** Resultado da ANOVA (com medida repetida) para os efeitos da área amostragem (Am) e da fauna de microartrópodes (F), em diferentes períodos de exposição (P) (120, 240 e 360 dias), sobre a taxa de decomposição de bolsas de serrapilheira em duas fazendas em área de Caatinga... 86
- Tabela 6:** Constante de decomposição (k) e percentagem da massa remanescente (m_r) de serrapilheira decomposta em um período de 360 dias de exposição, em dois anos (nov/2009 a out/ 2010; nov/2010 a out/ 2011), na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba. 86

APRESENTAÇÃO

A proposta principal deste estudo foi analisar a produção e decomposição da serrapilheira e avaliar o efeito da fauna edáfica sobre a decomposição em áreas de Caatinga com diferentes históricos de uso. Os resultados fornecerão subsídios para a confecção de projetos e planos de manejo da Caatinga que tentem conservar a biodiversidade do solo e manter o funcionamento adequado do subsistema solo-serrapilheira, garantindo o fluxo de energia ao longo da cadeia de base detritívora e de suas interconexões e a mineralização dos nutrientes. Este trabalho correspondeu ao Projeto Universal 2009-2011 (Processo Nº 478449/2009- 7) e a um subprojeto de pesquisa do Projeto PELD – Caatinga (Processo: 520062/2006-0), financiado pelo CNPQ.

A estrutura da tese apresenta-se da seguinte forma:

- (a) Introdução Geral, que norteia o leitor sobre características ambientais encontradas em florestas secas, inclusive na Caatinga, e sobre a importância da fauna edáfica no sistema solo-serrapilheira;
- (b) Capítulo I, no qual se caracteriza cada área quanto à estrutura da vegetação e avalia o efeito desta e de fatores climáticos sobre a produção de serrapilheira, resultando em uma análise da dinâmica temporal e espacial;
- (c) Capítulo II, no qual se avaliou o efeito da estrutura da vegetação, da quantidade de serrapilheira produzida e da fauna de solo sobre a decomposição foliar, assim como, o efeito do clima sobre a taxa de decomposição anual.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Florestas Neotropicais Estacionais Secas (STDF)

A Caatinga do nordeste brasileiro compreende umas das maiores áreas de Floresta Neotropical Estacional Seca (STDF) da América do Sul (Prado & Gibbs 1993; Dirzo *et al.* 2011). Além da Caatinga, as STDF compreendem regiões insulares do Caribe; nas costas caribenhas da Colômbia e Venezuela; na costa do Equador adjacente ao norte do Peru; Mato Grosso, no Brasil Central e na periferia do Cerrado em áreas de solos férteis (Ratter *et al.* 1978); assim como, em áreas menores e mais isoladas nos vales secos nos Andes no norte da Bolívia, Peru, sul do Equador; Colômbia; núcleo Piedmont argentino; América Central; e México (Pennington *et al.* 2006; Dirzo *et al.* 2011).

As Florestas Neotropicais Estacionais Secas apresentam como principal característica a sazonalidade marcante, com períodos de seca de 4 a 6 meses por ano (precipitação inferior a 100 mm), que por sua vez, determina a fenologia destas florestas (Dirzo *et al.* 2011). O estresse hídrico, indicado principalmente pela precipitação e temperatura (que representa a evaporação), tem sido o principal índice utilizado para correlacionar os padrões fisiológicos e fenológicos da vegetação com o clima das florestas secas (Bullock *et al.* 1995). As STDF caracterizam-se por apresentar temperatura média anual tipicamente maior do que 17°C, precipitação variando entre 250 a 2000 mm por ano e um razão anual de evapotranspiração potencial/precipitação menor que 1,0. A sazonalidade ambiental representa um conjunto de desafios para a existência da biota presente nas STDF e, conseqüentemente, resulta em uma série de adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais de plantas (Giraldo & Holbrook 2011), animais (Hanson 2011), fungos (Wall *et al.* 2011) e organismos do solo e, provavelmente, para os microorganismos. A sazonalidade climática, juntamente, com a sazonalidade dos organismos e seus papéis ecológicos determinam, por sua vez, os processos dos ecossistemas (como produtividade, disponibilidade de água e ciclagem de nutrientes) que caracterizam as STDF (Dirzo *et al.* 2011).

As Florestas Secas têm sistematicamente biomassa inferior àquelas das florestas úmidas. Em geral, as STDF alocam maiores frações do produto da fotossíntese para o desenvolvimento de biomassa subterrânea do que as florestas mais úmidas. Estudos sobre as características estruturais e funcionais das STDF sugerem que a fitomassa acima do solo varia de 28 a 268 Mg·ha⁻¹, sendo 9 a 50% da fitomassa total alocada para as raízes, enquanto a produção de serrapilheira anual varia de 2 a 13 Mg·ha⁻¹·ano⁻¹ (Martínez-Yrizar 1995). A serrapilheira acumulada no chão da floresta varia entre os locais, podendo ocorrer de 1,3 a 12,3 Mg·ha⁻¹ (Martínez-Yrizar 1995). O processo de decomposição em florestas secas ocorre principalmente durante a estação chuvosa, quando as condições para o crescimento e atividade dos organismos do solo são melhores. A sincronização entre a atividade de decompositores e produção de raízes finas, no início da estação chuvosa, parece essencial para um equilíbrio eficiente entre a absorção de nutrientes pelas plantas e imobilização de nutrientes na biomassa microbiana. Diferenças nas características funcionais de cada área dependem em grande parte do *status* sucessional e histórico de perturbações antrópicas, além de outros fatores importantes, como o clima (Bullock *et al.* 1995; Dirzo *et al.* 2011).

Durante muitos anos, pouca atenção foi dada as STDF e as mudanças resultantes da sua degradação. Nestas regiões, a degradação e a conversão das florestas para uso agropecuário são muito mais avançadas que em florestas úmidas (Murphy & Lugo 1986; Bullock *et al.* 1995). O desmatamento e as queimadas causam o empobrecimento e perdas de nutrientes do solo, entre outras mudanças biológicas, físicas e geoquímicas (Maass 1995).

Caatinga

Abrangendo uma área de cerca de 735000 km², a Caatinga encontra-se entre as latitudes subequatorial 2° 45' e 17° 21' S e engloba partes dos territórios pertencentes aos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Paraíba, Alagoas,

Sergipe, Bahia, além de uma faixa no vale seco da região média do rio Jequitinhonha, no estado de Minas Gerais (Andrade-Lima 1981; Prado 2003; Leal *et al.* 2005). Sua área corresponde a 54% da Região Nordeste e a 11% do território brasileiro e constitui o chamado Polígono das Secas (Ab'Sáber 1974; Fernandes & Bezerra 1990; Alves *et al.* 2009).

Este domínio fitogeográfico se caracteriza por temperaturas elevadas (23 a 27°C) e evapotranspiração potencial acentuada (geralmente, acima de 2000 mm.ano⁻¹), o que agrava ainda mais os efeitos da irregularidade e da baixa pluviosidade (Andrade- Lima 1981; Sampaio 1995). Os índices pluviométricos são baixos, em torno de 250 a 900 mm anuais, enquanto que as médias mensais de temperatura variam pouco na região ($\leq 5^\circ\text{C}$, mensalmente), sendo mais afetadas pela altitude que por variações em insolação. Já as variações diárias de temperatura (5 a 10°C, diariamente) e umidade (cerca de 50%) são bastante pronunciadas, tanto nas áreas de planície como nas regiões mais altas de planalto (Sampaio 1995; Alves *et al.* 2009). A combinação destas características resulta em uma baixa umidade disponível para as plantas por 7 a 11 meses. A paisagem da região é dominada por formas fisionômicas distribuídas em mosaico, como caatinga arbórea, arbustiva e espinhosa, adaptada à condição de aridez (Coimbra-Filho & Câmara 1996). Há uma grande diversidade de espécies vegetais e estima-se que pelo menos 932 espécies de plantas vasculares já foram registradas para a região, sendo 380 endêmicas (Alves *et al.* 2009).

A Caatinga foi tradicionalmente descrita como homogênea e caracterizada por uma baixa diversidade e endemismo (Silva *et al.* 2004). Resultados de trabalhos mais recentes contrariam esse pensamento, comprovando que a região é estruturalmente heterogênea e constituída por uma biodiversidade superior a antes descrita, com várias espécies endêmicas quando comparada a outros ecossistemas semiáridos, demonstrando a importância desta região para a conservação da biodiversidade brasileira (Silva *et al.* 2004; Leal *et al.* 2005). Contudo, acredita-se que ainda pode haver um aumento no número de

espécies conhecidas, visto que cerca de 40% da região nunca foi estudada e 80% do que já foi amostrado apresenta um esforço pouco representativo (Tabarelli & Vicente 2004). De acordo com Zanella & Martins (2003), a Caatinga, provavelmente devido à sua característica semiárida e relativa pobreza de espécies, é o bioma brasileiro mais negligenciado quanto à conservação de sua fauna e flora.

A Caatinga tem sido severamente alterada por corte de lenha, agricultura, queimadas, caça e ação contínua de rebanhos bovinos e caprinos, restando apenas uma pequena parcela preservada e protegida (Sampaio 1995; Leal *et al.* 2005; Alves *et al.* 2009). Com essa intensa devastação, a produção da biomassa deste ambiente sofreu uma redução drástica, favorecendo a exposição direta dos solos a intempéries, deixando-os com baixos níveis de fertilidade e mais susceptíveis à degradação (Andrade *et al.* 2008; Alves *et al.* 2009).

Sistema solo-serrapilheira

O solo é constituído por componentes abióticos, organismos vivos e produtos da decomposição (Odum 1983; Rickfles 2001). O clima, a biota, a rocha matriz, a topografia e o tempo são fatores que atuam de maneira importante na formação do solo (Jenny 1941; Wink *et al.* 2005). Depositados sobre o solo encontram-se folhas, caules, ramos, frutos, flores e outras partes de planta, bem como restos de animais e material fecal, que constituem a serrapilheira (Neto *et al.* 2001). O sistema solo-serrapilheira possui uma estreita relação com a maioria, senão todas as cadeias alimentares terrestres, pois além de constituir um habitat natural para uma grande diversidade de organismos, é o substrato de sustentação dos vegetais (Stork & Eggleton 1992).

O estudo da produção e decomposição da serrapilheira é essencial para a caracterização dos padrões de ciclagem de nutrientes (Golley 1983), pois representa a principal via de retorno de nutrientes e matéria orgânica à superfície do solo (Pagano & Durigan 2000). O mecanismo de decomposição é regulado principalmente por três grupos

de variáveis: (i) as características do material orgânico que determinam sua degradabilidade (a qualidade do material); (ii) as condições do ambiente e (iii) a natureza da comunidade decompositora (Aber & Melilo 1991).

Assim, a ciclagem dos nutrientes depende intensamente da atividade dos microrganismos do solo e dos invertebrados que vivem na serrapilheira acumulada e nas camadas superiores do solo, sendo estes responsáveis pelo rearranjo dos detritos e sua desintegração. Esses grupos realizam a degradação e decomposição do material orgânico mantendo o fornecimento eficiente dos nutrientes no ambiente. O conjunto de animais que habita o solo, atuando na ciclagem de nutrientes e ocasionando mudanças físicas, químicas e biológicas no solo é denominado fauna edáfica (Pankhurst & Lynch 1994; Theenhaus & Scheu 1996; González *et al.* 2001). Com relação aos invertebrados, pode-se dizer que quase todas as suas classes ou ordens estão representadas no solo. De acordo com o seu tamanho, a fauna edáfica pode ser dividida em três categorias: micro, meso e macrofauna (Swift *et al.* 1979).

A microfauna do solo é composta por organismos cujo diâmetro varia de 4 a 100 μm , como nematóides, rotíferos e pequenos indivíduos de outras ordens, como Acari. Seus efeitos diretos nos ciclos biogeoquímicos ocorrem, principalmente, através da regulação das populações de bactérias e fungos e, de maneira indireta, na ciclagem de nutrientes (Swift *et al.* 1979; Beare *et al.* 1995; Wardle & Lavelle 1997).

A mesofauna compreende os invertebrados de diâmetro corporal entre 100 μm e 2 mm. Ela é constituída por vários grupos, como Araneae, Acari, Collembola, Hymenoptera, Diptera, Protura, Diplura, Symphyla, pequenos indivíduos do grupo Isoptera, Chilopoda, Diplopoda, Coleoptera, entre outros. Estes animais atuam regulando as populações de fungos e da microfauna, alterando a ciclagem de nutrientes e, de maneira menos significativa, fragmentando detritos vegetais (Swift *et al.* 1979; Seastedt 1984).

Os animais da macrofauna apresentam diâmetro corporal entre 2 e 20 mm. Annelida, e Coleoptera compõem esta categoria, juntamente com indivíduos maiores das

ordens encontradas na mesofauna, exceto Acari, Collembola, Protura e Diplura. Eles apresentam um importante papel na fragmentação e redistribuição do resíduo vegetal, na predação de outros invertebrados, além de contribuírem diretamente na estruturação do solo (Swift *et al.* 1979; Lavelle 1997). Esses organismos têm sido chamados de “engenheiros do ecossistema” pela sua capacidade de afetar profundamente a estrutura do solo, com destaque para os térmitas (Isoptera), formigas (Hymenoptera) e minhocas (Tunelidae) (Stork & Eggleton 1992; Jouquet *et al.* 2006).

Para vários biomas, pouco se conhece sobre a estrutura e a dinâmica das comunidades da fauna de solo, apesar da sua potencialidade em termos de diversidade e funcionalidade (Correia 2002). Esta situação contrasta com a enorme velocidade com que extensas áreas de terra vêm sendo transformadas em áreas degradadas. As explorações dos ecossistemas muitas vezes resultam no declínio da qualidade do solo, o que provoca a redução da biodiversidade edáfica e da vegetação, conseqüentemente, alteração na manutenção dos ecossistemas terrestres (Wink *et al.* 2005). Assim, o conhecimento da estrutura das comunidades edáficas pode ser utilizado como um indicador do funcionamento do subsistema do solo, fornecendo informações sobre o grau de degradação ou recuperação de uma área (Stork & Eggleton 1992).

Em um estudo sobre sazonalidade de insetos na Caatinga, Vasconcellos *et al.* (2010a) verificaram que a precipitação e a umidade relativa foram os principais preditores dos padrões de abundância e/ou atividade dos insetos na região. A atividade de insetos foi, em geral, maior na época de chuva, mas alguns grupos são menos sazonais que outros. Com diferentes métodos de amostragem, os autores encontraram cerca de 59000 indivíduos pertencentes a 20 ordens, das quais as mais abundantes foram Hymenoptera, Diptera, Collembola e Coleoptera. Entre as doze ordens mais abundantes, dez apresentaram os seus maiores picos durante a estação chuvosa.

Em um estudo sobre artrópodes edáficos na Caatinga, Araújo (2009) registrou 26 ordens e uma densidade média anual de 12540 indivíduos m⁻². Estes valores estão dentro

da amplitude registrada em outros ecossistemas áridos e semiáridos do planeta (Elkins & Whitford 1982; Decaëns *et al.* 1994; Silva *et al.* 2006). A autora encontrou grupos de artrópodes com poucos registros ou que não haviam sido inventariados na região, como Pauropoda, Psocoptera, Thysanoptera, Protura e Araneae. Os artrópodes do solo apresentaram correlação positiva com a umidade do solo, cobertura vegetal, precipitação e evapotranspiração real. A ocorrência de chuvas periódicas em ecossistemas áridos ou semiáridos aciona respostas fisiológicas em muitos organismos, inclusive os edáficos. Esta variação da fauna tem implicações potencialmente importantes no estudo do ecossistema, pois as mudanças na composição de artrópodes do solo podem afetar a dinâmica da rede alimentar ao longo do tempo. Os efeitos das variáveis climáticas sobre os insetos sugerem que alterações no clima da Caatinga, especialmente em seu padrão de precipitação, podem afetar os serviços ecossistêmicos que dependem direta e indiretamente da abundância e/ou atividade destes organismos (Vasconcellos *et al.* 2010a).

A atividade da fauna de solo em ecossistemas áridos e semiáridos aumenta consideravelmente a retenção de água pelo solo, fato que se reflete diretamente na estrutura da vegetação e na produção primária local (Whitford 1991). Por isso, esses organismos podem ser considerados chave para a manutenção da integridade estrutural e funcional desses ecossistemas (Holt & Coventry 1990). Por outro lado, a participação da fauna edáfica no processo de decomposição pode variar de acordo com o ecossistema e a comunidade local, impossibilitando a livre transferência do conhecimento obtido em outros ecossistemas áridos e semiáridos do mundo para a Caatinga.

Diante dessas observações, algumas questões podem ser levantadas quanto ao processo de produção e decomposição da serrapilheira neste bioma: i) Quanto é produzido de serrapilheira na Caatinga? ii) Quanto da serrapilheira é decomposta efetivamente pela fauna de solo? iii) Mudanças na vegetação interferem na taxa de produção e na atividade decompositora dos invertebrados do solo, tendo em vista que a simplificação estrutural do habitat e a compactação do solo pela criação de animais na Caatinga tende a trazer efeitos

negativos sobre alguns elementos da fauna edáfica, como por exemplo, os térmitas (Vasconcellos *et al.* 2010b)?

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho é compreender a dinâmica da produção e decomposição de serrapilheira na Caatinga, analisando o efeito da estrutura da vegetação e do clima sobre esses dois processos, assim como, o efeito da fauna de artrópodes sobre a decomposição da serrapilheira foliar.

2. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi desenvolvido, entre novembro de 2009 e outubro de 2011, no Cariri paraibano, que se encontra na mesorregião Borborema e compreende as microrregiões Cariri Ocidental e Oriental. Juntas estas áreas ocupam cerca de 11690 km², o que equivale a mais de 20% do estado da Paraíba (Moreira 1988; Nascimento & Alves 2008). Os locais selecionados, no Cariri Ocidental e Oriental, foram a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Almas e a Fazenda Moreiras, respectivamente (Figura 1). A RPPN Fazenda Almas foi escolhida por ser uma das áreas mais preservadas da região (Barbosa *et al.* 2007), enquanto a Fazenda Moreiras representa a realidade regional, com uma vegetação mais alterada. As Fazendas encontram-se a uma distância de aproximadamente 80 km uma da outra.

O Cariri paraibano é um dos polos xéricos do Nordeste brasileiro. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo BSh, ou seja, seco, caracterizado por insuficiência e irregularidade das precipitações e ocorrência de temperaturas elevadas (Moreira 1988; Albuquerque *et al.* 2005). A pluviosidade se concentra em um período de três a quatro meses, com médias anuais situadas entre 250 a 900 mm, irregularmente distribuídas no tempo e no espaço. As temperaturas médias anuais são relativamente elevadas, 25°C a 27°C e a insolação média é de 2800 horas/ano. A umidade relativa do ar dificilmente ultrapassa 75% e as taxas médias de evaporação potencial são em torno de

2000 mm/ano (Barbosa *et al.* 2007; Nascimento & Alves 2008). No Cariri, os solos são rasos e pedregosos (Sampaio *et al.* 1981).

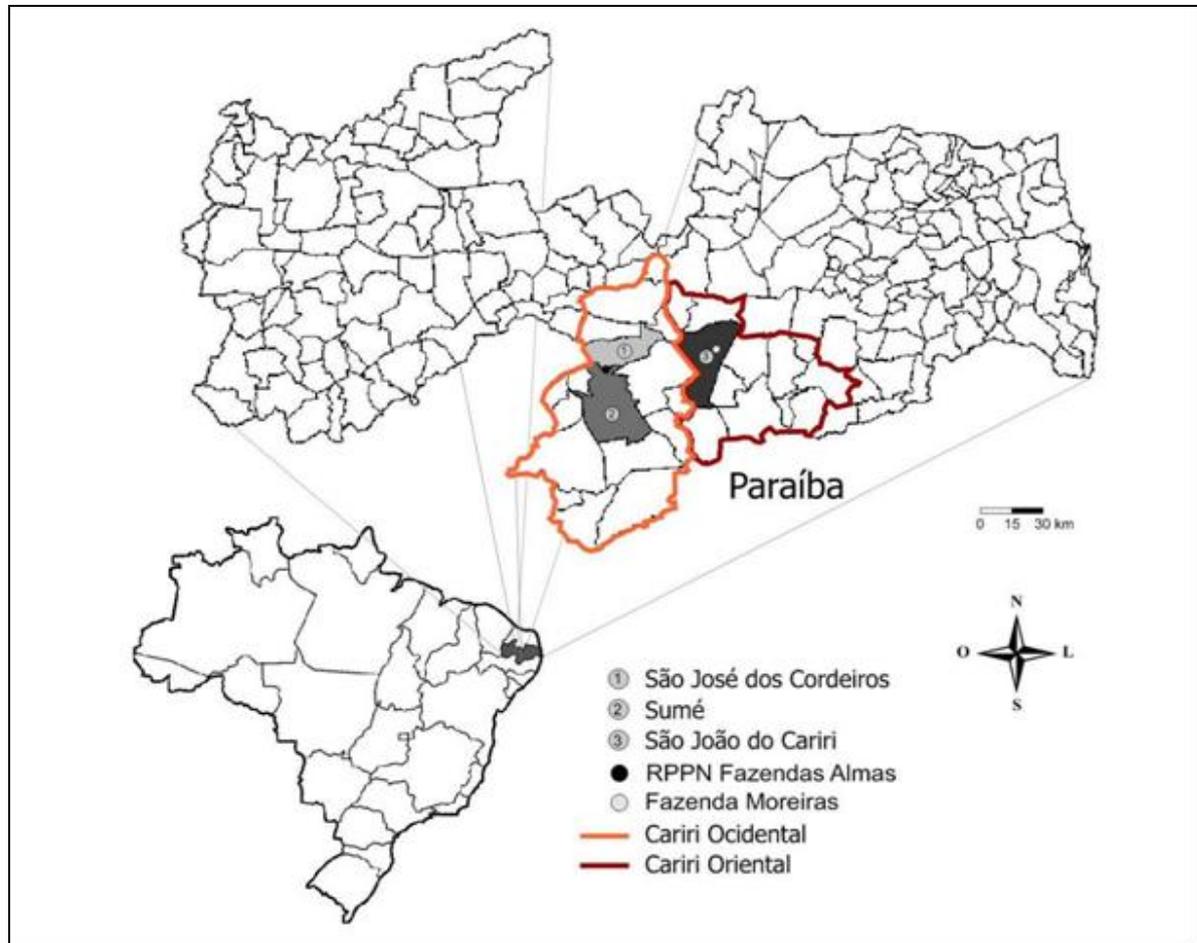


Figura 1: Localização da RPPN Fazenda Almas e da Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros/ Sumé e São João do Cariri, respectivamente, na Paraíba.

A vegetação se caracteriza por uma caatinga arbustiva aberta à arbórea fechada, localizada entre afloramentos rochosos com flora própria. A precipitação é o principal fator ambiental condicionante das diferenças encontradas na vegetação, que está correlacionada principalmente com a precipitação média anual e com as características de altura e densidade das espécies encontradas (Gomes 1979; Barbosa *et al.* 2007). A flora conhecida atualmente apresenta 396 espécies, distribuídas em 90 famílias botânicas, sendo 85 famílias de Angiospermas (Barbosa *et al.* 2007).

Na região do Cariri, a atividade agrícola é baixa devido à carência de água, sendo assim, predomina o corte de lenha, as queimadas, a caça e a ação contínua de pastejo dos rebanhos bovinos e caprinos. Uma forte concentração de atividades agropecuárias e extrativismo vegetal e mineral são encontrados no entorno dos rios Paraíba e Taperoá, as maiores bacias hidrográficas da região (Gomes da Silva 1993; Moreira & Targino 1997). A ausência de alternativas econômicas tem colaborado para o aumento da degradação dos ambientes naturais (Barbosa *et al.* 2007). De acordo com Velloso *et al.* (2002), o Cariri Paraibano está entre as áreas de grande prioridade para estudo e conservação na Caatinga, devido a suas adversidades climáticas.

RPPN Fazenda Almas

A RPPN Fazenda Almas (07° 28' 15" S; 36° 52' 51" W) se localiza, predominantemente, no município de São José dos Cordeiros e apresenta uma pequena área no município de Sumé (Lima 2004). A RPPN encontra-se inserida na microrregião do Cariri Ocidental paraibano, na porção limite entre as ecorregiões Planalto da Borborema e Depressão Sertaneja Setentrional (Velloso *et al.* 2002) (Figura 2). A distância entre a sede da Fazenda e a zona urbana dos municípios é cerca de 12 e 22 km, respectivamente. Com 3505 hectares, a RPPN está representada esquematicamente por cinco fragmentos inseridos na área da Fazenda Almas. As áreas vizinhas aos fragmentos, no interior da fazenda, são utilizadas para o pastejo de bovinos e caprinos (Lima 2004).

A região possui uma altitude que varia de 600 a 720 m, com temperatura e umidade média anual de 25°C e 65%, respectivamente (Governo do Estado da Paraíba 1985). A precipitação média anual é de 560 ± 230 mm, concentrada nos meses de fevereiro, março e abril (Núcleo de Meteorologia Aplicada 1987). Os solos predominantes são Neossolo Litólico, Neossolo Regolítico e Luvisolo (EMBRAPA 2010). Lima (2004) identificou 195 espécies, 138 gêneros e 59 famílias de plantas na RPPN Fazenda Almas.

Fazenda Moreiras

A Fazenda Moreiras (07° 23' 51" S; 36° 24' 49,1" W) é uma propriedade particular, com uma área aproximada de 499 ha, às margens do rio Taperoá, distante 22 km da sede do município de São João do Cariri. A Fazenda encontra-se inserida na microrregião do Cariri Oriental paraibano, na ecorregião do Planalto da Borborema (Velloso *et al.* 2002) (Figura 2). A propriedade possui áreas às margens do Rio Taperoá, um açude, serras com caatinga arbustiva aberta a arbórea fechada, com pouco ou nenhum registro de uso, e áreas com atividades agropecuárias intensas, como criação de gado leiteiro e caprino e plantação de *Opuntia ficus-indica* (família Cactacea), esta espécie é conhecida por palma de gado.

A região possui altitude de aproximadamente 458 m, com temperatura média anual de 26°C e com umidade relativa do ar que não ultrapassa 75% (Governo do Estado da Paraíba 1985). De modo geral, a precipitação média anual fica em torno de 350 mm (Núcleo de Meteorologia Aplicada 1987). O solo no local foi classificado como Luvisolo (EMBRAPA 2010). A vegetação local é predominantemente arbustiva e encontra-se bastante alterada em virtude de usos diversos ao longo dos anos, incluindo a retirada de lenha e a pecuária.

3. ÁREA DE AMOSTRAGEM

Com o intuito de representar diferentes unidades de paisagem de caatinga, em cada fazenda foram estabelecidas seis áreas de amostragem em serras, próximas a cursos hídricos temporários ou a afloramentos rochosos; com vegetação arbórea aberta à densa; e com diferentes históricos de uso. Dentre as formações de caatinga escolhidas na Fazenda Almas (FA), foram selecionadas três áreas pertencentes à RPPN, sem registro de uso recente (FA: I, II, III), e três áreas externas a reserva, que foram utilizadas para diferentes atividades (FA: IV, V, VI) (Tabela 1; Figura 3). Na Fazenda Moreiras (FM), foram selecionadas três áreas sem registro de uso recente (FM: I, II, III) e três áreas com registro intenso de atividades agropecuárias ou corte (FM: : IV, V, VI) (Tabela 2; Figura 4).

- Análise do solo

Em cada área de amostragem, foram retiradas cinco subamostras de 10 cm do solo. Estas foram homogeneizadas com o intuito de formar amostras compostas, para a realização de análises físicas e de fertilidade do solo (Tabela 3). As análises foram realizadas Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Centro de Ciências Agrárias da UFPB (Campus II, município de Areia), Paraíba, utilizando o método proposto pela EMBRAPA (1997).

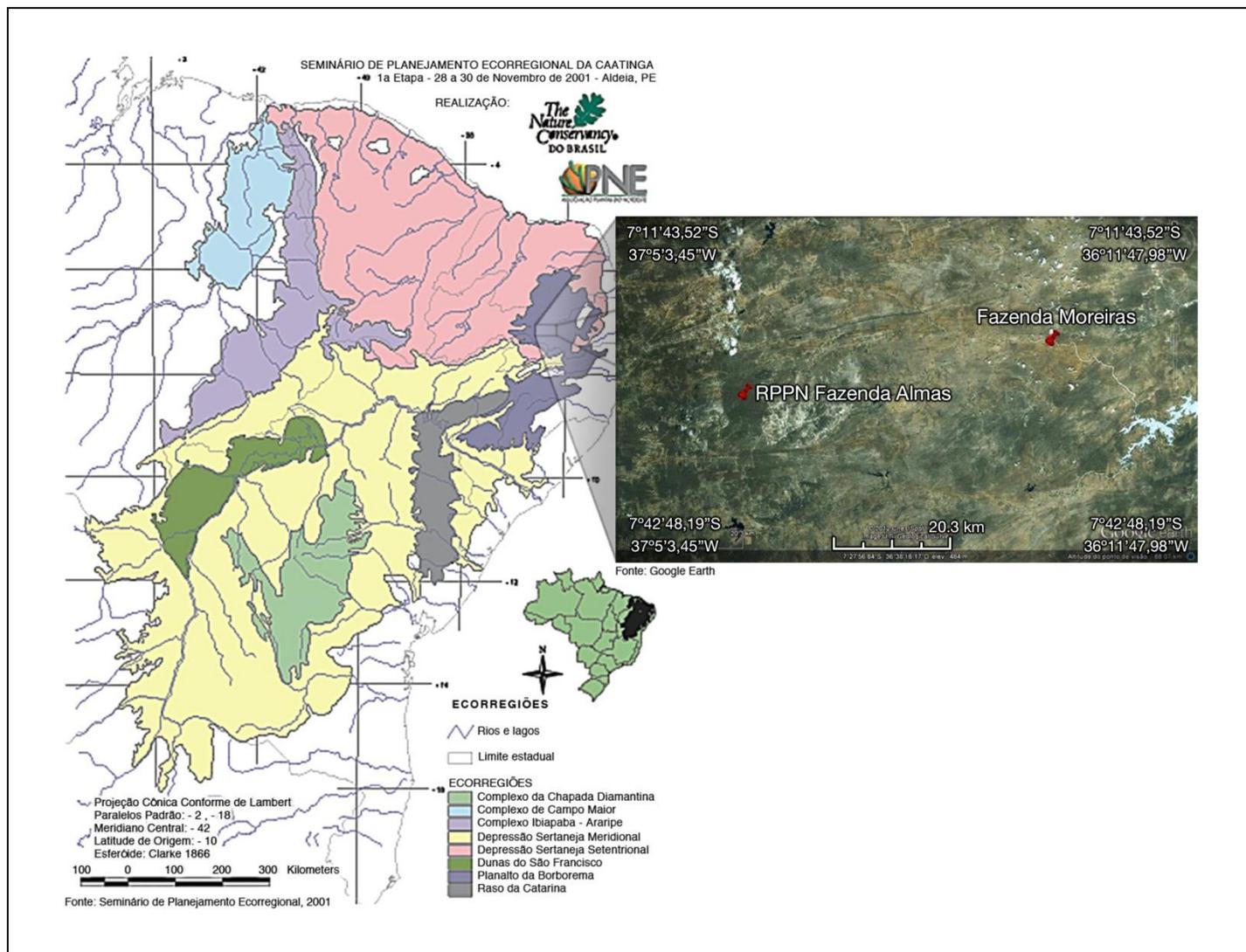


Figura 2: Localização da RPPN Fazenda Almas e Fazenda Moreiras. Observação: Os limites desenhados nas fotos são meramente ilustrativos (não georeferenciados).

Tabela 1: Caracterização das áreas selecionadas na RPPN Fazenda Almas, no município de São José dos Cordeiros, para o estudo de produção e decomposição de serrapilheira.

Vegetação	Área de Amostragem		Descrição
Vegetação em serra, podendo ocorrer pequenos cursos temporários d'água.	FA	I	Sem registros visíveis de atividade de cortes da vegetação e pisoteio de animais;
Vegetação próxima a riacho temporário.	FA	II	
Vegetação próxima a formações rochosas (a rocha matriz).	FA	III	
Vegetação em serra, podendo ocorrer pequenos cursos temporários d'água.	FA	IV	Com sinais de corte da vegetação e pisoteio de animais (caprinos e bovinos).
Vegetação próxima a riacho temporário.	FA	V	
Vegetação próxima a formações rochosas (a rocha matriz).	FA	VI	

Tabela 2: Caracterização das áreas selecionadas na Fazenda Moreiras, no município de São João do Cariri, para o estudo de produção e decomposição de serrapilheira.

Vegetação	Área de Amostragem		Descrição
Vegetação em serra, distante de lajedos ou riachos.	FM	I	Com poucos sinais de corte da vegetação e pisoteio de animais (caprinos e bovinos).
Vegetação adjacente ao Rio Taperoá (rio temporário).	FM	II	
Vegetação próxima a formações rochosas (a rocha matriz)	FM	III	
Vegetação em serra, distante de lajedos ou riachos.	FM	IV	Com sinais recentes e fortes de corte da vegetação; e pisoteio de animais (ex: caprinos e bovinos) e solo mais exposto.
Vegetação adjacente ao Rio Taperoá (rio temporário).	FM**	V	
Vegetação próxima a formações rochosas (a rocha matriz)	FM	VI	

**Com plantio de *Opuntia ficus-indica*



Figura 3: Áreas de amostragem da Fazenda Almas, São José dos Cordeiros, Paraíba.

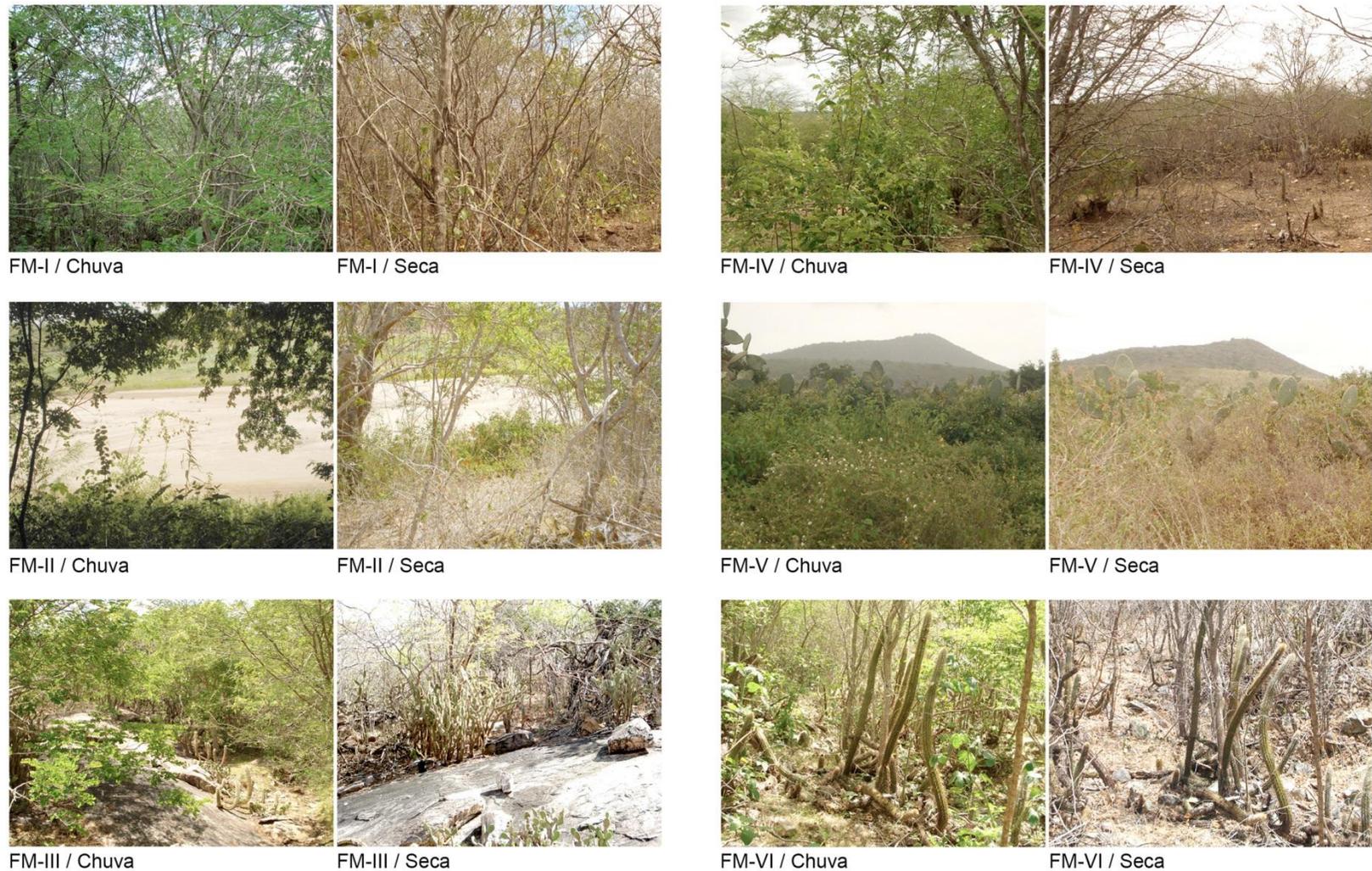


Figura 4: Áreas de amostragem Fazenda Moreira, São João do Cariri, Paraíba.

Tabela 3: Valores das características químicas e físicas do solo, na camada de 0 a 10cm, das áreas de amostragem das RPPN Fazenda Almas (FA) e Fazenda Moreiras (FM), municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri – Paraíba, respectivamente. V: porcentagem de saturação das bases; m: porcentagem de saturação por alumínio; MO: matéria orgânica; P: fósforo total.

Química e Fertilidade do Solo											
Área de amostragem	pH H ₂ O (1:2,5)	P -----mg/dm ³ -----	K ⁺	Na	H ⁺ + Al ³⁺ -----cmol _c /dm ³ -----	Al ³⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	V %	M %	MO g/kg
FAI	6,57	12,94	236,71	0,0	4,70	0,05	8,05	1,20	67,7	0,34	28,76
FAII	6,70	10,98	142,87	0,0	3,30	0,05	9,40	2,35	77,14	0,34	31,05
FAIII	6,67	10,88	146,37	0,0	3,79	0,05	8,50	2,30	74,75	0,33	36,37
FAIV	6,39	5,32	69,32	0,0	2,80	0,00	2,10	1,25	55,74	0,00	6,56
FAV	6,18	70,30	144,04	0,0	4,95	0,05	7,85	1,80	66,93	0,33	34,39
FAPVI	6,59	2,93	71,65	0,0	2,31	0,00	3,80	4,10	77,77	0,00	11,15
FMI	7,33	13,92	225,03	0,0	1,80	0,00	9,95	1,95	87,39	0,00	23,55
FMII	8,42	213,54	303,82	0,0	0,33	0,00	10,00	1,40	97,36	0,00	13,03
FMIII	6,53	21,76	256,45	0,2	8,33	0,05	9,35	3,60	62,37	0,22	39,4
FMIV	7,46	11,42	422,91	0,0	1,81	0,00	11,70	2,40	89,35	0,00	12,92
FMV	7,76	3,80	443,94	0,1	5,69	0,00	5,50	2,70	62,38	0,00	15,74
FMVI	5,71	18,06	98,51	0,0	8,08	0,15	2,00	0,80	27,42	1,35	12,82

Análise física do solo										
Área de amostragem	Areia		Silte 0,05-0,002	Argila <0,002	Argila/Areia	Argila dispersa	Grau de floculação	Densidade do solo	Densidade da Partícula	Porosidade total
	Grossa 2-0,2	Fina 0,2-0,05								
-----g/kg-----										
g/kg										
g/cm ³										
m ³ /m ³										
FAI	343	407	118	132	0,18	13	901	1,40	2,68	0,48
FAII	487	288	155	70	0,09	13	814	1,45	2,61	0,44
FAIII	409	158	242	191	0,34	13	932	1,48	2,49	0,41
FAIV	481	315	136	68	0,09	13	809	1,59	2,65	0,4
FAV	372	326	175	127	0,18	13	898	1,67	2,65	0,37
FAVI	540	215	144	101	0,13	13	871	1,55	2,63	0,41
FMI	339	309	253	99	0,15	13	869	1,6	2,75	0,42
FMII	339	308	221	132	0,20	52	606	1,67	2,83	0,41
FMIII	364	256	198	182	0,29	13	929	1,64	2,62	0,37
FMIV	297	343	225	135	0,21	38	718	1,69	2,66	0,36
FMV	192	496	227	85	0,12	26	694	1,63	2,75	0,41
FMVI	399	308	190	103	0,15	13	874	1,48	2,61	0,43

REFERÊNCIAS

- Ab'Sáber, A.N. *O domínio morfoclimático semi-árido das caatingas brasileiras*. São Paulo: Universidade de São Paulo, Instituto de Geografia. 1974.
- Aber, J.D. & Melilo, J.M. *Terrestrial ecosystems*. Reinhart & Wintson, Inc. Orlando, FL. USA. 428 p. 1991.
- Albuquerque, A.W.; Filho, G.M.; Santos, J.R.; Costa, J.P.V.; Souza, J.L. Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9 (2): 153–160. 2005.
- Alves, J.J.A.; Araújo, M.A. & Nascimento, S.S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Caatinga*. 22 (3): 126–135. 2009.
- Andrade, R.L.; Souto, J.S.; Souto, P.C. & Bezerra, D.M. Deposição de serrapilheira em área de Caatinga na RPPN “Fazenda Tamanduá”, Santa Terezinha-PB. *Revista Caatinga*, 21 (2): 223–230. 2008.
- Andrade-Lima, D. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, 4 (2): 149–153. 1981.
- Araújo, V.F.P. Arthropoda de solo em um ecossistema semi-árido da região Neotropical: composição, variabilidade temporal e estratificação. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade). Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 51 p. 2009.
- Barbosa, 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*, 11 (3): 313–322. 2007.
- Beare, M.H.; Coleman, D.C.; Crosley Jr., D.A.; Hendrix, P.F. & Odum, E.P. A Hierarchical Approach to Evaluating the Significance of Soil biodiversity to Biogeochemical Cycling. *Plant and Soil, The Hague*, 170: 5–22. 1995.
- Bullock, S.H.; Mooney, H.A. & Medina, E. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge: Cambridge University Press. 450 p. 1995.
- Coimbra-Filho, A.F. & Câmara, I.G. *Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil*. Fundação Brasileira para Conservação da Natureza. Rio de Janeiro. 1996.
- Correia, M.E.F. *Relação entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas*. Seropédica: Embrapa Agrobiologia. 32 p. 2002.
- Coutinho, L.M. O conceito de bioma. *Acta Botânica Brasílica*, 20 (1): 1–11. 2006.
- Decaëns, T.; Lavelle, P.; Jiménez, J.J.; Escobar, G. & Rippstein, G. Impact of land management on soil macrofauna in the Oriental Llanos of Colombia. *European Journal of Soil Biology*, 30: 157–168. 1994.
- Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press, 1st Edition. 394 p. 2011.
- Elkins, N.Z. & Whitford, W.G. The Role of Microarthropods and Nematodes in Decomposition in a Semi-arid Ecosystem. *Oecologia*, 55: 303–310. 1982.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de Métodos de Análise de Solos*. CNPS-Rio de Janeiro, 2ª edição. 212 p. 1997.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Petrolina-PE. Disponível em: <<http://www.uep.cnps.embrapa.br/solos>>. Acesso em: 15 de agosto de 2010.

Fernandes, A. & Bezerra, P. *Estudo fitogeográfico do Brasil*. Stylos Comunicações, Fortaleza. 205 p. 1990.

Giraldo, J.P. & Holbrook, N.M. Physiological mechanisms underlying the seasonality of leaf senescence and renewal in seasonally dry tropical forests trees. In: Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. (Eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press. 129–140. 2011.

Golley, F.B. *Tropical rain forest ecosystems: structure and function*. Elsevier, Amsterdam. 381 p. 1983.

Gomes da Silva, G. *A problemática da desertificação no ecossistema da caatinga do município de São João do Cariri*. Monografia (Especialização em Desertificação). Teresina: Universidade Federal do Piauí. 93 p. 1993.

Gomes, M.A.F. *Padrões de Caatinga nos Cariris Velhos, Paraíba*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 88 p. 1979.

González, G.; Ley, R.E.; Schmidt, S.K.; Zou, X. & Seastedt, T.R. Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests. *Oecologia*, 128: 549–556. 2001.

Governo do Estado da Paraíba. Secretaria da Educação. Universidade Federal da Paraíba. *Atlas geográfico do Estado da Paraíba*. Grafset. João Pessoa. 100 p. 1985.

Hanson, P.E. Insect Diversity in Seasonally Dry Tropical Forests. In: Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. (Eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press. 71–84. 2011.

Holt, J.A. & Coventry, R.J. Nutrient cycling in Australian savannas. *Journal of Biogeography*, 17: 427–432. 1990.

Jenny, H. *Factors of soil formation: A system of quantitative pedology*. New York: McGraw-Hill. 281 p. 1941.

Jouquet, P.; Dauber, J.; Lagerlöf, J.; Lavelle, P. & Lepage, M. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology*, 32: 153–164. 2006.

Lavelle, P. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27: 93–132. 1997.

Leal, I.R.; Silva, J.M.C.; Tabarelli, M. & Lacher, T.E. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 19 (3): 701–706. 2005.

Lima, I.B. *Levantamento Florístico da Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Almas, São José dos Cordeiros-PB*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas). João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba. 31 p. 2004.

- Maass, J.M. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In: Bullock, S.H; Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge: Cambridge University Press. 399–422. 1995.
- Martínez-Yrizar, A. Biomass distribution and primary productivity of tropical dry forests. In: Bullock, S.H; Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge: Cambridge University Press. 326–345. 1995.
- Moreira, E.R.F. & Targino, I. *Capítulos de geografia agrária da Paraíba*. João Pessoa: Editora Universitária, Universidade Federal da Paraíba. 332 p. 1997.
- Moreira, E.R.F. *Mesorregiões e microrregiões da Paraíba: delimitação e caracterização*. João Pessoa: GAPLAN. 74 p. 1988.
- Murphy, P.G. & Lugo, A.E.J. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17 (1): 67–88. 1986.
- Nascimento, S.S. & Alves, J.J.A. Ecoclimatology of the Cariri paraibano. *Revista Geográfica Acadêmica*, 2 (3): 28–41. 2008.
- Neto, T.A.C.; Pereira, M.G.; Correa, M.E.F. & Anjos, L.H.C. Deposição de serrapilheira e mesofauna edáfica em áreas de eucalipto e floresta secundária. *Floresta e Ambiente*, 8 (1): 70–75. 2001.
- Núcleo de Meteorologia Aplicada. *Atlas climatológica do Estado da Paraíba*. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba. 2ª Ed. 143 p. 1987.
- Odum, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 434 p.1983.
- Pagano, S.N. & Durigan, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em Matas Ciliares do oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da USP/Fapesp. 109–123. 2000.
- Pankhurst, C.E. & Lynch, J.M. The Role of Soil Biota in sustainable agriculture. In: Pankhurst, C.E.; Double, B.M.; Gupta, V.V.S.R. & Grace, P.R. (Eds.). *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*. Melbourne: CSIRO. 262 p.1994.
- Pennington, R.T.; Prado, G.P & Ratter, J.A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests. In: Pennington R.T.; G.P. Lewis; Ratter, J.A. (Eds.). *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: plant diversity, biogeography and conservation*. New York: CRC Press, Taylor & Francis Group.1–29. 2006.
- Prado, D. As caatingas da América do Sul. In: Leal, I.R.; Tabarelli; M. & Silva, J.M.C. (Eds). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco. 3–73. 2003.
- Prado, D.E. & Gibbs, P.E. Patterns of species distributions in the dry seasonal forest of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 80: 902–927. 1993.
- Ratter, J.A.; Askew, G.P.; Montgomery, R. & Gifford, D.R. Observations on forests of some mesotrophic soils in central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 1: 47–58. 1978.

- Rickfles, R.E. *A Economia da Natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 5ª ed. 503 p. 2001.
- Sampaio, E.V.S.B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: Bullock, S.H; Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge: Cambridge University Press. 35–58. 1995.
- Sampaio, E.V.S.B.; Andrade-Lima, D. & Gomes, M.A.F. O gradiente vegetacional das caatingas e áreas anexas. *Revista Brasileira de Botânica*, 4 (1): 27–30. 1981.
- Seastedt, T.R. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology*, 29: 25–46. 1984.
- Silva, J.M.C.; Tabarelli, M.; Fonseca, M.T. & Lins, L. *Biodiversidade da Caatinga: áreas prioritárias para conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 382 p. 2004.
- Silva, R.F.; Aquino, A.M.; Mercante, F.M. & Guimarães, M.F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado. *Pesquisa agropecuária brasileira*, 41 (4): 697–704. 2006.
- Stork, N.E. & Eggleton, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7 (1): 38–47. 1992.
- Swift, M.J.; Heal, O.W. & Anderson, J.M. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Oxford: Blackwell. 372 p. 1979.
- Tabarelli, M. & Vicente, A. Conhecimento sobre plantas lenhosas da Caatinga: lacunas geográficas e ecológicas. In: Silva, J.M.C.; Tabarelli, M; Fonseca, M.T.; Lins, L. *Biodiversidade da Caatinga: áreas prioritárias para conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 101–111. 2004.
- Theenhaus, A. & Scheu, S. Successional changes in microbial biomass, activity and nutrient status in faecal material of the slug *Arion rufus* (Gastropoda) deposited after feeding on different plant materials. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 569–577. 1996.
- Vasconcellos, A.; Andreatze, R.; Almeida, A.M.; Araújo, H.F.P.; Oliveira, E.S. & Oliveira, U. Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 54(3): 471–476. 2010a.
- Vasconcellos, A.; Bandeira, A.G.; Moura, F.M.S.; Araújo, V.F.P.; Gusmão, M.A.B. & Constantino, R. Termite assemblages in three habitats under different disturbance regimes in the semi-arid Caatinga of NE Brazil. *Journal of Arid Environments*, 74: 298–302. 2010b.
- Velloso, A.L.; Sampaio, E.V.S.B. & Pareyn, F.G.C. Ecorregiões Propostas para o Bioma Caatinga. Recife: Associação Plantas do Nordeste. Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil. 76 p. 2002.
- Wall, D.H.; González, G. & Simmons, B. I. Seasonally Dry Tropical Forest Soil Diversity and Functioning. . In: Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. (Eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press. 61–70. 2011.

Wardle, D.A. & Lavelle, P. Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. In: Cadisch, G. & Giller, K.E. (Eds.). *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. Cambridge: CAB International. 107–124. 1997.

Whitford, W.G. Subterranean termites and long term productivity of desert rangelands. *Sociobiology*, 19: 235–243. 1991.

Wink, C; Guedes, J.V.C.; Fagundes, C.K. & Rovedder, A.P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 4: 60–71. 2005.

Zanella, F.C.V. & Martins, C.F. Abelhas da Caatinga: Biogeografia, Ecologia e Conservação. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. (Eds.). *Ecologia e conservação da caatinga*. Recife: Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco. 75–134. 2003.

CAPÍTULO I

CAPÍTULO I: Variação temporal e espacial da produção de serrapilheira em um ecossistema semiárido do nordeste brasileiro

Resumo

Estudos sobre a dinâmica de serrapilheira são importantes para a compreensão sobre o material decíduo em decomposição, a ciclagem de nutrientes, os padrões de sucessão, os distúrbios ecológicos e as interações das variáveis ambientais em ecossistemas terrestres. Contrastando com a velocidade de degradação da Caatinga, verifica-se uma carência de estudos sobre dinâmica de produção de serrapilheira. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito dos fatores climáticos (precipitação e evapotranspiração) e da vegetação sobre a dinâmica temporal e espacial da produção de serrapilheira no semiárido do nordeste brasileiro. Em 12 áreas de amostragem, no Cariri paraibano, realizou-se um levantamento fitossociológico e foram alocados dois coletores de 1 m² (com 0,15 m³), distantes cerca de 50 m um do outro para estimar a produção mensal da serrapilheira, entre novembro de 2009 e 2011. Os valores de deposição de serrapilheira observados neste estudo variaram entre de 3430 a 4600 kg·ha⁻¹·ano⁻¹. A produção de serrapilheira foi significativamente maior no segundo ano do estudo e variou entre os meses em ambos os anos. A variação intraanual foi evidente para a produção de serrapilheira total, com picos de queda no período seco, cerca de três a quatro meses após as maiores taxas de precipitação mensais. As folhas constituíram a fração predominante, contribuindo com mais de 60% do total de serrapilheira, enquanto as estruturas reprodutivas e os galhos representaram cerca de 14% e a miscelânea de 3 a 5%. A produção de serrapilheira diferiu significativamente entre as áreas, assim como cada uma de suas frações. A densidade das espécies vegetais e a altura da vegetação e o diâmetro do tronco na altura do solo explicaram por 79% da produção de serrapilheira anual nas diferentes áreas. O resultado revelou que a produção de serrapilheira na Caatinga apresenta uma heterogeneidade temporal e espacial, relacionada ao clima e à vegetação, o que deve proporcionar efeitos sobre o substrato para atividade de microrganismo do solo e, conseqüentemente, nas condições edáficas e disponibilidade de nutrientes. Portanto, na Caatinga, as variações espaciais nas condições dos microhabitats associadas às variações interanuais podem interferir no período de oferta do recurso floral, disponibilidade de nutrientes do substrato e, possivelmente, interferir no comportamento dos animais que se utilizam do mesmo.

Palavras-chave: liteira; Caatinga; precipitação; evapotranspiração; estrutura da vegetação; heterogeneidade espaço-temporal.

CHAPTER I: Temporal and spatial variation of litter production in a Northeastern Brazil semiarid ecosystem

Abstract

Studies related to litter dynamics are important to comprehend decomposing deciduous material, nutrients cycling, succession patterns, ecological disturbance and environmental variables interactions in terrestrial ecosystems. In opposition to Caatinga's degradation speed, a lack of studies related to litter production dynamics is observed. Thus, this study aimed to evaluate climatic factors (rainfall and evapotranspiration) and vegetation effects over temporal and spatial dynamics of litter production in Brazilian Northeastern's semiarid. A phytosociologic survey was performed in Paraíba's Cariri in 12 sampling areas. Two 1 m² collectors (with 0,15 m³) were placed about 50 m distant from each other in order to estimate litter monthly production between November 2009 and 2011. Litter deposition values observed in this study varied between 3430 and 4600 kg·ha⁻¹·year⁻¹. Litter production was significantly bigger in the second year of survey and it varied between months in both years. Intra-annual variation was positive to total litter production, showing peaks of litterfall in dry period about three or four months after the greatest rates of monthly rainfall. While reproductive structures and branches corresponded to 14% and miscellany from 3% to 5%, leaves, which represented more than 60% of the total, corresponded to the predominant part of litter. Litter production was significantly different between areas so as each of its parts. The density of plant species, vegetation height and trunk diameter at ground were responsible for 79% of annual litter production in those different areas. Results reveal that litter production in Caatinga have a spatiotemporal heterogeneity, which is related to climate and vegetation and must provide effects over substratum in edaphic microorganisms activities and, consequently, in edaphic conditions and nutrients availability. Therefore, in Caatinga, associations of spatial variations in microhabitats conditions and inter-annual variations could interfere in the offering period of floral resource, substrate nutrients availability and, possibly, in the behavior of substrate-using animals.

Key words: litterfall; Caatinga; rainfall; evapotranspiration; vegetation structure; spatiotemporal heterogeneity.

1. INTRODUÇÃO

Em ecossistemas terrestres, a serrapilheira é considerada a principal via de transferência de nutrientes para o solo (Vitousek 1984; Schlesinger 1997; Burquez *et al.* 1999). Ela é constituída de folhas, flores, frutos, sementes, madeiras, restos de animais e material fecal que caem sobre o substrato. Estudos sobre a produção de serrapilheira possibilitam estimar o índice de produtividade do ecossistema, fornecem subsídios sobre o material decíduo em decomposição, permitem quantificar o teor de nutrientes que retornam ao solo e sugerem importantes informações sobre o ciclo fenológico das plantas (Proctor *et al.* 1983; Santana 2005). A produção de serrapilheira é freqüentemente utilizada como medida de produtividade primária líquida acima do solo, em estudos realizados nas florestas tropicais úmidas e secas (Bray & Gorham 1964; Burquez *et al.* 1999; Clark *et al.* 2001; Jaramillo *et al.* 2011). Assim, pesquisas sobre a dinâmica da serrapilheira são importantes para a compreensão sobre ciclagem de nutrientes, crescimento da floresta, padrões de sucessão, fluxo de carbono, distúrbios ecológicos e interações das variáveis ambientais em ecossistemas florestais (Vasconcelos & Luizão 2004; Zhou *et al.* 2007; González-Rodríguez *et al.* 2011).

Em florestas tropicais secas, a produtividade primária é controlada em grande parte pela quantidade e tempo de chuva, assim a precipitação interanual e variações sazonais na pluviosidade restringem e controlam a produtividade e a dinâmica de nutrientes desses ecossistemas, pois a disponibilidade de água determina a produção de folhas e, conseqüentemente, a fotossíntese (Lugo & Murphy 1986; Dirzo *et al.* 2011). Estudos sobre produção de serrapilheira total, em florestas tropicais secas de cinco países da América Latina, registraram uma amplitude de 2900 a 8500 kg·ha⁻¹·ano⁻¹, dos quais 65 a 90% da serrapilheira consiste da fração foliar (Medina & Zewler 1972; Lugo & Murphy 1986; Morellato 1992; Lawrence & Foster 2002; Saynes *et al.* 2005; Jaramillo *et al.* 2011). Contudo, ainda há pouca informação sobre variação sazonal e interanual da serrapilheira

em florestas tropicais secas (Martínez-Yrizar & Sarukhán 1990; Whigham *et al.* 1990; Jaramillo *et al.* 2011).

Em ambientes áridos e semiáridos, a diversidade de espécies arbóreas gera uma série de gradientes ambientais (como regime de água, condições edáficas, luz, intensidade e temperatura) que aumentam a heterogeneidade espacial. A substituição de espécies vegetais pode ser induzida por diferentes fatores, como mudanças climáticas e/ou modificações químicas e na estrutura do solo (Archer *et al.* 1988; Alvarez *et al.* 2009). A heterogeneidade espacial parece ser funcional em terras áridas (Bisigato *et al.* 2009) e influenciar a produção de serrapilheira, induzir as condições ambientais e a distribuição de espécies na comunidade (Facelli & Pickett 1991).

A Caatinga, um dos maiores exemplos de semiárido da região Neotropical, abrange uma área de cerca de 735000 km², caracterizada por temperaturas e déficits hídricos elevados, que agravam os efeitos da baixa pluviosidade (Andrade-Lima 1981; Prado 2003; Coutinho 2006). A paisagem da região é dominada por formas fisionômicas distribuídas em mosaico, com a vegetação dominada por espécies xerófitas, grande quantidade de plantas espinhosas, arbustos e árvores com folhas pequenas, adaptadas a condição de aridez (Coimbra-Filho & Câmara 1996; Albuquerque 1999; Medeiros *et al.* 2009). Os solos são, normalmente, rasos e apresentam baixa capacidade de infiltração, alto escoamento superficial e reduzida drenagem natural (Lopes *et al.* 2009), assim, demonstrando a importância da cobertura vegetal e da serrapilheira para proteção do mesmo. A Caatinga tem sido severamente alterada por corte de lenha, agricultura, queimadas, caça e ação contínua de rebanhos bovinos e caprinos, resultando apenas uma pequena parcela preservada e protegida (Sampaio 1995; Leal *et al.* 2005). Contrastando com a velocidade de degradação desta região, verifica-se uma carência de estudos sobre produção e acúmulo de serrapilheira das espécies florestais nativas (Sampaio 1996; Amorim 2009; Santana & Souto 2011).

A livre transferência do conhecimento sobre produção de serrapilheira, obtido em outros ecossistemas áridos e semiáridos do mundo, não proporciona uma compreensão adequada deste processo na Caatinga, visto que a produção primária líquida é influenciada por vários fatores que caracterizam cada ecossistema e a comunidade local. Sendo assim, o presente estudo objetivou avaliar o efeito dos fatores climáticos (precipitação e evapotranspiração) e da vegetação sobre a dinâmica temporal e espacial da produção de serrapilheira na Caatinga.

Sendo assim, as seguintes hipóteses foram avaliadas:

- A precipitação e a evapotranspiração (ETR) são fatores climáticos que influenciam a taxa de produção da serrapilheira. Estudos, em escala global, propõem que fatores climáticos, como a precipitação e a evapotranspiração, explicam ao menos em parte a variabilidade da produção primária líquida aérea e, por consequência, a queda de matéria orgânica vegetal nos solos dos ecossistemas terrestres.
- A estrutura da vegetação interfere na produção de serrapilheira. Em ambientes áridos e semiáridos, a cobertura vegetal influencia quantitativa e qualitativamente a produção de serrapilheira, visto que este processo está relacionado à fitocenose e fenologia da vegetação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 *Produção de serrapilheira no Cariri paraibano*

Entre novembro de 2009 e outubro de 2011, em cada área de amostragem da Fazenda Almas (seis áreas) e da Fazenda Moreiras (seis áreas), foram alocados dois coletores de 1 m² (com 0,15 m³), distantes cerca de 50 m um do outro (Figura 1), totalizando 24 coletores. Os coletores foram confeccionados em madeira e tela de nylon, com malha de 1 mm, suspensos cerca de 20 cm do solo (Figura 2). A serrapilheira produzida foi retirada a cada mês e triada, manualmente, em laboratório. A triagem consistiu na separação das partes em quatro frações: folhas (incluindo folíolos + pecíolo), estruturas reprodutivas (flores, frutos e sementes), galhos (correspondente às partes lenhosas arbórea, menores que 2 cm de espessura, e casca) e miscelânea (material vegetal, que não pode ser determinado, e material de origem animal).

Após a triagem, as frações foram acondicionadas em sacos de papel, levadas para estufa a 60°C, até alcançar peso constante; e pesadas em balança de precisão com duas casas decimais. Foi estimada a produção de serrapilheira anual (kg·ha⁻¹) de cada área de amostragem, através da média do peso da serrapilheira encontrada nos dois coletores.

2.2 *Fatores temporais*

Com relação à variação temporal, a produção de serrapilheira foi relacionada às características climáticas (precipitação e evapotranspiração real - ETR) dos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, fornecidos pelo Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste (PROCLIMA 2011). A precipitação e a ETR consistem em fatores climáticos que incluem a disponibilidade de água e de energia térmica (Meentemeyer 1982).

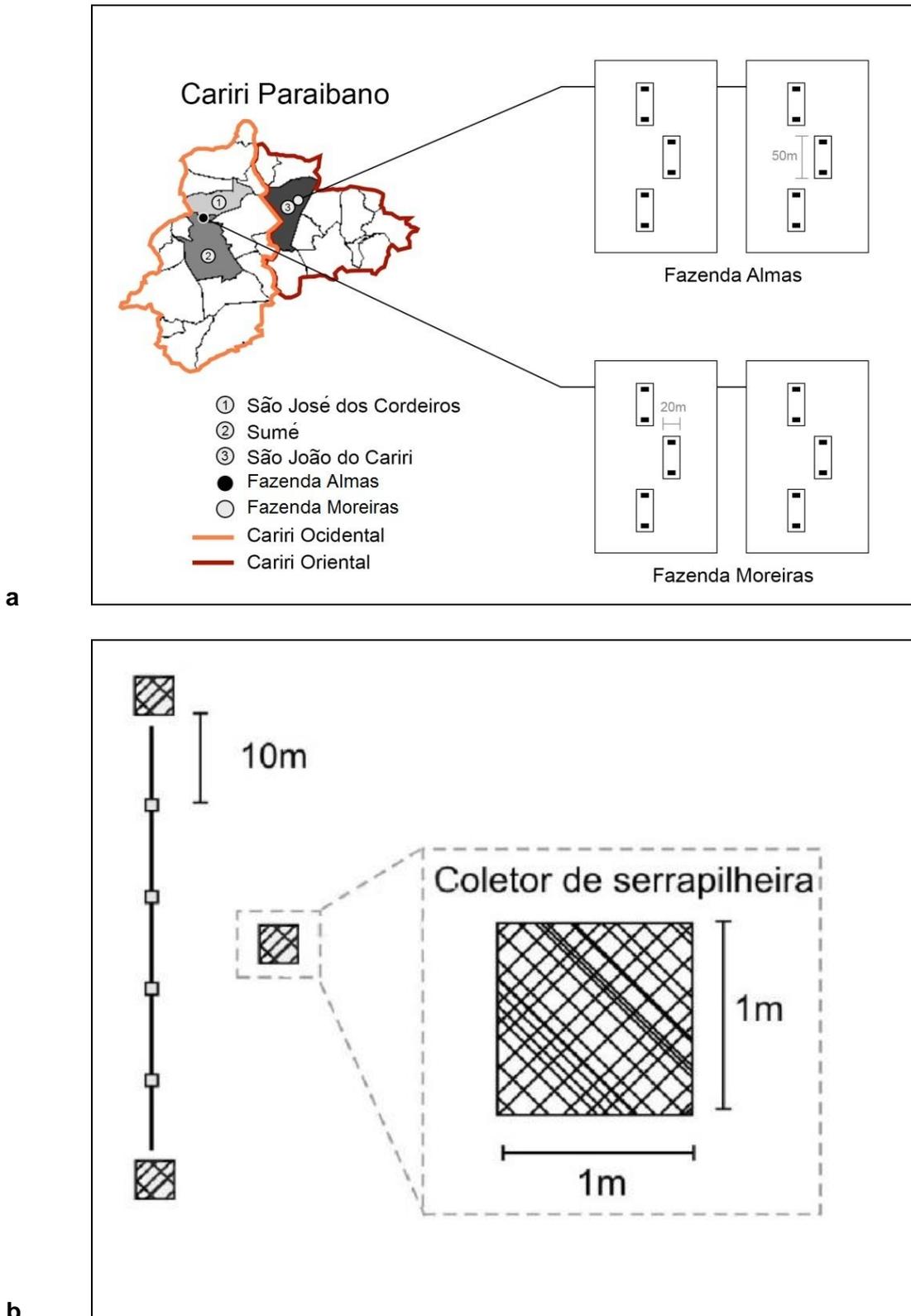


Figura 1: (a) Representação das 12 áreas de amostragem, na Fazenda Almas e na Fazenda Moreiras, onde foram dispostos (b) dois coletores de serrapilheira de 1 m², distantes cerca de 50 m um do outro.



Figura 2: Coletor de serrapilheira de 1 m², suspenso cerca de 20 cm do solo, e coleta da serrapilheira, realizada mensalmente.

2.3 Fatores espaciais

Quanto à heterogeneidade espacial, relacionou-se a produção de serrapilheira a características vegetais de cada área de amostragem.

- Características vegetais

Em torno dos 24 coletores, adotaram-se parcelas com raio (r) de 10 m, nas quais foi realizado o levantamento de dados quantitativos da vegetação, portando, duas parcelas circulares de 628 m² por área de amostragem. Em cada parcela circular, foram levantados todos os indivíduos vivos de porte arbóreo arbustivo com altura total (AT) \geq 1 m e diâmetro do tronco na altura do solo (DTS) \geq 3 cm. Para cada indivíduo que se enquadrasse ao critério de inclusão, eram medidos DTS e AT. No caso de plantas com caules ramificados, todas as ramificações foram medidas e somadas. As medidas e a identificação dos espécimes vegetais foram realizadas no campo. Para cada área de amostragem, foram analisadas densidade, riqueza, altura e área da base das plantas arbóreo-arbustivas, com o auxílio do programa FITOPAC (Shepherd 2008). A riqueza e abundância da vegetação foram avaliadas por caracterizar a composição vegetal, enquanto a AT e o DTS foram contabilizados, por serem utilizados para estimar a biomassa vegetal aérea através de equações alométricas, que calculam a massa seca (kg) das plantas (Sampaio & Silva 2005; Silva & Sampaio 2008).

2.4 *Análises estatísticas*

Os testes ANOVA medida repetida e ANOVA *one-way* foram utilizadas para análise da variação temporal da produção de serrapilheira entre anos e meses, respectivamente. Uma correlação de Spearman foi realizada entre a produção de serrapilheira e a precipitação e a ETR, no terceiro e segundo meses anteriores a coleta do material, a fim de avaliar uma influência retardada destes fatores climáticos sobre a produção de serrapilheira. Com relação à heterogeneidade espacial, também foi empregada uma ANOVA com medidas repetidas, visto que para esta análise foram utilizados os valores da produção mensal de serrapilheira das áreas de amostragem. Realizou-se uma análise de regressão múltipla (com método *forward stepwise*) entre a produção de serrapilheira e as características da vegetação (densidade de espécies e AT e o DTS da vegetação). Para atender a exigência de normalidade, os dados de produção de serrapilheira foram transformados em $\text{Log}(x+1)$ antes das análises. Os testes foram feitos com o auxílio do software STATISTIC 5.0 (Stafsoft 1995).

3. RESULTADOS

Variação temporal da serrapilheira

A produção de serrapilheira foi significativamente maior no segundo ano do estudo ($F_{1,132} = 11,16$, $P < 0,005$) e variou entre os meses (Ano 1: $F_{11,132} = 2,79$, $P < 0,005$; Ano 2: $F_{11,132} = 8,48$, $P < 0,001$; Figura 3). A taxa de produção de serrapilheira apresentou uma maior correlação com a precipitação e a evapotranspiração ocorrida no terceiro e segundo meses anteriores a coleta do material, respectivamente (Pp: $r_{s\ 90\ dias} = 0,39$; $n=48$; $P=0,006$; ETR: $r_{s\ 60\ dias} = 0,47$; $n=48$; $P=0,001$). A precipitação e ETR apresentaram maior correlação com a taxa de produção de folha, com retardo de quatro meses da coleta do material (Pp: $r_{s\ 120\ dias} = 0,51$; $n=48$; $P < 0,001$; ETR: $r_{s\ 120\ dias} = 0,59$; $n=48$; $P < 0,001$). Com relação às estruturas reprodutivas, houve correlação com a precipitação e evapotranspiração referente ao mês da coleta (Pp: $r_{s\ 30\ dias} = 0,37$; $n=48$; $P < 0,05$; ETR: $r_{s\ 30\ dias} = 0,53$; $n=48$; $P < 0,001$).

No primeiro ano (novembro/2009 a outubro/ 2010), as taxas pluviométricas anuais foram maiores que 700 mm em ambas as fazendas, ocorrendo precipitação maior que 60 mm durante quatro meses consecutivos (janeiro/2010 a abril/2010). Na Fazenda Almas foi registrada uma produção de serrapilheira em torno de $4090\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ com média mensal de $343 (\pm 199)\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, enquanto na Fazenda Moreira foi cerca de $3290\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, com média mensal de $274 (\pm 122)\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. No segundo ano (novembro/2010 a outubro/ 2011), foram registrados mais de 1000 mm anuais de chuva e cinco meses contínuos com mais de 100 mm (janeiro/2011 a maio/2011). Neste período, foram produzidas cerca de $4600\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de serrapilheira na Fazenda Almas e $3430\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ na Fazenda Moreiras, a média mensal foi de $383 (\pm 269)\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ e $285 (\pm 164)\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente. Na Fazenda Almas, a maior taxa de produção de serrapilheira ocorreu em maio de 2010 ($735\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e julho de 2011 ($949\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), enquanto as menores produções foram de $102\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ em outubro de 2010 e $105\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ em janeiro de 2011 (Figura 3). Na Fazenda Moreiras, a produção de serrapilheira apresentou a maior taxa em agosto de 2010 ($464\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e 2011 ($683\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e a menor em janeiro de 2010 ($118\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e 2011 ($91\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Figura 3).

Em ambas as fazendas, as folhas constituíram a fração predominante, contribuindo com mais de 60% do total de serrapilheira, enquanto as estruturas reprodutivas e os galhos representaram cerca de 14% e a miscelânea de 3 a 5%. Entre as frações da serrapilheira, a produção de folhas diferiu entre os anos e entre os meses e apresentou picos em períodos semelhantes à serrapilheira total (FA: 555 e 790 kg·ha⁻¹ em maio 2010 e julho de 2011, respectivamente; FM: 464 e 683 kg·ha⁻¹ em agosto de 2010 e 2011, respectivamente). Enquanto as estruturas reprodutivas variaram entre os meses, com maiores índices de queda no período de chuva (FA: 200 e 123 kg·ha⁻¹ em abril 2010 e março de 2011, respectivamente; FM: 146 e 183 kg·ha⁻¹ em março 2010 e fevereiro de 2011, respectivamente). A produção de miscelânea também variou apenas entre os meses, ocorrendo os maiores picos em março de 2010 e novembro de 2010, para as duas fazendas (FA: 21 e 89 kg·ha⁻¹; FM: 70 e 92 kg·ha⁻¹, respectivamente) (Tabela 1; Figura 3). A queda de galhos não apresentou diferença significativa inter ou intraanual e apresentou uma média mensal de 45 (± 30) kg·ha⁻¹ (Tabela 1; Figura 3).

Tabela 1: Resultado da ANOVA medida repetida para variação anual (interanual) e ANOVA *one-way* para variação mensal de serrapilheira (intraanual) e suas frações (folhas, estruturas reprodutivas, galhos e miscelânea), em área de Caatinga, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba.

	Interanual		Intraanual			
			Ano 1		Ano 2	
	F _{1;132}	P	F _{11;132}	P	F _{11;132}	P
Serrapilheira^{ab}	11,16	<0,005	2,80	<0,01	8,49	<0,001
Folhas^{ab}	23,29	< 0,001	5,03	<0,001	15,78	<0,001
Estruturas Reprodutivas^b	1,29	> 0,05	1,90	<0,05	7,82	<0,001
Galhos	1,65	> 0,05	0,82	> 0,05	1,72	> 0,05
Miscelânea^b	1,49	> 0,05	4,30	<0,001	14,77	<0,001

a. Apresentou variação significativa entre os anos;

b. Apresentou variação significativa entre os meses.

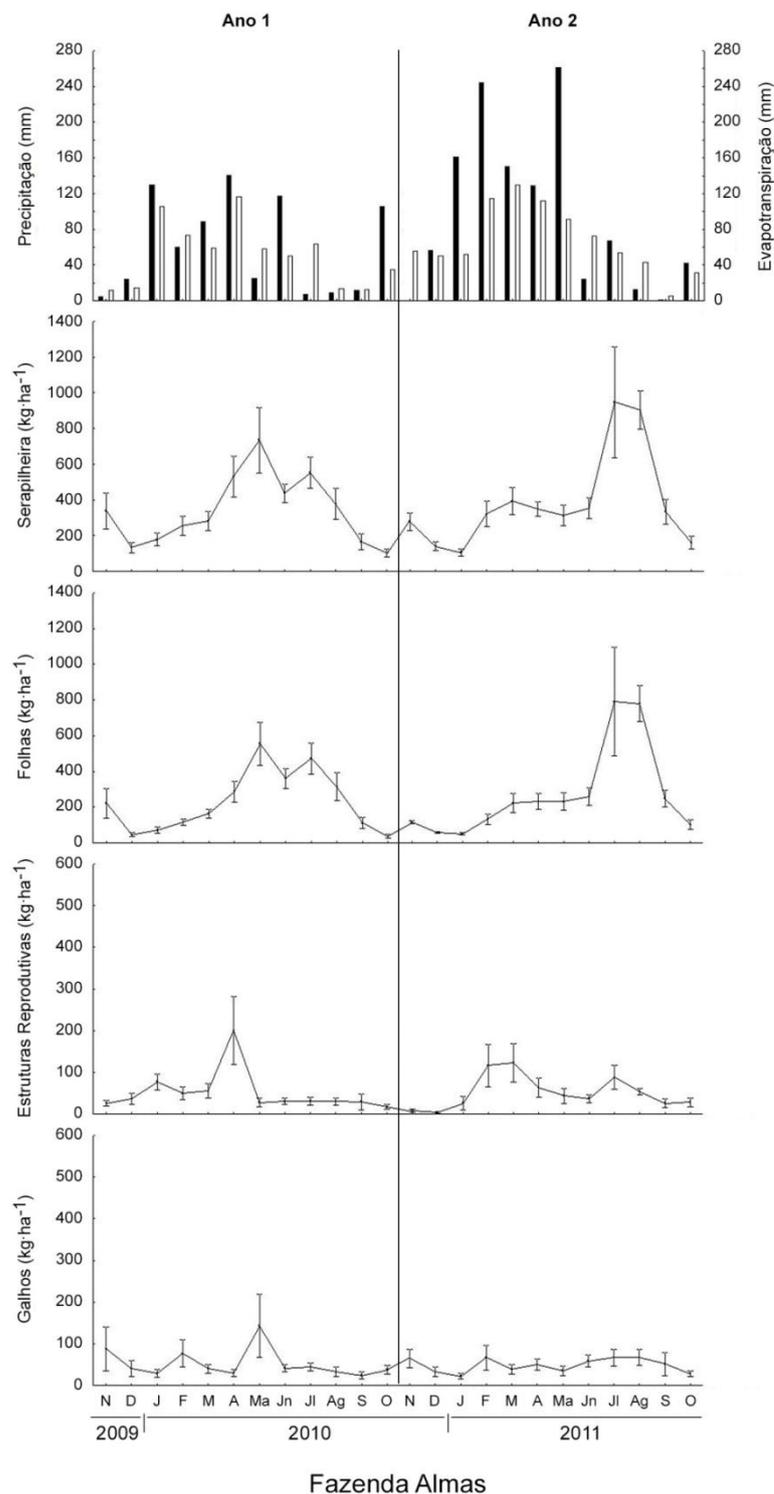


Figura 3: Variação intra e interanual dos fatores climáticos (precipitação – barras pretas; e evapotranspiração – barras brancas) e da serrapilheira produzida na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, nos períodos entre novembro de 2009 e outubro de 2011. Valores apresentados são a média \pm EP. (continuação na página seguinte)

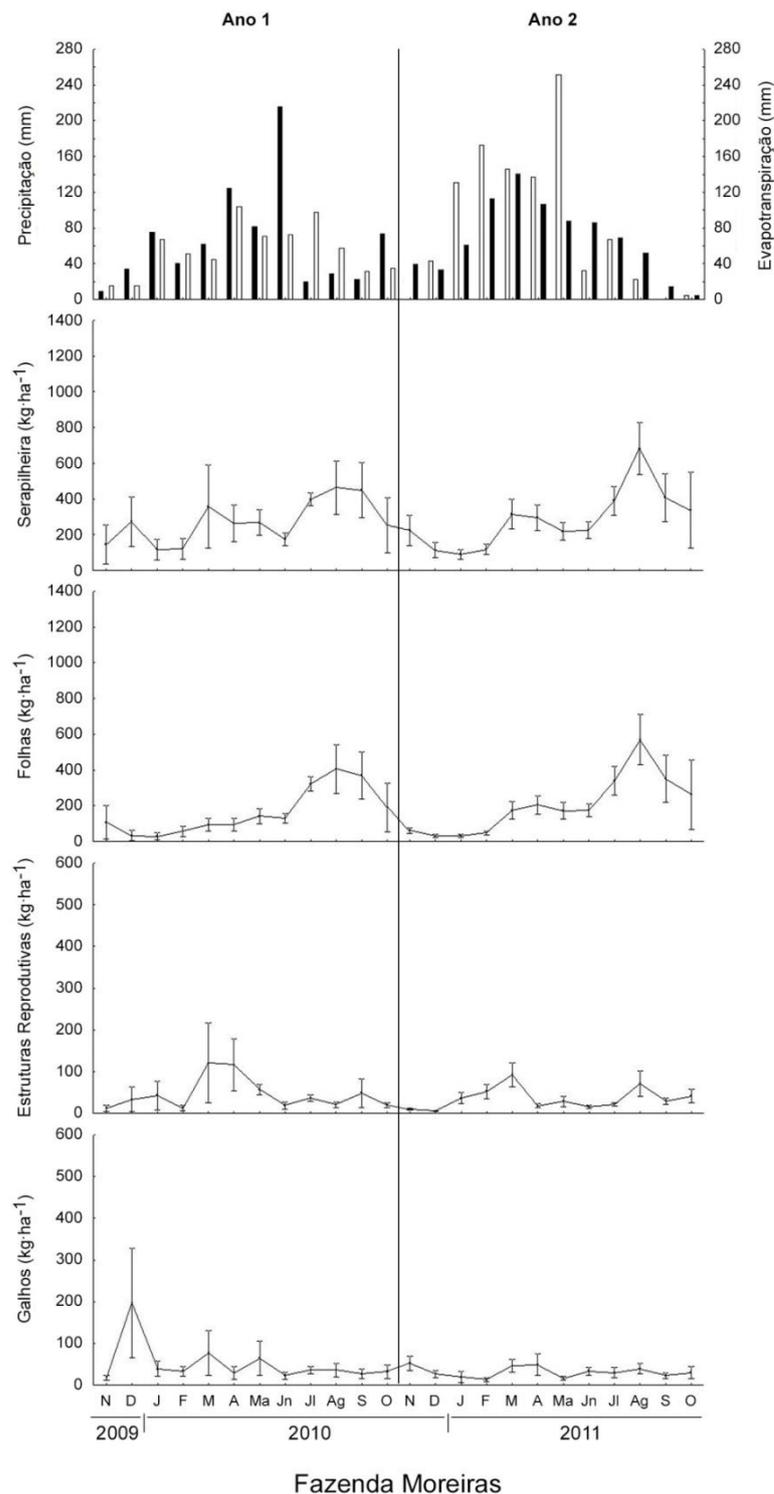


Figura 3: Variação intra e interanual dos fatores climáticos (precipitação – barras pretas; e evapotranspiração – barras brancas) e da serrapilheira produzida na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, nos períodos entre novembro de 2009 e outubro de 2011. Valores apresentados são a média ± EP.

Variação espacial da vegetação e produção de serrapilheira

No levantamento fitossociológico realizado na Fazenda Almas, foram amostradas 18 famílias e 37 espécies, destas 27 foram identificadas em nível específico (Tabela 2). As espécies *Caesalpinia pyramidalis*, *Croton echiodes*, *Mimosa ophthalmocentra* e *Myracrodruon urundeuva* apresentaram maior valor de importância (Tabela 2), enquanto as famílias Leguminosae (subfam. Caesalpinioideae e Mimosoideae) e Euphorbiaceae apresentaram os maiores valores de importância e cobertura. Nas seis áreas de amostragem da Fazenda Moreiras, foram registradas 18 famílias e 28 espécies, destas cinco não foram identificadas em nível específico (Tabela 2). As espécies *M. ophthalmocentra*, *Aspidosperma pyrifolium*, *C. pyramidalis* e *Croton blanchetianus* (sinônimos: *Croton sonderianus* Müll. Arg) representaram mais de 65% dos indivíduos e apresentaram os maiores valores de importância (Tabela 3). A família Leguminosae (subfamília Mimosoideae) apresentou os maiores valores de importância e cobertura, seguida da família Euphorbiaceae e Leguminosae (subfamília Caesalpinioideae). Apenas as espécies *A. pyrifolium* e *C. pyramidalis* ocorreram em todas as áreas e 13 espécies foram registradas somente em uma área (Tabela 3).

A riqueza e a densidade da vegetação variaram de 4 a 21 espécies e de 398 a 2930 indivíduos·ha⁻¹, respectivamente. Para cada área de amostragem, a altura média apresentou uma amplitude entre 2,81 a 5,09 m e o DTS das espécies arbóreo-arbustiva entre 18,15 a 34,25 cm (Tabela 4). A produção de serrapilheira diferiu significativamente entre as áreas, assim como cada uma de suas frações (Figura 4; Tabela 5). A densidade das espécies vegetais, a AT e a DSP da vegetação explicaram 79% da produção de serrapilheira anual nas diferentes áreas ($F=15,15$; $gl=3,8$; $P=0,001$; $R^2_{\text{Ajustado}} = 0,79$).

CAPÍTULO I - Variação temporal e espacial da produção de serrapilheira em um ecossistema semiárido do nordeste brasileiro

Tabela 2: Famílias e espécies do estrato arbustivo-arbóreo encontradas no levantamento fitossociológico realizado nas Fazendas Almas e Moreiras, municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, e os parâmetros fitossociológicos. NI= Número total de indivíduos da espécie; DR= Densidade Relativa (%); FR= Frequência Relativa (%); DoR= Dominância Relativa (%); VI= Valor de Importância; VC= Valor de Cobertura.

Família	Espécies	Fazenda Almas						Fazenda Moreiras					
		NI	RD	RF	DoR	VI	VC	NI	RD	RF	DoR	VI	VC
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	18	2,1	4,9	11,1	18,0	13,0	17	3,0	5,1	7,2	15,0	10,0
	<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	9	1,1	2,9	0,6	4,6	1,6	1	0,2	1,7	0,3	2,1	0,4
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	6	0,7	1,0	0,4	2,1	1,1	5	0,9	1,7	4,4	7,0	5,3
Annonaceae	<i>Rollinia leptopetala</i> R. E. F.	15	1,7	2,0	1,0	4,7	2,7	3	0,5	1,7	0,2	2,5	0,8
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	15	1,7	5,9	1,7	9,3	3,4	86	15,2	10,2	12,6	38,0	28,0
Bombacaceae	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss & Cambess.) A.Robyns	5	0,6	1,0	0,2	1,7	0,8	1	0,2	1,7	0,2	2,1	0,4
Boraginaceae	<i>Cordia salzmanni</i> DC	*	*	*	*	*	*	1	0,2	1,7	0,0	1,9	0,2
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	30	3,5	4,9	4,2	13,0	7,7	5	0,9	5,1	10,5	17,0	11,0
Cactaceae	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	2	0,2	1,0	0,1	1,3	0,3	*	*	*	*	*	*
	<i>Pilosocereus gounellei</i> (F. A. C. weber) Byles & G. D. Rowley	*	*	*	*	*	*	1	0,2	1,7	1,1	3,0	1,3
Caparaceae	Indeterminado	1	0,1	1,0	0,0	1,1	0,1	12	2,1	3,4	1,5	7,0	3,6
Celastraceae	<i>Maytenus rigida</i> Mart	5	0,6	2,0	0,5	3,1	1,1	6	1,1	1,7	1,2	4,0	2,3
Combretaceae	<i>Combretum</i> sp.	65	7,6	4,9	3,0	16,0	11,0	1	0,2	1,7	0,0	1,9	0,2
	<i>Thiloa glaucocarpa</i> (Mart.) Eichl.	*	*	*	*	*	*	1	0,2	1,7	0,0	1,9	0,2
Euphorbiaceae	<i>Croton echiodoides</i> Baill	176	20,5	5,9	11,9	38,0	32,0	28	4,9	3,4	1,8	10,0	6,7
	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	64	7,4	3,9	2,6	14,0	10,0	68	12,0	6,8	4,1	23,0	16,0
	<i>Manihot catingae</i> Ule	42	4,9	5,9	2,4	13,0	7,3	*	*	*	*	*	*
	<i>Manihot glaziovii</i> Müll. Arg.	*	*	*	*	*	*	19	3,4	1,7	2,1	7,2	5,5
	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	14	1,6	5,9	0,6	8,1	2,2	22	3,9	8,5	1,4	14,0	5,3
	<i>Sapium glandulatum</i> (vell.) Pax	8	0,9	2,0	1,4	4,3	2,3	*	*	*	*	*	*
Leguminosae subfam. Caesalpinioideae													
	<i>Caesalpinia pyramidalis</i> Tul.	106	12,3	5,9	32,5	51,0	45,0	68	12,0	10,2	13,6	36,0	26,0
	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	54	6,3	5,9	3,6	16,0	9,9	5	0,9	3,4	0,5	4,8	1,4
	<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart. et Tul.	2	0,2	1,0	0,5	1,7	0,8	3	0,5	5,1	0,4	6,0	0,9
Leguminosae subfam. Mimosoideae													
	<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. Ex Benth	110	12,8	5,9	9,4	28,0	22,0	195	34,4	6,8	13,3	55,0	48,0
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	30	3,5	5,9	4,7	14,0	8,2	*	*	*	*	*	*
	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	29	3,4	2,0	2,8	8,1	6,1	*	*	*	*	*	*
	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	2	0,2	2,0	0,1	2,3	0,3	3	0,5	1,7	0,1	2,3	0,6
Leguminosae subfam. Papilionoideae													
	<i>Erythrina velutina</i> Wild	9	1,1	1,0	0,2	2,3	1,3	*	*	*	*	*	*
	<i>Lutzelburgia auriculata</i> (Allem.) Ducke	2	0,2	1,0	0,4	1,6	0,6	*	*	*	*	*	*
	<i>Amburana cearensis</i> (Allem.) A.C. Smith	3	0,4	1,0	0,1	1,4	0,4	5	0,9	1,7	1,7	4,3	2,6
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp. Micheli	*	*	*	*	*	*	1	0,2	1,7	0,1	1,9	0,2
Nyctaginaceae	<i>Pisonia</i> sp	8	0,9	1,0	0,8	2,7	1,7	2	0,4	1,7	0,3	2,4	0,7
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	1	0,1	1,0	0,1	1,2	0,2	4	0,7	3,4	9,3	13,0	10,0
Sapindaceae	<i>Allophylus quercifolus</i> (Mart.) Radlk	2	0,2	1,0	0,0	1,3	0,3	*	*	*	*	*	*
Sterculiaceae	<i>Helicteres cf. guazumifolia</i> Kunth	8	0,9	1,0	2,0	3,9	2,9	*	*	*	*	*	*
Verbenaceae	<i>Lantana</i> sp	3	0,4	1,0	0,1	1,4	0,4	1	0,2	1,7	0,1	2,0	0,3
Sapotaceae	<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	*	*	*	*	*	*	1	0,2	1,7	1,5	3,4	1,7
-----	Indeterminado 1	1	0,1	1,0	0,1	1,1	0,2	2	0,4	1,7	10,4	12,0	11,0
-----	Indeterminado 2	1	0,1	1,0	0,0	1,1	0,1	*	*	*	*	*	*
-----	Indeterminado 3	1	0,1	1,0	0,0	1,1	0,2	*	*	*	*	*	*
-----	Indeterminado 4	4	0,5	1,0	0,2	1,6	0,6	*	*	*	*	*	*
-----	Indeterminado 5	2	0,2	2,0	0,8	3,0	1,0	*	*	*	*	*	*
-----	Indeterminado 6	7	0,8	2,9	0,2	3,9	1,0	*	*	*	*	*	*

CAPÍTULO I - Variação temporal e espacial da produção de serrapilheira em um ecossistema semiárido do nordeste brasileiro

Tabela 3: Ocorrência das espécies do estrato arbustivo-arbóreo nas áreas de amostragem das Fazendas Almas e Moreiras, municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba. * Espécies que ocorreram em todas as áreas.

Espécies	Nome popular	Fazenda Almas - FA						Total	Fazenda Moreiras - FM						Total
		I	II	III	IV	V	VI		I	II	III	IV	V	VI	
<i>Allophylus quercifolus</i>				■	■	■	2								0
<i>Amburana cearensis</i>	Cumaru			■	■		1	■							1
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Angico	■	■	■	■	■	6								0
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> *	Pereiro	■	■	■	■	■	6	■	■	■	■	■	■	■	6
<i>Bauhinia cheilantha</i>	Mororó	■	■	■	■	■	6	■		■	■				2
<i>Caesalpinia ferrea</i>	Pau ferro; jucá.					■	1	■	■	■		■	■		3
<i>Caesalpinia pyramidalis</i> *	Catingueira	■	■	■	■	■	6	■	■	■	■	■	■	■	6
<i>Cereus jamacaru</i>	Mandacaru	■					1								0
<i>Combretum sp.</i>		■	■	■	■	■	5			■	■				1
<i>Commiphora leptophloeos</i>	Imburana; Amburana.	■	■	■	■		3	■	■	■					3
<i>Cordia salzmanni</i>	Maria Preta						0						■	■	1
<i>Croton blanchetianus</i>	Marmeleiro	■	■	■	■	■	4	■	■	■	■		■	■	4
<i>Croton echinoides</i>	Catingueira branca; Velame	■	■	■	■	■	5	■	■						2
<i>Erythrina velutina</i>	Mulungu		■	■			1								0
<i>Eugenia sp. Micheli</i>							0	■							1
<i>Helicteres cf. guazumifolia</i>	Guaxum		■	■			1								0
Indeterminado					■	■	1	■	■				■	■	2
<i>Jatropha mollissima</i>	Pinhão	■	■	■	■	■	6	■	■	■	■	■	■	■	5
<i>Lantana sp</i>						■	1						■	■	1
<i>Lutzelburgia auriculata</i>				■	■		1								0
<i>Manihot catingae</i>	Maniçoba	■	■	■	■	■	6								0
<i>Manihot glaziovii</i>	Maniçoba						0	■	■						1
<i>Maytenus rigida</i>				■	■	■	2			■	■				1
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	Jurema vermelha	■	■	■	■	■	6			■	■	■	■	■	3
<i>Mimosa tenuiflora</i>	Jurema Preta				■	■	1	■							1
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Aroeira	■	■	■	■	■	5	■	■	■	■		■	■	3
<i>Pilosocereus gounellei</i>	Alastrado						0	■							1
<i>Piptadenia stipulacea</i>	Jurema Branca	■	■			■	2			■	■				1
<i>Pisonia sp</i>	João Mole			■	■		1			■	■				1
<i>Pseudobombax marginatum</i>	Embiratanha	■		■	■		1	■							1
<i>Rollinia leptopetala</i>		■	■			■	2	■	■						1
<i>Sapium glandulatum</i>	Burra leiteira			■	■	■	2								0
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	Baraúna		■	■			1	■	■						1
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	Quixabeira						0	■	■						1
<i>Spondias tuberosa</i>	Umbuzeiro	■	■			■	3								1
<i>Thiloa glaucocarpa</i>	Sipauba						0	■							1
<i>Ziziphus joazeiro</i>			■	■			1		■	■			■	■	2
Indeterminado 1			■	■			1		■	■					1
Indeterminado 2			■	■			1								0
Indeterminado 3					■	■	1								0
Indeterminado 4						■	1								0
Indeterminado 5			■	■		■	3								0
Indeterminado 6			■	■	■	■	3								0
Total (riqueza)		14	21	19	14	18	14	37	12	16	12	4	10	5	28

Tabela 4: Características da vegetação e produção de serrapilheira nas áreas de amostragem na Fazenda Almas (FA) e Fazenda Moreiras (FM), nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, nos períodos entre novembro de 2009 e outubro de 2011. DTS = Diâmetro do tronco na altura do solo; * Área de amostragem para análise da vegetação (628 m²).

Variáveis da vegetação e serrapilheira	FA						FM					
	I	II	III	IV	V	VI	I	II	III	IV	V	VI
Densidade (ni.ha ⁻¹)	2022	2787	2357	2309	2532	1736	2930	1529	1624	1354	398	1194
Riqueza (Área de amostragem ^{-1*})	14	21	19	14	18	14	12	16	12	4	10	5
Altura (m)	3,98	3,41	3,34	3,17	4,39	3,17	3,46	4,90	4,41	2,81	3,12	5,09
DTS (cm. Área de amostragem ^{-1*}).	25,18	21,12	20,06	18,31	32,69	20,84	20,88	34,25	22,79	21,69	20,89	18,15
Serrapilheira (kg.ha ⁻¹)	4783	5729	4614	2013	6459	2464	3488	6800	3751	1998	862	3398

Tabela 5: Resultado da ANOVA medida repetida para variação de serrapilheira, entre 12 áreas de amostragem, e suas frações (folhas, estruturas reprodutivas, galhos e miscelânea), em área de Caatinga, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba.

	F _{11;132}	P
Serrapilheira	9,66	<0,001
Folhas	6,87	<0,001
Estruturas Reprodutivas	3,25	<0,001
Galhos	19,29	<0,001
Miscelânea	4,36	<0,001

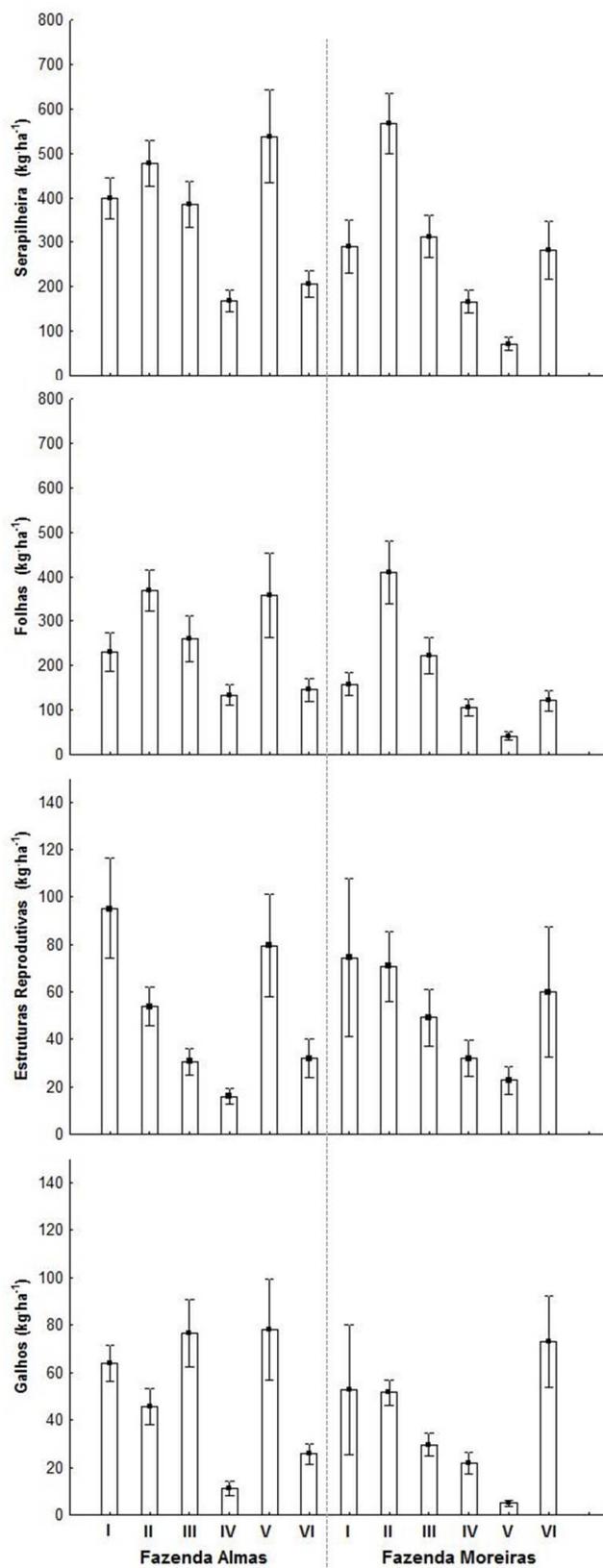


Figura 4: Produção de serrapilheira mensal média nas áreas de amostragem na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, nos períodos entre novembro de 2009 e outubro de 2011. Valores apresentados são a média \pm EP.

4. DISCUSSÃO

Variação temporal

A produção de serrapilheira apresentou variação inter e intraanual, assim como, uma relação com as taxas de precipitação e ETR. Estudos em florestas (Münster-Swendsen 1984; Bo Pedersen & Bille-Hansen 1999) e desertos (Strojan *et al.* 1979; Lauenroth & Sala 1992; Alvarez *et al.* 2009; Campenella & Bertiller 2010) afirmam que a precipitação média anual é responsável, ao menos em parte, pela variabilidade da produção primária líquida aérea e, conseqüentemente, pela disponibilidade interanual da produção de serrapilheira. Em relação à dinâmica da produtividade primária, observa-se que as taxas de natalidade, de mortalidade e de crescimento são acentuadas na estação chuvosa para as espécies lenhosas da Caatinga (Araújo & Tabarelli 2002; Araújo *et al.* 2005). Contudo, verificou-se um efeito tardio (de três a quatro meses) e significativo da precipitação e ETR sobre a produção de serrapilheira. A resposta tardia da queda de serrapilheira em relação à precipitação também é relatada para outras áreas de florestas tropicais secas (Jaramillo *et al.* 2011).

Os valores de deposição de serrapilheira observados neste estudo (3430 a 4600 kg·ha⁻¹·ano⁻¹) são condizentes com a amplitude registrada para diferentes florestas tropicais secas (Medina & Zewler 1972; Gessel *et al.* 1980; Lugo & Murphy 1986; Cintrón & Lugo 1990; Morellato 1992; Haase & Hirroka 1998; Saynes *et al.* 2005; Jaramillo *et al.* 2011) (Apêndice 1a). Porém, foram superiores aos valores obtidos para outras áreas de caatingas hiperxerófitas, com taxas de precipitação anual semelhantes (Alves *et al.* 2006; Souto 2006; Andrade *et al.* 2008; Souza 2009; Santana & Souto 2011) (Apêndice 1b), demonstrando que, além da precipitação, outros fatores devem influenciar a produção de serrapilheira em área de Caatinga, como fotoperíodo, tipo da vegetação, estágio de sucessão, disponibilidade hídrica, estoque de nutrientes no solo (Vitousek 1984; Portes *et al.* 1996; Figueiredo-Filho *et al.* 2003), vento e temperatura (Alvarez-Sanchez & Sada 1993; Sanchez & Alvarez-Sanchez 1995; Diniz & Pagano 1997; Amorim 2009). A produção anual de

serrapilheira é relacionada, além do clima (Meentemeyer 1982; Lonsdale 1988), a diferentes fatores que controlam a produtividade em diferentes ecossistemas áridos e semiáridos, como latitude, altitude, condições naturais, topografia, aspectos edáficos (Bray & Gorham 1964; Vitousek 1984; Jaramillo *et al.* 2011).

A variação intraanual foi evidente para a produção de serrapilheira total, com picos de queda no período seco, cerca de três a quatro meses após as maiores taxas de precipitação mensais. Este resultado corrobora com o encontrado para outras florestas tropicais secas, onde se verifica que a maior queda mensal de folhas também ocorre no início da estação seca, com retardo de três a quatro meses após a chuva, dependendo da disponibilidade hídrica no solo, distribuição da chuva, distúrbios naturais e posição da paisagem (Martínez-Yrizar & Sarukhan 1990; Whigham *et al.* 1991; Campo & Vázquez-Yanes 2004; Jaramillo *et al.* 2011). A produção de folhas foi melhor explicada pelos fatores climáticos (precipitação e ETR), enquanto a queda das estruturas reprodutivas é explicada pelo clima, juntamente com a fenologia das espécies dominantes (Guevara de Lampe *et al.* 1992; Martínez-Yrizar *et al.* 1999; Alvarez *et al.* 2009). O pico de estruturas reprodutivas no período chuvoso, registrado neste estudo, corrobora com o apontado por Quirino (2006) para região da Fazenda Almas, que encontrou a maioria dos indivíduos desenvolvendo botões no mesmo período. Estudos em outras regiões tropicais também indicaram maior número de espécies em botão na estação úmida (Talora & Morellato 2000; Zipparro 2004). Segundo Amorim *et al.* (2009), tem sido observada uma grande variabilidade nos padrões de floração das espécies da Caatinga.

Diversos estudos mostraram que a perda de folhas está relacionada com a estação seca, principalmente em ambientes com período de estiagem marcante, com pouca ou quase nenhuma precipitação (Frankie *et al.* 1974; Bullock & Solís-Magallanes 1990; Medina & Cuevas 1990; Giraldo & Holbrook 2011). Neste estudo, foi evidente a relação entre a queda foliar e o período mais seco do ano, observada também por outros autores para comunidades arbustivas e arbóreas na Caatinga (Pereira *et al.* 1989; Barbosa *et al.* 1989;

Machado *et al.* 1997; Barbosa *et al.* 2003; Quirino 2006; Amorim *et al.* 2009). A queda foliar representa uma resposta ao estresse hídrico, estando, portanto, envolvida na capacidade de suportar a perda de água, capacidade esta que varia de espécie para espécie (Bullock & Solís-Magallanes 1990; Amorim *et al.* 2009). Estudos relatam que para algumas espécies a duração de brotamento depende da disponibilidade de água (Ghazanfar 1997; De Bie *et al.* 1998; Myers *et al.* 1998; Seghieri & Galle 1999), porém não para todas (Aerts 1996; Aerts & Chapin 2000; Campanella & Bertiller 2010). Variabilidade de padrões tem sido relatada para outras vegetações caducifólias no mundo (Borchert *et al.* 2004). Segundo Sampaio (1995), as adaptações mais conspícuas das plantas da caatinga para resistir à seca são: perda de folhas durante a estação seca (comum em árvores e arbustos); a morte de plantas herbáceas, permanecendo no período seco sob a forma de sementes no solo; e plantas com metabolismo CAM.

Variação espacial

A variação da produção de serrapilheira entre as áreas resultou, ao menos em parte, do efeito da densidade e altura média das espécies vegetais e o diâmetro dos troncos na altura do solo. A produção de serrapilheira resulta do efeito dos aspectos edáficos (Vitousek 1984) e biológicos, como a estrutura (Schlittler *et al.* 1993; Werneck *et al.* 2001), a idade (Leitão-Filho *et al.* 1993) e composição florística da vegetação (Sundarapandian & Swamy 1999). A intensidade com que cada fator atua está relacionada às características particulares da fitocenose (Pires *et al.* 2006). Portanto, a serrapilheira nas áreas estudadas foi consequência das características particulares de cada habitat (áreas de serra, próximas a afloramentos rochosos ou a cursos hídricos temporários) sob diferentes históricos de uso. Esta heterogeneidade espacial foi observada tanto em relação à produção de serrapilheira total, quanto em relação as suas frações (folhas, estruturas reprodutivas, galhos e miscelânea).

O padrão de dominância das espécies verificado neste estudo diferiu do encontrado por Barbosa *et al.* (2007) na Fazenda Almas e na Estação Experimental de São João do Cariri (Apêndice 2). Contudo, foi verificado o padrão de dominância das famílias Leguminosae e Euphorbiaceae, encontrado para outras áreas de Caatinga (Moura & Barbosa 1995; Pereira *et al.* 2001; Amorim *et al.* 2005; Barbosa *et al.* 2007). Apenas as espécies *A. pyrifolium* e *C. pyramidalis* ocorreram em todas as áreas e 13 espécies foram registradas somente em uma das áreas. Andrade-Lima (1981) separa em uma unidade própria o tipo de vegetação que ocorre no Cariri Paraibano, considerando a associação *Caesalpinia-Aspidosperma* como típica desta região. Indivíduos da espécie *C. blanchetianus* ocorreram em oito das doze áreas, a espécie não ocorreu nas áreas de serras (FAI; FAIV; FMI; FMIV), independentemente do histórico de uso. Em uma área semiárida no Rio Grande do Norte, Santana (2005) observou que as espécies *C. pyramidalis*, *A. pyrifolium* e *C. blanchetianus* foram às três mais importantes da população, respondendo juntas por 58,66 % do número de indivíduos e 51,85 % do valor de importância. Diversos autores têm evidenciado a importância de *C. pyramidalis* em diferentes locais cobertos por caatinga (Rodal 1992; Sampaio 1996; Alcoforado-Filho *et al.* 2003; Santana 2005). *Aspidosperma pyrifolium* é uma espécie com ampla distribuição nas diferentes áreas cobertas por caatingas (Sampaio 1996).

As áreas com menores alturas e/ou menor densidade da vegetação (FM IV; FM V) apresentaram as menores taxas de produção de serrapilheira, estas apresentaram um histórico de uso intenso e recente. Em estudo sobre regeneração natural, no Agreste Paraibano, Pereira *et al.* (2001) concluíram que diferentes níveis de perturbação antrópica afetam diretamente o processo de regeneração natural. Os autores perceberam que as alterações da vegetação (na riqueza florística, dominância e distribuição das plantas nas classes de tamanho) foram diretamente proporcionais ao nível de perturbação a que os ambientes haviam sido submetidos. A diminuição da biodiversidade, especialmente de grandes espécies de árvores, e o domínio forte de umas poucas espécies nos locais

previamente utilizados para a agropecuária são características marcantes em área de Caatinga (Pereira *et al.* 2001; Pereira *et al.* 2003; Alves *et al.* 2009). Considerando que, neste estudo, a estrutura das plantas arbóreo-arbustivas respondeu por 79% da produção de serrapilheira, sugere-se que perturbações que alteram a vegetação da caatinga influenciam, ao menos em parte, a produção de serrapilheira e conseqüentemente a ciclagem de nutrientes. Vários autores propõem que espécies lenhosas promovem heterogeneidade edáficas, através de diferentes acúmulos de serrapilheira sob suas copas, atuando como engenheiros dos ecossistemas (Reynolds *et al.* 1999; Schlesinger *et al.* 1996). Existem evidências mostrando que a sazonalidade climática e a heterogeneidade de condições dos microhabitats exercem grande influência no ritmo biológico das plantas e na dinâmica das populações de caatingas (Araújo 2005; Lima *et al.* 2007).

Portanto, diferenças na estrutura da vegetação influenciam quantitativa e qualitativamente a serrapilheira produzida, através da composição química e de cada fração depositada. A composição química da serrapilheira difere entre espécies, entre as frações de serrapilheira e entre diferentes períodos de exposição no solo, pois além das características específicas de cada planta, verifica-se o efeito da decomposição sobre a qualidade da serrapilheira na Caatinga (Santana 2005; Amorim 2009; Souto *et al.* 2009) e em outras regiões de florestas secas ou úmidas (Vitousek 1984; Couteaux *et al.* 1995; Aerts 1997; Smith & Bradford 2003; Singh *et al.* 2004; Vasconcelos & Laurance 2005; Scheer 2008; Yang & Chen 2009). A heterogeneidade observada na entrada da serrapilheira no ecossistema poderia explicar parcialmente diferenças edáficas encontradas entre microhabitats e a dinâmica temporal da ciclagem de nutrientes na área observada (Alvarez *et al.* 2009).

Os dados fornecem uma ideia potencial da magnitude e variabilidade da produção de serrapilheira de plantas arbóreo-arbustiva. No entanto, estudos complementares são necessários para estimar com precisão a produção de serrapilheira herbácea. Pequenas

armadilhas enterradas no solo têm mostrado bons resultados na estimativa de serrapilheira de herbáceas (Martínez-Carretero & Dalmaso 1992).

O resultado revelou que a produção de serrapilheira na Caatinga apresentou uma heterogeneidade temporal e espacial, relacionada ao clima e vegetação, que proporciona efeitos sobre o substrato para atividade de microrganismos do solo e, conseqüentemente, nas condições edáficas e disponibilidade de nutrientes.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- ✓ A precipitação e evapotranspiração anual influenciam a taxa de produção anual de serrapilheira no semiárido nordestino, portanto, estes fatores climáticos explicam, ao menos em parte, a variabilidade anual da serrapilheira;
- ✓ Na Caatinga, a precipitação e a evapotranspiração tem efeito retardado de três a quatro meses sobre a produção de serrapilheira;
- ✓ Áreas de caatinga com maior abundância vegetal, indivíduos mais altos e troncos mais largos e, conseqüentemente, com maior biomassa aérea, apresentam alta produção de serrapilheira;
- ✓ A cobertura vegetal influencia quantitativa e qualitativamente a produção de serrapilheira ao longo do ano, uma vez que este processo está relacionado à estrutura e fenologia da vegetação.

REFERÊNCIAS

- Aerts, R. & Chapin, F.S. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research*, 30: 1–67. 2000.
- Aerts, R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79: 439–449. 1997.
- Aerts, R. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology*, 84: 597–608. 1996.
- Albuquerque, S.G. Caatinga vegetation dynamics under various grazing intensities by steers in the semi-arid Northeast, Brazil. *Journal of Range Management*, 52 (3): 241–248. 1999.
- 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 Botanica Brasilica*, 17 (2): 287–303. 2003.
- Alvarez, J.A.; Villagra, P.E.; Rossi, B.E. & Cesca, E. Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant Ecology*, 205: 295–303. 2009.
- Alvarez-Sanchez, J.; Sada, S.G. Litterfall dynamics in a Mexican lowland tropical rain forest. *Tropical Ecology*, 2 (34): 127–142. 1993.
- Alves, A.R.; Souto, J.S.; Souto, P.C. & Holanda, A.C. Aporte e decomposição de serrapilheira em área de Caatinga, na Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 6 (2): 194–203. 2006.
- Alves, J.J.A.; Araújo, M.A. & Nascimento, S.S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*, 22 (3): 126–135. 2009.
- Amorim, I.L., Sampaio, E.V.S.B. & Araújo, E.L. Fenologia de espécies lenhosas da caatinga do Seridó, RN. *Revista Árvore*, 33 (3): 491–499. 2009.
- Amorim, I.L., Sampaio, E.V.S.B. & Araújo, E.L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19 (3): 615–623. 2005.
- Amorim, L.B. *Caracterização da serrapilheira em caatinga preservada e mudanças no carbono do solo após desmatamento sem queima*. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco. 66 p. 2009.
- Andrade, R.L.; Souto, J.S.; Souto, P.C. & Bezerra, D.M. Deposição de serrapilheira em área de caatinga na RPPN “Fazenda Tamanduá”, Santa Terezinha-PB. *Revista Caatinga*, 21(2): 223–230. 2008.
- Andrade-Lima, D. The caatinga dominium. *Revista Brasileira Botânica*, 4 (2): 149–153. 1981.
- Araújo, E.L. & Tabarelli, M. Estudos de ecologia de populações de plantas do nordeste do Brasil. In: Araújo, E.L.; Moura, A.N.; Sampaio, E.V.S.B.; Gestrinari, L.M.S. & Carneiro, J.M.T. (Eds.). *Biodiversidade, Conservação e Uso Sustentável da Flora do Brasil*. Recife: Imprensa Universitária da Universidade Federal Rural do Pernambuco. 135–142. 2002.
- Araújo, E.L. Estresses abióticos e bióticos como forças modeladoras da dinâmica de populações vegetais da caatinga. In: Nogueira, R.J.M.C.; Araújo, E.L.; Willadino L.G. &

Cavalcante, U.M.T. (Eds.). *Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas*. Recife: Imprensa Universitária da Universidade Federal Rural do Pernambuco. 50–64. 2005.

Araújo, E.L.; Martins, F.R. & Santos, A.M. Establishment and death of two dry tropical forest woody species in dry and rainy seasons in northeastern Brazil. In: Nogueira, R.J.M.C.; Araújo, E.L.; Willadino L.G. & Cavalcante, U.M.T. (Eds.). *Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas*. Recife: Imprensa Universitária da Universidade Federal Rural do Pernambuco. 76–91. 2005.

Archer, S.; Bassham, C.R. & Maggio, R. Autogenic succession in a subtropical savanna: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs*, 58: 111–127. 1988.

Barbosa, D.C.A.; Alves, J.L.H.; Prazeres, S.M. & Paiva, A.M.A. Dados fenológicos de 10 espécies arbóreas de uma área de Caatinga (Alagoinha-PE). *Acta Botanica Brasílica*, 3 (2): 109–117. 1989.

Barbosa, D.C.A.; Barbosa, M.C.A. & Lima, L.C.M. Fenologia de espécies lenhosa da caatinga. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. (Eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco. 657–694. 2003.

Barbosa, 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*, 11 (3): 313–322. 2007.

Bisigato, A.J.; Villagra, P.E.; Ares, J.O. & Rossi, B.E. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: a multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environments*, 73: 182–191. 2009.

Bo Pedersen, L; Bille-Hansen, J. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark. *Ecology and Management*, 114:55–70.1999.

Borchert, R.; Meyer, S.A.; Felger, R.S. & Porter-Bolland, L. *Environmental control of flowering periodicity in Costa Rican and Mexican tropical dry forests*. *Global Ecology and Biogeography*, 13: 409–425. 2004.

Bray, J.R. & Gorham, F. Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research*, 2: 101–157. 1964.

Bullock, S.H. & Solis-Magallanes, J.A. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in México. *Biotropica*, 22 (1): 22–35. 1990.

Búrquez, A.; Martínez-Yrizar, A. & Núñez, S. Effect of trap size on litterfall estimates of dryland vegetation. *Journal of Arid Environments*, 43: 459–465. 1999.

Campanella, M.V. & Bertiller, M.B. Leaf litterfall patterns of perennial plant species in the arid Patagonian, Monte, Argentina. *Plant Ecology*, 210 (1): 43–52. 2010.

Campo, J. & Vázquez-Yanes, C. Effects of nutrient limitation on aboveground carbon dynamics during tropical dry forest regeneration in Yucatán, Mexico. *Ecosystems*, 7 (3): 311–319. 2004.

Cintrón, B. & Lugo, A.E. Litter fall in a subtropical dry forest: Guánica, Puerto Rico. *Acta Científica*, 4: 37–49. 1990.

Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, 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*, 11: 371–384. 2001.

Coimbra-Filho, A.F. & Câmara, I.G. *Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil*. Fundação Brasileira para Conservação da Natureza. Rio de Janeiro. 86 p. 1996.

Coûteaux, M.; Bottner, P. & Berg, B. Litter decomposition climate and litter quality. *Tree*, 10 (2): 63–66. 1995.

Coutinho, L.M. O conceito de bioma. *Acta Botanica Brasilica*, 20 (1): 1–11. 2006.

De Bie, S.; Ketner, P.; Paase, M. & Geerling, C. Woody plant phenology in the West Africa savanna. *Journal of Biogeography*, 25: 883–900. 1998.

Diniz, S. & Pagano, S.N. Dinâmica de folheto em Floresta Mesófila Semidecídua no Município de Araras, SP. I - Produção, Decomposição e Acúmulo. *Revista do Instituto Florestal*, 9 (1): 27–36. 1997.

Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press, 1st Edition. 394 p. 2011.

Facelli, J.M. & Pickett, S.T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review*, 57: 1–32. 1991.

Figueiredo-Filho, A.; Moraes, G.F.; Schaaf, L.B. & Figueiredo, D.J. Avaliação estacional da deposição de serrapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Estado do Paraná. *Ciência Florestal*, 13 (1): 11–18. 2003.

Frankie, G.W.; Baker, H.G. & Opler, P.A. Comparative phonological studies of trees in tropical lowland wet and dry forest sites of Costa Rica. *Journal of Ecology*, 62: 881–913. 1974.

Gessel, S.P.; Cole, D.W.; Johnson, D.W. & Turner, J. The nutrient cycles of two Costa Rican forests. In: Agarwal, V.P. & Sharma, V.K. (Eds.). *Progress in Ecology*. New Delhi: Today and Tomorrow's Printers and Publishers. 23–44. 1980.

Ghazanfar, S.A. The phenology of desert plants: a 3 year study in a gravel desert wadi in northern Oman. *Journal of Arid Environments*, 35: 407–417. 1997.

Giraldo, J.P. & Holbrook, N.M. Physiological mechanisms underlying the seasonality of leaf senescence and renewal in seasonally dry tropical forests trees. In: Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. (Eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press. 129–140. 2011.

González-Rodríguez, H.; Domínguez-Gómez, T.G.; Cantú-Silva, I.; Gómez-Meza, M.V.; Ramírez-Lozano, R.G.; Pando-Moreno, M. & Fernández, C.J. Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology*, 212 (10): 1747–1757. 2011.

Guevara de Lampe, M.G.; Bergeron, Y.; McNeil, R. & Leduc, A. Seasonal flowering and fruiting pattern in tropical semiarid vegetation of northeast Venezuela. *Biotropica*, 24: 64–76. 1992.

Haase, R. & Hirooka, R.Y. Structure, composition and small litter dynamics of a semi-deciduous forest in Mato Grosso, Brazil. *Flora*, 193 (2): 141–147. 1998.

Jaramillo, V.J.; Martínez-Yrizar, A. & Sanford Jr., R.L. Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. In: Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. (Eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press. 109–128. 2011.

Lauenroth, W.K. & Sala, O.E. Long-term forage production of North American shortgrass steppe. *Ecological Applications*, 2 (4): 397–403. 1992.

Lawrence, D & Foster, D.R. Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in southern Mexico: an overview. *Interciencia*, 27 (8): 400–408. 2002.

Leal, I.R.; Silva, J.M.C.; Tabarelli, M. & Lacher, T.E. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 19 (3): 701–706. 2005.

Leitão-Filho, H.F.; Pagano, S.N.; César, O.; Timoni, J.L. & Rueda, J.J. Aspectos da ciclagem de nutrientes. In: Leitão-Filho, H.F. (Org.). *Ecologia da mata Atlântica em Cubatão*. São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista/ Editora da Universidade de Campinas. 129–163. 1993.

Lima, E.N.; Araújo, E.L.; Ferraz, E.M.N.; Sampaio, E.V.S.B.; Silva, K.A. & Pimentel, R.M.M. Fenologia e dinâmica de duas populações herbáceas da caatinga. *Revista de Geografia*, 24 (1): 120–136. 2007.

Lonsdale, W.M. Predicting the amount of litterfall in forests of the world. *Annals of Botany*, 61: 319–324. 1988.

Lopes, J.F.B; Andrade, E.M.; Lobato, F.A.O.; Palacio, H.A.Q & Arraes, F.D.D. Deposição e decomposição de serrapilheira em área da Caatinga. *Revista Agroambiente*, 3 (2): 72–79. 2009.

Lugo, A.E. & Murphy, P.G. Nutrient dynamics of a Puerto Rican subtropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, 2 (1): 22–72. 1986.

Machado, I.C.; Barros, L.M. & Sampaio, E.V.S.B. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. *Biotropica*, 29: 57–68. 1997.

Martínez-Carretero, E. & Dalmaso, A.D. Litter yield in shrubs of *Larrea* in the andean piedmont of Mendoza, Argentina. *Vegetatio*, 101: 21–35. 1992.

Martínez-Yrizar, A. & Sarukhán, J. Litterfall patterns in a tropical deciduous forest in Mexico over a five-year period. *Journal of Tropical Ecology*, 6: 433–444. 1990.

Martínez-Yrizar, A.; Núñez, S.; Miranda, H. & Búrquez, A. Temporal and spatial variation of litter production in Sonoran Desert communities. *Plant Ecology*, 145 (1): 37–48. 1999.

Medeiros, P.H.A.; Araújo, J.C. & Bronstert, A. Interception measurements and assessment of Gash model performance for a tropical semi-arid region. *Revista Ciência Agronômica*, 40 (2): 165–174. 2009.

Medina, E. & Cuevas, E. Propiedades fotosintéticas y eficiencia de uso de agua de plantas leñosas del bosque decíduo de Guánica: consideraciones generales y resultados preliminares. *Acta Científica*, 4: 25–36. 1990.

Medina, E. & Zelwer, M. Soil respiration in tropical plant communities. In: Golley, P.M. & Golley, F.B. (Eds.). *Tropical Ecology, with Emphasis on Organic Production*. Athens: University of Georgia. 245–267. 1972.

Meentemeyer, V.; Box, E.O. & Thompson, R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. *BioScience*, 32 (2): 125–128. 1982.

Morellato, L.P.C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. I. Litterfall and litter standing crop. *Journal of Tropical Ecology*, 8 (2): 205–215. 1992.

Moura, A.C.A. & Barbosa, M.R.V. Lista de espécies da família Leguminosae na caatinga paraibana. *Revista Nordestina de Biologia*, 10 (1): 23–37. 1995.

Münster-Swendsen, M. The effect of precipitation on radial increment in Norway spruce (*Picea abies* Karst.) and on the dynamics of lepidopteran pest insects. *Journal Applied Ecology*, 24:563–571. 1984.

Myers, B.A.; Williams, R.J.; Fordyce, I.; Duff, G.A. & Eamus, D. Does irrigation affect leaf phenology in deciduous and evergreen trees of the savannas of northern Australia? *Australian Journal of Ecology*, 23: 329–339. 1998.

Pereira, I.M.; Andrade, L.A.; Costa, J.R.M. & Dias, J.M. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. *Acta Botanica Brasilica*, 15 (3): 413–426. 2001.

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*, 35 (2): 154–165. 2003.

Pereira, R.M.A.; Filho, J.A.A.; Lima, R.V.; Paulino, F.D.G.; Lima, A.O.N. & Araújo, Z.B. Estudos fenológicos de algumas espécies lenhosas e herbáceas da caatinga. *Revista Ciência Agronômica*, 20: 11–20. 1989.

Pires, L.A.; Britez, R.M.; Martel, G. & Pagano, S.N. Produção, acúmulo e decomposição da serrapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20: 173–184, 2006.

Portes, M.C.G.O.; Koehler, A. & Galvão, F. Variação sazonal de deposição de serrapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro do Anhangava-PR. *Floresta*, 26 (1/2): 3–10. 1996.

Prado, D. As caatingas da América do Sul. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. (Eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife: Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco. 3–73. 2003.

PROCLIMA. Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste. *Balanco Hídrico: Banco de dados*. Disponível em: <http://www6.cptec.inpe.br/proclima2/balanco_hidrico/balancohidrico.shtml>. Acesso em: Dezembro de 2011.

Proctor, J.; Anderson, J.M.; Fogden, S.C.L. & Vallack, H.W. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. II. Litterfall, litter standing crop and preliminary observations on herbivory. *Journal of Ecology*, 71 (1): 261–283. 1983.

Quirino, Z.G.M. *Fenologia, síndromes de polinização e dispersão de recursos florais de uma comunidade de caatinga no cariri paraibano*. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Recife: Universidade Federal de Pernambuco. 164 p. 2006.

Reynolds, J.F.; Virginia, R.A.; Kemp, P.R.; Soyza, A.G. & Tremmel, D.C. Impact of Drought on Desert Shrubs: Effects of Seasonality and Degree of Resource Island Development. *Ecological Monographs*, 69 (1): 69–106. 1999.

Rodal, M.J.N. *Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco*. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Campinas: Universidade Estadual de Campinas. 224 p. 1992.

Sampaio, E.V.S.B. & Silva, G.C. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta Botanica Brasilica*, 19 (4): 935–943, 2005.

Sampaio, E.V.S.B. Fitossociologia. In: Sampaio, Sampaio, E.V.S.B.; Mayo S.J. & Barbosa, M.R.V. (Eds.). *Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas*. Recife: Sociedade Botânica do Brasil/Seção Regional de Pernambuco. 203–230.1996.

Sampaio, E.V.S.B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.). *Seasonally dry forests*. Cambridge: Cambridge University Press. 35–58. 1995.

Sanchez, G. & Alvarez-Sanchez, J. Litterfall in primary and secondary tropical forests of Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 36: 191–201. 1995.

Santana, J.A.S. & Souto, J.S. Produção de serrapilheira na caatinga da região semiárida do Rio Grande do Norte, Brasil. *Idesia*, 29 (2): 87–94. 2011.

Santana, J.A.S. *Estrutura fitossociológica, produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de Caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte*. Tese (Doutorado em Agronomia). Areia: Universidade Federal da Paraíba. 184 p. 2005.

Saynes, V.; Hidalgo, C.; Etchevers, J.D. & Campo, J.E. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology*, 29: 282–289. 2005.

Scheer, M.B. Decomposição e liberação de nutrientes da serrapilheira foliar em um trecho de Floresta Ombrófila densa Aluvial em regeneração, Guaraqueçaba-PR. *Floresta*, 38 (2): 253–266. 2008.

Schlesinger, W.H. *Biogeochemistry: An analysis of global change*. San Diego: Academic Press, 2nd Edition. 588 p. 1997.

Schlesinger, W.H.; Raikes, J.A.; Hartley, A.E. & Cross, A.F. On the Spatial Pattern of Soil Nutrients in Desert Ecosystems. *Ecology*, 77: 364–374. 1996.

Schlittler, F.H.M.; De Marinis, G. & César, O. Produção de serrapilheira na Floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema-SP. *Naturalia*, 18 (12): 135–147. 1993.

Seghieri, J. & Galle, S. Run-on contribution to a sahelian two-phase mosaic system: soil water regime and vegetation life cycle. *Acta Oecologica*, 20: 209–218. 1999.

Shepherd, G.J. *Fitopac 2.0: manual do usuário*. Campinas: Departamento de Botânica/UNICAMP. 2008.

- Silva, G.C. & Sampaio, E.V.S.B. Biomassas de partes aéreas em plantas de caatinga. *Revista Árvore*, 32: 567–575. 2008.
- Singh, R.K.; Dutta, R.K. & Agrawal, M. Litter decomposition and nutrient release in relation to atmospheric deposition of S and N in a dry tropical region. *Pedobiologia*, 48: 305–311. 2004.
- Smith, V.C. & Bradford, M.A. Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. *Applied Soil Ecology*, 24 (2): 197–203. 2003.
- Souto, P.C. *Acumulação e decomposição da serrapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de caatinga na Paraíba, Brasil*. Tese (Doutorado em Agronomia). Areia: Universidade Federal da Paraíba. 145 p. 2006.
- Souto, P.C.; Souto, J.S.; Santos, R.V. & Bakke, I.A. Características químicas da serrapilheira depositada em área de caatinga. *Revista Caatinga*, 22 (1): 264–272. 2009.
- Souza, B.V. *Avaliação da sazonalidade da deposição de serrapilheira em RPPN no semiárido da Paraíba – PB*. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal). Patos: Universidade Federal de Campina Grande. 29p. 2009.
- Stafsoft. *Statistic*. Version 5.0. Inc. Tulsa. EUA . 1995.
- Strojan, C.L.; Turner, F.B & Castetter, R. Litter Fall From Shrubs in the Northern Mojave Desert. *Ecology*, 60 (5): 891–900. 1979.
- Sundarapandian, S.M. & Swamy, P.S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management*, 123 (2/3): 231–244. 1999.
- Talora, D.C. & Morellato, L.P.C. Fenologia de espécies em floresta de planícies litorâneas no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 23: 13–26. 2000.
- Vasconcelos, H.L. & Laurance, W.F. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia*, 144: 456–462. 2005.
- Vasconcelos, H.L. & Luizão, F.J. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecological Applications*, 14: 884–892. 2004.
- Vitousek, P.M. Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65 (1): 285–298. 1984.
- Werneck, M.S.; Pedralli, G. & Gieseke, L.F. Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 24 (2): 195–198. 2001.
- Whigham, D.F.; Olmsted, I.; Cabrera Cano, E. & Harmon, M.E. The impact of Hurricane Gilbert on trees, litterfall, and woody debris in a dry tropical forest in the Northeastern Yucatán Peninsula. *Biotropica*, 23 (4a): 434–441. 1991.
- Whigham, D.F.; Zugastly Towle, P.; Cabrera Cano, E.; O'Neill, J. & Ley, E. The effect of annual variation in precipitation on growth and litter production in a tropical dry forest in the Yucatán of Mexico. *Tropical Ecology*, 31 (2): 23–34. 1990.
- Yang, X.D. & Chen, J. Plant litter quality influences the contribution of soil fauna to litter decomposition in humid tropical forests, southwestern China. *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 910–918. 2009.

Zhou, G.; Guan, L.; Wei, X.; Zhang, D.; Zhang, Q.; Yan, J.; Wen, D.; Liu, J.; Liu, S.; Huang, Z.; Kong, G.; Mo, J. & Yu, A. Litterfall production along successional and altitudinal gradients of subtropical monsoon evergreen broadleaved forests in Guangdong, China. *Plant Ecology*, 188: 77–89. 2007.

Ziparro, V.B. *Fenologia reprodutiva da comunidade arbórea em floresta Atlântica no Parque Estadual Intervales, SP*. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Rio Claro: Universidade Estadual Paulista. 138 p. 2004.

CAPÍTULO II

CAPÍTULO II: Decomposição da serrapilheira em um ecossistema semiárido do nordeste brasileiro: variação temporal e espacial e efeito da fauna de microartrópodes

Resumo

Apesar do reconhecimento de que a fauna seja importante na ciclagem de nutrientes, as suas relações com a decomposição da serrapilheira ainda são pouco conhecidas em ambientes semiáridos. O objetivo deste estudo foi investigar o efeito espacial e temporal das condições do habitat e dos microartrópodes do solo sobre a decomposição na Caatinga. No Cariri paraibano, entre novembro de 2009 e outubro de 2011, a taxa de decomposição foliar foi avaliada através de dois transectos com 30 bolsas de serrapilheira, com $10 \pm 0,5$ g de folhas de *Caesalpinia pyramidalis* e *Croton blanchetianus*, em igual proporção, distribuídos em 12 áreas de amostragem. No transecto denominado controle, as bolsas foram preenchidas apenas com folhas, enquanto no segundo transecto, denominado fauna-reduzida, além das folhas, as bolsas de serrapilheira apresentavam cerca de 30 bolas de naftalina (~33,2 g), para avaliação do efeito da fauna sobre a decomposição. No primeiro ano, a taxa de decomposição foi menor independentemente do período de exposição, sendo decomposto cerca de 32%, 47% e 63% em 120, 240 e 360 dias, respectivamente. Enquanto, no segundo ano, a perda de massa foi de 45%, 54% e 73%, respectivamente. A taxa de decomposição correlacionou-se com a precipitação (acumulada) e a evapotranspiração (acumulada). Analisando os efeitos da fauna de microartrópodes e de cada área de amostragem sobre a taxa de decomposição, verificou-se que estes fatores tanto atuam isoladamente, quanto de forma conjunta sobre esse processo, entre os diferentes períodos de exposição (120, 240, 360 dias). A riqueza de espécies, densidade, altura da vegetação e o diâmetro do tronco à altura do solo (DTS), a serrapilheira produzida e o efeito da fauna, juntas, explicaram 91% da taxa de decomposição anual da serrapilheira, porém o DTS foi à única variável não significativa neste modelo. A precipitação e ETR tem efeito chave sobre a decomposição, pois além de atuarem sobre as perdas por lixiviação de compostos lábeis solúveis em água, estes fatores influenciam a vegetação, a produção de serrapilheira e a fauna decompositora e, portanto, desencadeiam estímulos sobre diferentes fatores, que atuam sobre o processo de decomposição. Este experimento mostrou que a decomposição de plantas pode ser influenciada por fatores bióticos em uma Floresta Tropical Seca, como a Caatinga, e que a decomposição não pode ser explicada apenas pelo clima e pela qualidade do substrato, visto que no sistema solo-serrapilheira, a vegetação e os organismos edáficos são fatores críticos na manutenção e disponibilidade de nutrientes.

Palavras-chave: Caatinga; precipitação; evapotranspiração; estrutura da vegetação; bolsas de serrapilheira; naftalina; fauna de solo

CHAPTER II: Litter decomposition in a Northeastern Brazil semiarid ecosystem: spatial and temporal variation and microarthropods fauna effect

Abstract

Though it's recognized that fauna is important in nutrient cycling, little is known about its relationships with litter decomposition in semiarid areas. This research aimed to investigate spatial and temporal effect of habitat conditions and soil microarthropods over decomposition in Caatinga. Leaf decomposition rate was evaluated through of two transects with 30 litter bags, with $10 \pm 0,5$ g of *Caesalpinia pyramidalis* and *Croton blanchetianus* leaves, in the same proportion, which were distributed in 12 sampling areas in Paraíba's Cariri between November 2009 and October 2011. While bags were only filled with leaves on the transect named "control", litter bags from the second transect named "reduced-fauna" were filled with leaves and nearly 30 naphthalene balls (~33,2 g) in order to analyze fauna effect over decomposition. In the first year, decomposition rate was smaller regardless of the exposure period, with nearly 32%, 47% and 63% of litter being decomposed in, respectively, 120, 240 and 360 days. In the second year, the loss of bulk was around 45%, 54% and 73%, respectively. Decomposition rate was correlated to (accumulated) rainfall and (accumulated) evapotranspiration. When the effects of microarthropods fauna and each sampling area over decomposition rate were analyzed, it was verified that these factors operate not only alone but also together upon this process, between the different exposure periods (120, 204 and 360 days). Species richness, density, vegetation height and stem diameter at ground level (DGL), produced litter and fauna effect, all together were responsible for 91% of litter annual decomposition rate, however DGL was the unique variable which didn't have significance in this model. Rainfall and ETR have both a key effect upon decomposition because they also operate on water-soluble labile compounds loss by leaching and influence vegetation, litter production and decomposer fauna and so they initiate stimulations over different factors which operate upon decomposition process. This experiment showed that plant decomposition can be influenced by biotic factors in a Dry Tropical Forest, such as Caatinga, and that decomposition can't be just explained by climate and substrate quality, since that inside a litter-soil system vegetation and edaphic organisms are critical factors in nutrients maintenance and availability.

Key words: Caatinga; rainfall; evapotranspiration; vegetation structure; litter bags; naphthalene; soil fauna.

1. INTRODUÇÃO

Nos ecossistemas terrestres, a serrapilheira é a principal fonte de nutrientes para o solo (Martínez-Yrizar 1995; Herborn & Congdon 1998; Montañez-Escalante 1998) e resulta especialmente da produção primária líquida que cai no chão das florestas (Coleman & Crossley 1996; Gonzalez & Seastedt 2001). Assim, o retorno de carbono ao solo é determinado principalmente pela relação entre a produção primária e a taxa de decomposição da serrapilheira (Olson 1963; Coûteaux *et al.* 1995). A decomposição é um dos processos mais importantes na biosfera, pois atua na ciclagem de nutrientes importantes para o crescimento das plantas, bem como na transformação de energia e na emissão de CO₂ para a atmosfera (Melillo *et al.* 1982; Coûteaux *et al.* 1995; Silver & Miya 2001; Aerts 2006; Austin & Vivanco 2006; Berg & McLaugherty 2008).

Fatores bióticos e abióticos controlam a taxa de decomposição, incluindo i) as condições ambientais; ii) a quantidade e a qualidade de substrato disponível; iii) e as características da comunidade decompositora (Swift *et al.* 1979; Aber & Melilo 1991; Beare *et al.* 1992; Coleman & Crossley 1996; Wardle & Lavelle 1997; González & Seastedt 2001). Modelos tradicionais sobre decomposição utilizam variáveis climáticas, como precipitação, temperatura e evapotranspiração (ETR) (Meentemeyer 1978; Vitousek & Sanford 1986; Lavelle *et al.* 1993; Aerts 1997), e variáveis químicas da serrapilheira, para prever as taxas de perda de massa (Anderson & Swift 1983; Singh *et al.* 1989; Berg *et al.* 1993; Cuevas 1995; Stark & Firestone 1995). Estudos sobre a relação entre a qualidade do substrato e a decomposição, envolvem principalmente variáveis químicas como a razão carbono: nitrogênio (C:N) ou lignina:N (Blair *et al.* 1990; Aerts 1997; Gonzalez & Seastedt 2001; Yang & Chen 2009). Taxas mais rápidas de decomposição são frequentemente associadas a menores proporções de C:N e a alta concentração inicial de N (Swift *et al.* 1979; Bosatta & Staaf 1982; Yang & Chen 2009).

Em contraste com os vários experimentos sobre clima e qualidade da serrapilheira (Anderson & Swift 1983; Dyer *et al.* 1990; Berg *et al.* 1993; Coûteaux *et al.* 1995; Stark &

Firestone 1995; Cuevas 1995; Moorhead *et al.* 1999; Singh *et al.* 1989; Gholz *et al.* 2000; Trofymow *et al.* 2002), as relações entre fauna do solo e decomposição da serrapilheira são pouco avaliadas em escalas regionais (Heneghan *et al.* 1999; Gonzalez & Seastedt 2001; Warren & Zou 2002; Vasconcelos & Laurance 2005; Wall *et al.* 2008), apesar do reconhecimento de que a fauna do solo é um fator importante, que contribui para a decomposição da matéria orgânica (Wallwork 1970; Petersen & Luxton 1982; Lavelle *et al.* 1993; Lavelle 1997; Wolters 1997; Lavelle *et al.* 2006; Wall *et al.* 2008). Pesquisas indicam que os efeitos da fauna de solo são maiores em ecossistemas com clima úmido e são menos importantes em ambientes onde a temperatura ou umidade restringem as atividades biológicas, como em florestas temperadas ou tropicais secas (Gonzalez & Seastedt 2001; Wall *et al.* 2008). Os microartrópodes edáficos, componentes predominantes da fauna de solo, têm apresentado efeitos significativos sobre a taxa de decomposição e ciclagem de nutrientes em diferentes ecossistemas florestais (Seastedt 1984; Setälä & Huhta 1991; Heneghan *et al.* 1999; Wall *et al.* 2008), assim como, na estruturação do solo e no fluxo de nutrientes do sistema solo-serrapilheira de regiões áridas e semiáridas (Elkins & Whitford 1982; Whitford & Parker 1989; Romanya *et al.* 2000; Doblas-Miranda *et al.* 2007; Araújo 2009; Araújo *et al.* 2010).

A maioria das florestas tropicais secas tem sido explorada para uso de lenha, cortes, queimadas, entre outras atividades (Murphy & Lugo 1986; Dias & Mello 1998; Dirzo *et al.* 2011). Porém, o maior problema é a conversão do uso da terra para pastagens e agricultura, que têm como principais consequências a redução da biodiversidade, diminuição da cobertura vegetal do solo, ruptura dos ciclos hídricos do solo e perda e/ou alterações dos nutrientes através de diferentes processos (Maass 1995; García-Oliva & Jaramillo 2011), que direta ou indiretamente, podem afetar a comunidade decompositora.

A Caatinga não foge deste cenário (Leal *et al.* 2005). Esta região, que cobre a maior parte do Nordeste do Brasil e ocupa uma área de cerca de 735000 km² (Andrade-Lima 1981; Prado 2003; Leal *et al.* 2005), tem sido severamente alterada por corte de lenha,

agricultura, queimadas, caça e ação contínua de rebanhos bovinos e caprinos, restando apenas uma pequena parcela preservada e protegida (Leal *et al.* 2005). Sendo assim, as conseqüências dessas mudanças aceleradas para comunidades do solo e funcionamento desse ecossistema devem ser identificadas e avaliadas. O estudo deste sistema pode fornecer subsídios sobre a resposta da comunidade de microartrópodes à perturbação do solo em florestas tropicais secas.

O objetivo deste estudo foi investigar o efeito espacial e temporal das condições do habitat e dos microartrópodes do solo sobre a decomposição de serrapilheira na Caatinga, a fim de determinar o impacto potencial da vegetação, da precipitação e/ou evapotranspiração e da fauna de microartrópodes do solo sobre a quantidade e a qualidade da serrapilheira, tendo em vista, que este é um importante processo para o ecossistema.

Sendo assim, as seguintes hipóteses foram avaliadas:

- A precipitação e a ETR são fatores climáticos que influenciam a taxa de decomposição da serrapilheira. Em escala global, estes são considerados os principais fatores que influenciam a decomposição, porém para ambientes áridos e semiáridos sugere-se que outros fatores abióticos, como a fotodegradação, expliquem ainda mais a taxa de decomposição, visto que estes ecossistemas caracterizam-se pelo baixo índice pluviométrico;
- A vegetação e a fauna de microartrópodes do solo afetam, através de efeitos diretos ou indiretos, a taxa de decomposição. Em ambientes áridos e semiáridos, a cobertura vegetal influencia quantitativa e qualitativamente a serrapilheira produzida e diminui a exposição do solo, assim, afeta o microclima e a fauna do sistema solo-serrapilheira e, por consequência, a decomposição.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização temporal e espacial das áreas de amostragem

Este estudo foi realizado em 12 áreas de amostragem (20 x 60 m) no Cariri paraibano, sendo seis na Fazenda Almas (FA) e seis na Fazenda Moreiras (FM). Estas fazendas se encontram nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, em altitudes de cerca de 630 e 450 m e apresentam uma precipitação média anual de 575 e 390 mm (WorldClim 2011), respectivamente (Tabela 1). Para avaliação da heterogeneidade temporal, foram estabelecidas a precipitação e evapotranspiração real - ETR dos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, fornecidos pelo Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste (PROCLIMA 2011) (Tabela 1). Para caracterização da variação espacial, por área de amostragem, adotaram-se duas parcelas circulares com raio (r) de 10 m (628 m²), distantes por 50 m, nas quais foram feitos o levantamento da riqueza e densidade da vegetação, altura e diâmetro do tronco na altura do solo (DTS) dos indivíduos vivos de porte arbóreo-arbustivo, com altura total (AT) ≥ 1 m e DTS ≥ 3 cm, e a produção de serrapilheira (Ver Capítulo I; Tabela 1).

2.2 Desenho experimental

O experimento foi desenvolvido durante dois anos, entre os meses de novembro e outubro (2009 a 2010 e 2010 a 2011). A fim de avaliar a taxa de decomposição nos diferentes habitats, no mês de novembro de cada ano do estudo, em cada área de amostragem, estabeleceram-se dois transectos paralelos de 60 m, distantes 20 m entre si. Nos transectos foram distribuídas 30 bolsas de serrapilheira (*litter bags*) de 20 cm x 20 cm, distantes por 2 m, confeccionadas com malha de nylon de 2 mm, com seis aberturas de cerca de 1 cm, a fim de permitir o acesso de artrópodes maiores que 2 mm (Figura 1). Em cada bolsa de serrapilheira foram depositadas, em igual proporção, cerca de $10 \pm 0,5$ g de folhas de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. (Leguminosae: Fabaceae; Nome popular: Catingueira) e *Croton blanchetianus* Baill (Euphorbiaceae; sinônimos: *Croton sonderianus*

Müll. Arg; Nome popular: Marmeleiro), sendo 5 g de cada espécie, previamente secas em estufa a 60°C. As folhas utilizadas foram retiradas verdes totalmente expandidas. Estas espécies foram selecionadas, devido à sua dominância entre as plantas arbóreo-arbustivas nas regiões estudadas (Barbosa *et al.* 2007).

Para avaliação do efeito da fauna sobre a decomposição, definiu-se um dos dois transectos de bolsas de serrapilheira como controle (sem naftalina), enquanto o outro foi denominado fauna-reduzida (com naftalina) (Figura 2), em cada uma das 12 áreas de amostragem. As bolsas do transecto controle possuíam apenas folhas, enquanto as do transecto fauna-reduzida, além das folhas, apresentavam cerca de 30 bolas de naftalina (~33,2 g) (adaptado de Wall *et al.* 2008). Este composto atua como supressor animal e, desta forma, pode-se quantificar a contribuição da fauna na perda de massa (Heneghan *et al.* 1999; Wall *et al.* 2008). Assim, em cada fazenda, alocaram-se 180 bolsas controle e 180 bolsas com naftalina, totalizando 720 bolsas no experimento (12 áreas x 30 bolsas x 2 tratamentos). Realizou-se a reposição da naftalina quando houve sublimação da maior parte desta substância.

No intervalo de 120, 240 e 360 dias de exposição das bolsas de serrapilheira (março, julho e novembro de 2010/ 2011, respectivamente), foram retiradas 10 bolsas, aleatoriamente, em cada transecto (controle e fauna-reduzida). Em diferentes períodos de coleta, algumas bolsas não foram encontradas ou apresentavam-se danificadas, provavelmente, devido à ação de animais, como roedores ou caprinos. Diante da redução do número de bolsas de serrapilheira, decidiu-se analisar cinco bolsas de cada transecto, em cada período de coleta, portanto, 10 por área de amostragem e 60 bolsas por fazenda, em março, julho e novembro.

CAPÍTULO II: Decomposição da serrapilheira em um ecossistema semiárido do nordeste brasileiro: variação temporal e espacial e efeito da fauna de microartrópodes

Tabela 1: Parâmetros temporal e espacial das áreas de amostragem das Fazendas Almas (FA) e Moreiras (FM), municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri – Paraíba, respectivamente. DTS = Diâmetro do tronco na altura do solo; * Área de amostragem para análise da vegetação (628 m²).

Parâmetros ambientais	Habitat											
	Fazenda Almas						Fazenda Moreiras					
TEMPORAL												
Temperatura média anual (°C)	22,3						22,9					
Precipitação média anual (mm)	575						390					
Precipitação anual (Pp) (mm)												
ano 1	724						786					
ano 2	1175						1008					
Evapotranspiração (ETR) (mm)												
ano 1	614						661					
ano 2	792						807					
Duração do período de chuva (meses)												
ano 1	4						4					
ano 2	5						5					
ESPACIAL	FA I	FA II	FA III	FA IV	FA V	FA VI	FM I	FM II	FM III	FM IV	FM V	FM VI
Vegetação												
Densidade (ind.ha ⁻¹)	2022	2787	2357	2309	2532	1736	2930	1529	1624	1354	398	1194
Riqueza (Área de amostragem ^{-1*})	14	21	19	14	18	14	12	16	12	4	10	5
Altura (m)	3,98	3,41	3,34	3,17	4,39	3,17	3,46	4,9	4,41	2,81	3,12	5,09
DTS (cm. Área de amostragem ^{-1*}).	25,18	21,12	20,06	18,3	32,69	20,84	20,88	34,25	22,79	21,69	20,89	18,15
Serrapilheira (kg.ha⁻¹)	4783	5729	4614	2013	6459	2464	3488	6800	3751	1998	862	3398



Figura 1: (a) Bolsas de serrapilheira (20 cm × 20 cm) com ± 10 g de folhas de *C. pyramidalis* e *C. blanchetianus*; e (b) distribuição de bolsas distantes 2 m entre si.

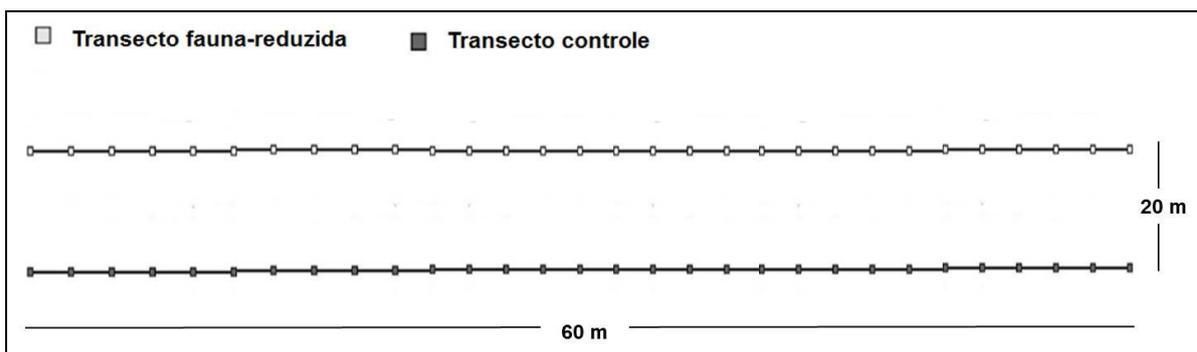


Figura 2: Transectos fauna-reduzida e controle com 30 bolsas de serrapilheira, com e sem naftalina, respectivamente.

Após a coleta das bolsas de serrapilheira, estas tiveram a fauna extraída, em seguida, o material foliar das bolsas foi limpo, seco a uma temperatura de 60°C por 48h e pesado em balança analítica de precisão, com duas casas decimais, para determinar a massa remanescente de serrapilheira.

2.3 Decomposição da serrapilheira

Para estimar a taxa de decomposição da serrapilheira, foi utilizada a equação proposta por Olson (1963), cuja constante de decomposição é calculada através da fórmula:

$$k = \text{Ln} [1 - (dMS/MSo)],$$

Onde,

Ln corresponde ao Log natural

MSo corresponde massa seco inicial;

dMS corresponde à perda de massa seco no período considerado, obtida a partir da diferença entre a massa da bolsa no período inicial (MSo) e no período de coleta (MSn) : $dMS = MSo - MSn$.

2.4 *Qualidade da serrapilheira remanescente*

O N_{total} e a lignina da serrapilheira remanescente, com folhas de *C. pyramidalis* e *C. blanchetianus*, foram determinados no Laboratório de Nutrição Animal do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, em Areia-PB, utilizando o método proposto pela EMBRAPA (1997). Para análise de N foi utilizado o método da digestão de microkjeldahl, seguida de titulação com NaOH 40 % (EMBRAPA 1997). As análises de matéria seca a 105° C, de fibra em detergente ácido, de fibra em detergente neutro e lignina foram realizadas pelo método sequencial (Robertson & Van Soest 1981).

2.5 *Microartrópodes da serrapilheira*

Realizou-se a extração da fauna através da técnica de funil de Berlese. No intervalo de 120, 240 e 360 dias de exposição, as bolsas de serrapilheira coletadas foram levadas ao laboratório da Estação Experimental de São João do Cariri (EESJC - UFPB), onde foram imediatamente dispostas em funis de cartolina de 20 cm de altura, 15 cm de diâmetro na parte superior e 3 cm de diâmetro na inferior. Na parte inferior de cada funil, posicionou-se um pote de plástico contendo um líquido extrator composto de formalina (1%) em solução aquosa acrescida de detergente (0,5%), para diminuir a tensão superficial da água, o que facilita a imersão dos animais. O material foi alocado em uma caixa de contenção de madeira com capacidade de acomodar 60 funis. A parte superior de cada caixa apresentou 12 lâmpadas de 25 W, que proporcionam a iluminação e o aquecimento. A lateral da caixa apresentava abertura com tela, para permitir a ventilação, evitando o superaquecimento interno (Figura 3). O material particulado foi mantido no funil de Berlese, durante cinco dias em temperatura gradativamente elevada de 25 a 45°C.

Para aferir o efeito redutor da naftalina sobre a composição da fauna da serrapilheira da Caatinga, triou-se o material coletado no primeiro ano do estudo (março, julho e novembro de 2010), nos transectos controle e fauna-reduzida. Os

espécimes triados foram conservados em álcool 75% e identificados em nível de ordem, com o auxílio de literatura especializada (Coyneau 1974; Borror & Delong 1988; Dindal 1990). Depositou-se o material triado no Laboratório de Termitologia do Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba.

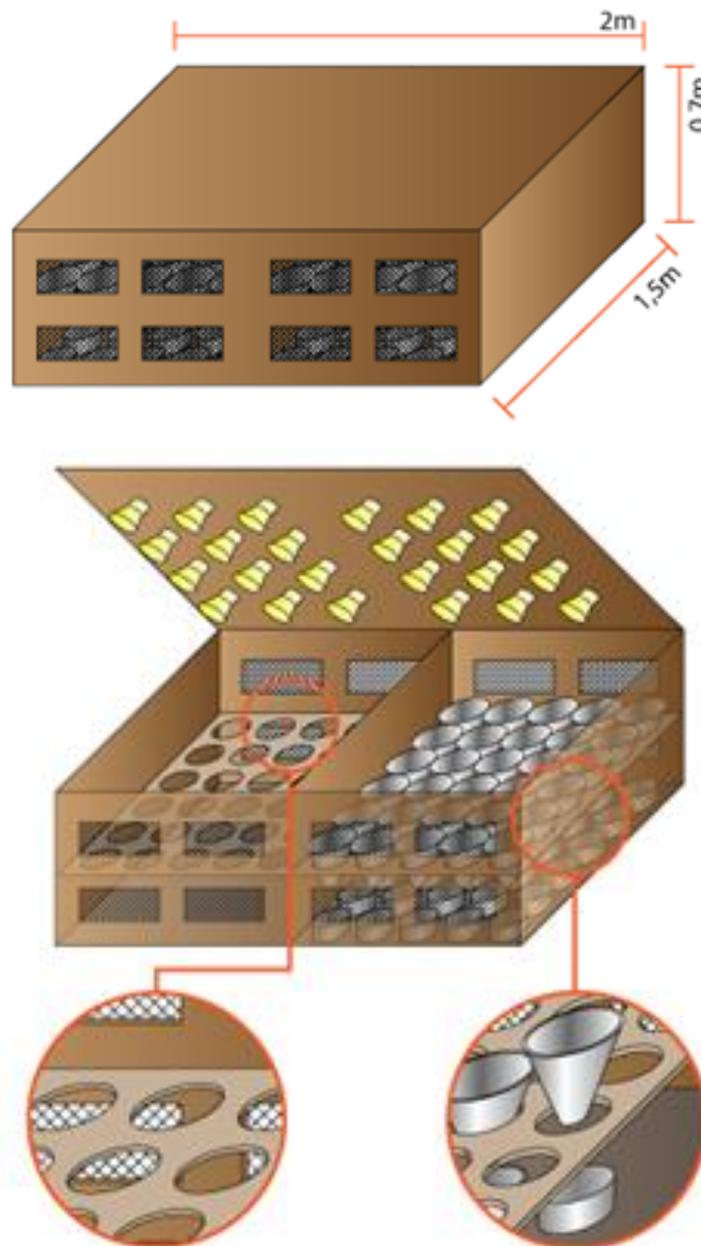


Figura 3: Aparelho de Berlese modificado utilizado para extração dos organismos do solo.

2.6 *Efeito dos microartrópodes sobre a decomposição de serrapilheira*

O efeito da fauna sobre a decomposição foi calculado a partir da equação proposta por Seastedt (1984): $E = L_{fauna} / L_{total}$,

Onde,

L_{total} foi o percentual de perda de massa de serrapilheira no controle.

L_{fauna} corresponde à porcentagem de perda de serrapilheira relacionada à atividade de fauna, esta foi obtida a partir da diferença de perda de massa das bolsas controle e fauna-reduzida.

2.7 *Análises Estatísticas*

A variação da taxa de decomposição (i) entre os anos, (ii) períodos de exposição (120, 240 e 360 dias), (iii) áreas de amostragem (12 áreas) e (iv) tratamento (controle e fauna-reduzida) foi avaliada através de ANOVA com medidas repetidas. No período de exposição correspondente, a decomposição foi expressa como proporção da massa inicial remanescente. Nenhuma transformação foi necessária para a taxa de decomposição (k), visto que os dados não desviaram da normalidade e homocedasticidade. A ANOVA com medidas repetidas também foi utilizada para a análise do efeito do período de exposição sobre os nutrientes (N; lignina; Lignina:N) da serrapilheira remanescente. A correlação de Spearman foi utilizada para avaliar a relação entre (i) a taxa de decomposição e precipitação e ETR; (ii) a abundância e riqueza de táxons da fauna de microartrópodes e os nutrientes da serrapilheira remanescente; (iii) a abundância e riqueza de táxons da fauna de microartrópodes e as características da vegetação (riqueza de espécies, densidade, altura e DTS), e a serrapilheira produzida. Uma análise de regressão múltipla, utilizando o método *forward stepwise*, foi realizada entre a constante de decomposição (k) e a vegetação (riqueza espécies, densidade, altura e DTS), a produção de serrapilheira e a fauna de microartrópodes, a fim de avaliar a influência destes fatores sobre a decomposição. Os testes foram feitos com o auxílio do software STATISTIC 5.0 (Stafsoft 1995).

3. RESULTADOS

3.1 Variação temporal da taxa de decomposição

No segundo ano de estudo (novembro/2010 a outubro/ 2011), a taxa de decomposição foi significativamente maior e, conseqüentemente, a massa de serrapilheira remanescente foi menor ($27 \pm 7\%$), que no primeiro ano de estudo ($37 \pm 3\%$) ($F_{1,48} = 10,06$; $P < 0,005$) (Tabela 2). No primeiro ano (novembro/2009 a outubro/2010), as taxas pluviométricas anuais foram maiores que 700 mm em ambas as fazendas, ocorrendo precipitação maior que 60 mm durante quatro meses consecutivos (janeiro/2010 a abril/2010). No segundo ano, foram registrados mais de 1000 mm anuais de chuva e cinco meses contínuos com mais de 100 mm (janeiro/2011 a maio/2011). Assim, tanto a quantidade de chuva, quanto a duração do período chuvoso foi maior no segundo ano do estudo. Este padrão entre os anos foi observado para evapotranspiração (Tabela 1) e para a decomposição (Tabela 2).

Tabela 2: Constante de decomposição (k) e percentagem da massa remanescente (mr) de serrapilheira controle decomposta em um período de 360 dias de exposição, em dois anos (nov/2009 a out/ 2010; nov/2010 a out/ 2011), na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba.

Ano	Constante de decomposição			
	k_t	k (dia ⁻¹)	mr	r^{2*}
2010	-1,17 ($\pm 0,08$)	-0,0032	37%	0,87
2011	-1,40 ($\pm 0,06$)	-0,0039	27%	0,92

* r^2 Coeficiente de determinação indicando o ajuste do modelo.
 k_t : Valores médios (\pm EP) (n=60)

Com o aumento do período de exposição da serrapilheira verificou uma maior taxa de decomposição em ambos os anos (Ano 1: $F_{1,96} = 96,77$; $P < 0,001$; Ano 2: $F_{1,96} = 128,70$; $P < 0,001$) (Figura 4). Contudo, no primeiro ano, a taxa de decomposição foi menor independentemente do período de exposição, sendo decomposto cerca de 32%, 47% e 63% em 120, 240 e 360 dias, respectivamente. Enquanto, no segundo ano, a perda de massa foi de 45%, 54% e 73%, respectivamente (Figura 4). A taxa de decomposição correlacionou-se com a precipitação (acumulada) ($r_s = 0,75$; $n=12$; $P=0,001$) e a evapotranspiração (acumulada) ($r_s = 0,81$; $n=12$; $P=0,004$).

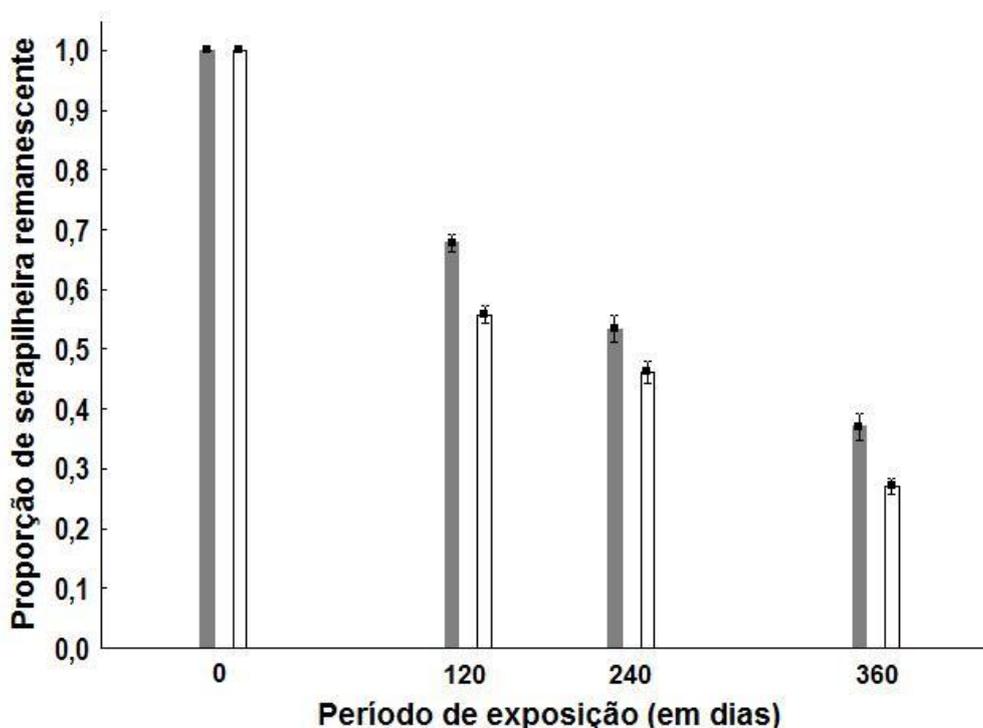


Figura 4: Proporção da massa remanescente de serrapilheira decomposta em 120, 240 e 360 dias de exposição no Cariri paraibano (Fazenda Almas e Fazenda Moreiras), no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba. Barra cinza: ano 1 (nov/2009 a out/2010); Barra branca: ano 2 (nov/2010 a out/2011). Valores apresentados são a média \pm EP.

A concentração de N diminuiu proporcionalmente ao longo do período de exposição, enquanto a de lignina e a razão lignina:N aumentou (Tabela 3). Portanto, foi verificada diferença entre a concentração de N e lignina e entre a razão lignina:N da

serrapilheira remanescente, com 120, 240 e 360 dias de exposição (N: $F_{2,32}= 138,25$; $P < 0,001$; lignina: $F_{2,32}= 65,89$; $P < 0,001$; lignina:N : $F_{2,32}= 212,52$; $P < 0,001$).

Tabela 3: Concentração de N e lignina e razão Lignina:N da serrapilheira remanescente com 120, 240 e 360 dias de exposição, em área de Caatinga.

Nutriente	Período de exposição (em dias)		
	120	240	360
Nitrogênio (N)	3,2	3,0	2,8
Lignina	5,3	5,5	6,2
Lignina: N	1,6	1,8	2,2

3.2 Fauna das bolsas de serrapilheira

A abundância dos microartrópodes diminuiu significativamente ao longo dos períodos de coleta (março, julho, novembro de 2010) (Tabela 4). No primeiro ano de estudo, com 120, 240 e 360 dias de exposição, nas bolsas de serrapilheira controle e fauna-reduzida foram encontrados 4471 e 3544 microartrópodes, pertencentes a 22 e 21 táxons, respectivamente. Acari foi o táxon dominante e, juntamente com Collembola, representaram mais de 60% dos indivíduos, independentemente do período. Diptera e Hemiptera também se destacaram quanto à representatividade nas bolsas de serrapilheira, variando de 1% a 12% e 0,5 a 28% da fauna, respectivamente, dependendo do período e/ou tratamento. Outros artrópodes registrados foram Araneae, Pseudoscorpionida, Pauropoda, Polyxenide, Psocoptera, Blattodea, Coleoptera, Formicidae, Embioptera, Orthoptera e Thysanoptera (Tabela 4). A abundância e riqueza de microartrópodes registrados em março, no período chuvoso, correlacionaram-se com a abundância da vegetação ($r_s=0,70$; $n=12$; $P=0,01$) e a serrapilheira produzida ($r_s=0,69$; $n=12$; $P=0,01$), respectivamente.

O efeito supressor da naftalina sobre os microartrópodes de cada fazenda ocorreu em períodos distintos (Figura 5), provavelmente devido ao declínio rápido na concentração de naftalina. Na Fazenda Almas, a abundância das bolsas controle foi significativamente maior que a das bolsas fauna-reduzida em março, enquanto na Fazenda Moreiras foi em julho de 2010 (Figura 5).

CAPÍTULO II: Decomposição da serrapilheira em um ecossistema semiárido do nordeste brasileiro: variação temporal e espacial e efeito da fauna de microartrópodes

Tabela 4: Abundância (média ± Erro padrão) e percentual (%) dos diferentes grupos de microartrópodes encontrados nas bolsas de serrapilheira em área de Caatinga, em três diferentes períodos, Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba. * grupo pertencente a antiga classificação: Hemiptera e Homoptera. (Média das áreas de amostragem, sendo cada área resultante da média de bolsas de serrapilheira controle e fauna reduzida).

Grupos funcionais e táxons	Fazenda Almas						Fazenda Moreiras					
	120 dias (março de 2010)		240 dias (julho de 2010)		360 dias (novembro de 2010)		120 dias (março de 2010)		240 dias (julho de 2010)		360 dias (novembro de 2010)	
	m ± ep	%	m ± ep	%	m ± ep	%	m ± ep	%	m ± ep	%	m ± ep	%
Arachnida												
Acari	104,8 ± 39,1	54,3	57,9 ± 16,2	58,9	43,3 ± 18,6	63,0	62,0 ± 21,6	42,2	51,5 ± 8,9	48,2	32,4 ± 11,0	59,9
Araneae	1,3 ± 0,4	0,7	2,8 ± 0,6	2,8	1,3 ± 0,3	1,8	0,8 ± 0,3	0,5	1,2 ± 0,3	1,1	0,1 ± 0,3	0,2
Pseudoscorpionida	0,9 ± 0,4	0,5	0,1 ± 0,1	0,1	0,2 ± 0,2	0,2	1,2 ± 0,5	0,8	0,9 ± 0,4	0,9	0,0 ± 0,0	0,0
Opillion	0,2 ± 0,1	0,1	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,3 ± 0,2	0,2	0,4 ± 0,3	0,4	0,0 ± 0,0	0,0
Myriapoda												
Chilopoda	1,0 ± 0,4	0,5	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,5 ± 0,2	0,5	0,0 ± 0,0	0,0
Diplopoda	0,1 ± 0,1	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0
Polyxenide	0,3 ± 0,2	0,1	0,1 ± 0,1	0,1	0,0 ± 0,0	0,0	0,7 ± 0,4	0,4	0,2 ± 0,2	0,2	0,1 ± 0,1	0,2
Crustaceae												
Isopoda	0,1 ± 0,1	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,1 ± 0,1	0,1	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0
Hexapoda												
Collembola	27,0 ± 8,7	14,0	3,3 ± 0,7	3,3	6,8 ± 1,8	9,9	48,1 ± 26,4	32,7	21,6 ± 3,6	20,2	6,1 ± 1,2	11,2
Microcoryphia	0,1 ± 0,1	0,0	0,3 ± 0,1	0,3	0,4 ± 0,1	0,6	0,8 ± 0,3	0,5	0,3 ± 0,1	0,2	0,5 ± 0,2	0,9
Isoptera	0,2 ± 0,2	0,1	0,0 ± 0,0	0,0	0,0 ± 0,0	0,0	0,8 ± 0,8	0,6	0,1 ± 0,1	0,1	0,1 ± 0,1	0,2
Blattodea	0,6 ± 0,4	0,3	0,6 ± 0,3	0,6	0,5 ± 0,2	0,7	0,8 ± 0,8	0,6	0,9 ± 0,4	0,9	0,3 ± 0,3	0,6
Diptera	3,5 ± 0,8	1,8	8,0 ± 1,5	8,1	4,1 ± 0,6	6,0	4,2 ± 0,9	2,8	6,6 ± 2,1	6,2	4,2 ± 0,9	7,7
Coleoptera	1,2 ± 0,5	0,6	0,7 ± 0,2	0,7	0,8 ± 0,3	1,2	4,1 ± 1,4	2,8	1,1 ± 0,5	1,0	0,7 ± 0,4	1,2
Hymenoptera												
Formicidae	3,5 ± 0,7	1,8	3,6 ± 1,7	3,7	1,7 ± 0,7	2,4	4,5 ± 1,6	3,1	1,3 ± 1,1	1,2	1,3 ± 0,5	2,5
Hymenoptera (outros)	1,3 ± 0,5	0,7	1,0 ± 0,3	1,0	0,4 ± 0,2	0,6	1,4 ± 0,8	1,0	2,8 ± 0,9	2,6	1,1 ± 0,4	2,0
Thysanoptera	0,3 ± 0,1	0,1	9,6 ± 6,0	9,7	0,9 ± 0,6	1,3	0,5 ± 0,4	0,3	1,2 ± 0,5	1,1	0,8 ± 0,4	1,5
Psocoptera	1,4 ± 0,5	0,7	2,7 ± 1,0	2,7	3,0 ± 1,5	4,4	1,7 ± 0,5	1,1	3,8 ± 0,7	3,5	2,5 ± 0,9	4,6
Paupoda	1,5 ± 0,8	0,8	0,2 ± 0,1	0,2	0,0 ± 0,0	0,0	0,1 ± 0,1	0,1	0,8 ± 0,4	0,8	0,0 ± 0,0	0,0
Orthoptera	0,2 ± 0,2	0,1	0,8 ± 0,4	0,8	0,3 ± 0,2	0,5	0,0 ± 0,0	0,0	0,3 ± 0,2	0,2	0,0 ± 0,0	0,0
Hemiptera*	30,2 ± 6,5	15,6	2,3 ± 0,6	2,4	0,8 ± 0,4	1,1	14,3 ± 3,2	9,7	1,4 ± 0,5	1,3	2,3 ± 0,8	4,3
Embioptera	1,5 ± 0,5	0,8	0,7 ± 0,4	0,7	0,1 ± 0,1	0,1	0,4 ± 0,3	0,3	0,7 ± 0,3	0,6	0,1 ± 0,1	0,2
Outros												
Imaturo e Larva	11,3 ± 5,6	5,9	3,6 ± 1,1	3,7	3,9 ± 1,7	5,7	1,0 ± 0,4	0,7	9,3 ± 1,8	8,7	0,7 ± 0,4	1,2
Indeterminado	0,1 ± 0,3	0,0	0,3 ± 0,2	0,3	0,2 ± 0,1	0,2	0,5 ± 0,2	0,3	0,3 ± 0,2	0,2	0,0 ± 0,0	0,0
Abundância Total	193,0 ± 58,5	100,0	98,4 ± 17,2	100,0	68,7 ± 21,0	100,0	147,0 ± 34,3	100,0	106,8 ± 15,2	100,0	54,1 ± 12,7	100,0
Número de táxons	11 ± 1,0		9,5 ± 0,4		7,8 ± 0,7		9,2 ± 0,5		11,4 ± 0,6		7,6 ± 0,6	

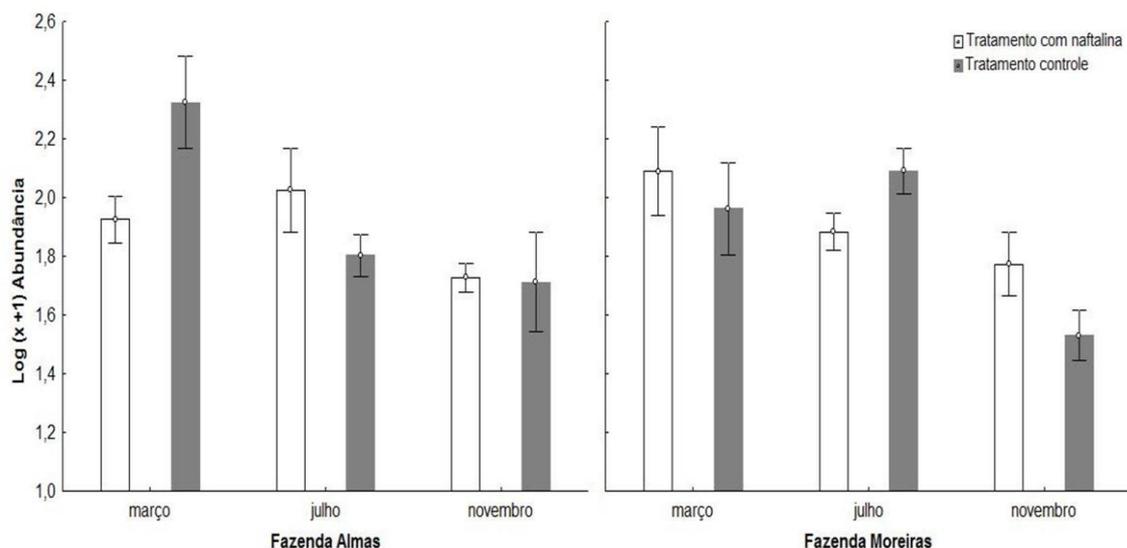


Figura 5: Média (\pm EP) da abundância dos microartrópodes (log transformados) das bolsas de serrapilheira controle e fauna-reduzida nas áreas de amostragem da Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba.

3.3 Efeito dos microartrópodes e do habitat sobre a decomposição

Analisando os efeitos da fauna de microartrópodes e de cada área de amostragem sobre a taxa de decomposição, verificou-se que estes fatores tanto atuam isoladamente, quanto de forma conjunta sobre esse processo, entre os diferentes períodos de exposição (120, 240 e 360 dias) (Tabela 5). Registrou-se no tratamento controle uma maior taxa de decomposição em relação ao de fauna-reduzida (Tabela 5; Figura 6), o que demonstra o efeito significativo da fauna sobre a decomposição, contudo, este efeito foi maior no primeiro ano (Tabela 6; Figura 6). Com 120, 240 e 360 dias de exposição, a porcentagem média de massa de serrapilheira remanescentes no tratamento fauna-reduzida foi em torno de 75%, 65% e 50%, enquanto no tratamento controle foi cerca de 60%, 50% e 30%, respectivamente (Figura 6).

A abundância da fauna correlacionou-se de forma positiva com a concentração de N da serrapilheira remanescente ($r_s = 0,27$; $n=72$; $P<0,05$), porém não se correlacionou com lignina e lignina:N ($r_s = -0,03$; $n=72$; $P=0,77$; $r = -0,12$ $n=72$;

$P=0,29$, respectivamente), enquanto a riqueza de táxons foi positivamente correlacionada com N ($r_s = 0,30$; $n=72$; $P=0,01$) e negativamente com a razão lignina e lignina:N ($r_s = - 0,24$; $n=72$; $P=0,04$; $r_s = -0,32$; $n=72$; $P=0,005$, respectivamente). Acari correlacionou-se de forma positiva com a concentração de N da serrapilheira ($r_s = 0,23$; $n=72$; $P=0,05$) e negativamente com a razão lignina:N ($r_s = - 0,26$; $n=72$; $P=0,03$). Collembola não apresentou correlação com os nutrientes da serrapilheira remanescente (N: $r_s = 0,10$; $n=72$; $P=0,39$; lignina: $r_s = 0,07$; $n=72$; $P=0,54$; lignina:N: $r_s = 0,02$; $n=72$; $P=0,84$). Entre os tratamentos controle e fauna-reduzida, não houve diferença na concentração desses nutrientes na serrapilheira remanescente (N: $F_{1,22}= 0,06$; $P=0,81$; lignina: $F_{1,22}= 0,53$; $P=0,47$; lignina:N: $F_{1,22}= 0,41$; $P=0,53$). O efeito da fauna explicou 48% da taxa de decomposição anual da serrapilheira ($F=11,22$; $gl=1,10$; $P<0,01$; $R^2_{\text{Ajustado}} = 0,48$).

As características da vegetação (riqueza de espécies, densidade, altura e DTS) e a produção de serrapilheira variaram entre as áreas (Tabela 1). Com relação ao efeito de cada área, a taxa de decomposição diferiu significativamente entre as áreas de amostragem (Figura 7), proporcionando uma variação da massa remanescente anual de 15 a 56% entre as áreas, no primeiro ano de exposição, e 12 a 36% no segundo ano. Contudo, as variações entre as áreas também interferiram no efeito da fauna (Figura 8). A riqueza de espécies, densidade, altura e DTS da vegetação, a serrapilheira produzida e o efeito da fauna, juntas, explicaram 91% da taxa de decomposição anual da serrapilheira ($F=20,40$; $gl=6,50$; $P<0,005$; $R^2_{\text{Ajustado}} = 0,91$), porém o DTS foi à única variável não significativa neste modelo.

Tabela 5: Resultado da ANOVA (com medida repetida) para os efeitos da área amostragem (Am) e da fauna de microartrópodes (F), em diferentes períodos de exposição (P) (120, 240 e 360 dias), sobre a taxa de decomposição de bolsas de serrapilheira em duas fazendas em área de Caatinga, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba.

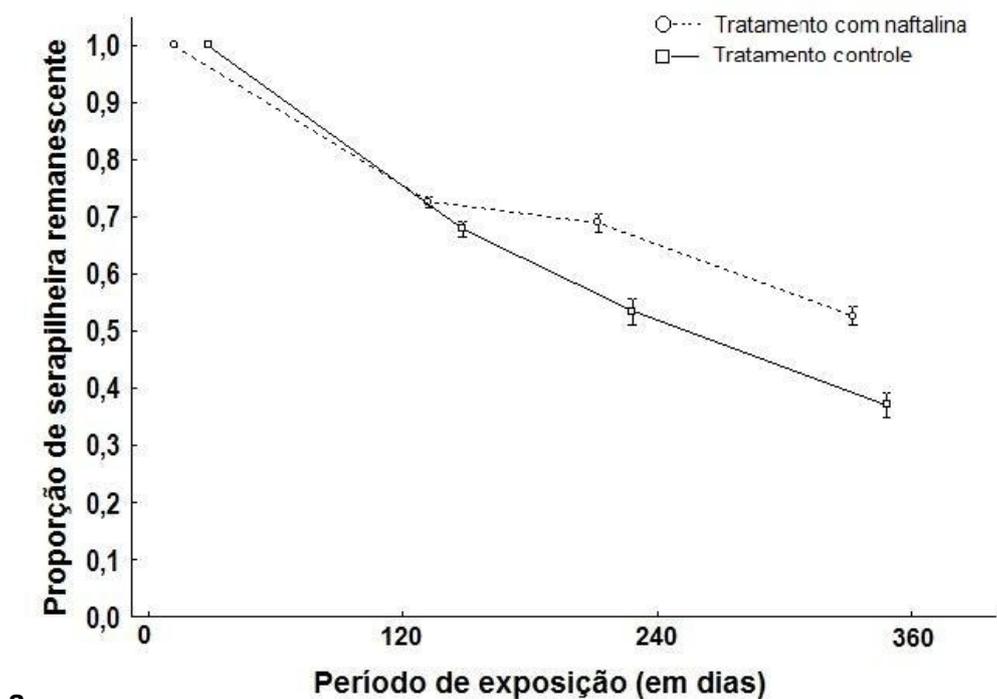
	SS	gl	MS	F	P	
Intercepto	134,05	1	134,05	1535,74	0,00	*
Fauna (F)	7,66	1	7,66	87,70	0,00	*
Área de amostragem (Am)	7,50	11	0,68	7,81	0,00	*
F*Am	3,99	11	0,36	4,16	0,00	*
Erro	8,38	96	0,09			
Períodos (P)	19,31	2	9,66	159,17	0,00	*
P*F	2,55	2	1,28	21,03	0,00	*
P*Am	8,60	22	0,39	6,44	0,00	*
P*F*Am	6,02	22	0,27	4,51	0,00	*
Erro	11,6486	192	0,06067			

*Efeito significativo

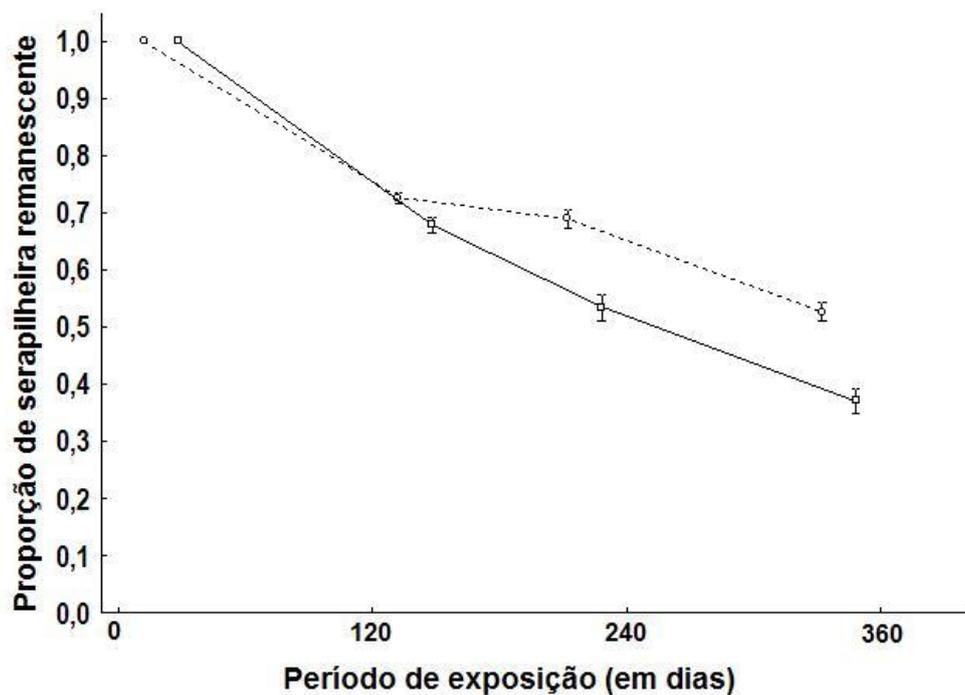
Tabela 6: Constante de decomposição (k) e percentagem da massa remanescente (mr) de serrapilheira decomposta em um período de 360 dias de exposição, em dois anos (nov/2009 a out/ 2010; nov/2010 a out/ 2011), na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, nos municípios de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, respectivamente, Paraíba.

Ano	Controle				Fauna-reduzida				Efeito da fauna
	k_t^a	k (dia ⁻¹)	mr (%)	r^{2*}	k_t^a	k (dia ⁻¹)	mr (%)	r^{2*}	
2010	1,17 (± 0,08)	-0,0032	54	0,87	0,68 (± 0,03)	-0,0019	36	0,96	4,07
2011	1,40 (± 0,06)	-0,0039	52	0,92	0,73 (± 0,05)	-0,002	27	0,89	3,00

* r^2 Coeficiente de determinação indicando o ajuste do modelo./ a.Valores médios (± EP) (n=60)



a



b

Figura 6: Proporção da massa remanescente de serrapilheira decomposta em diferentes habitats da Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba, em área de Caatinga. Linha tracejada: decomposição tratamento de fauna-reduzida; Linha contínua: decomposição no tratamento controle. **a.** ano 1 (nov/2009 a out/ 2010); **b.** ano 2 (nov/2010 a out/ 2011). Valores apresentados são a média \pm EP.

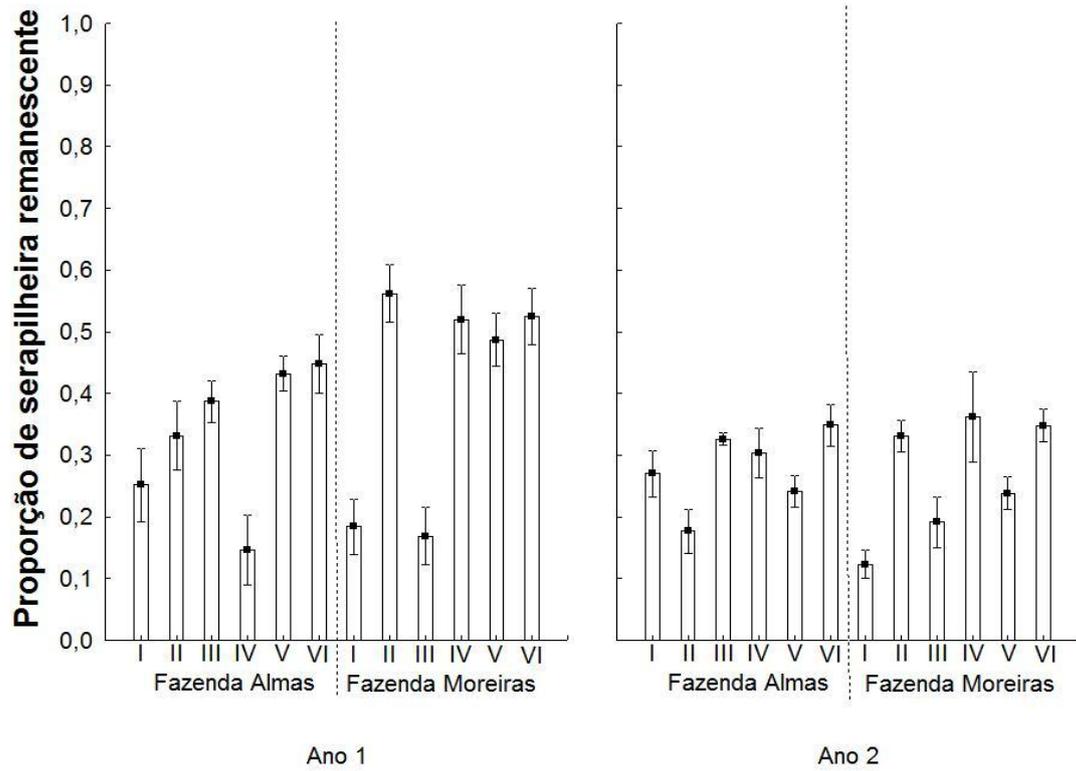


Figura 7: Proporção da massa remanescente de serrapilheira decomposta em diferentes habitats, entre nov/2009 e out/2010 (Ano1) e nov/2010 e out/2011 (Ano 2), na Fazenda Almas e Fazenda Moreiras, no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba. Valores apresentados são a média \pm EP.

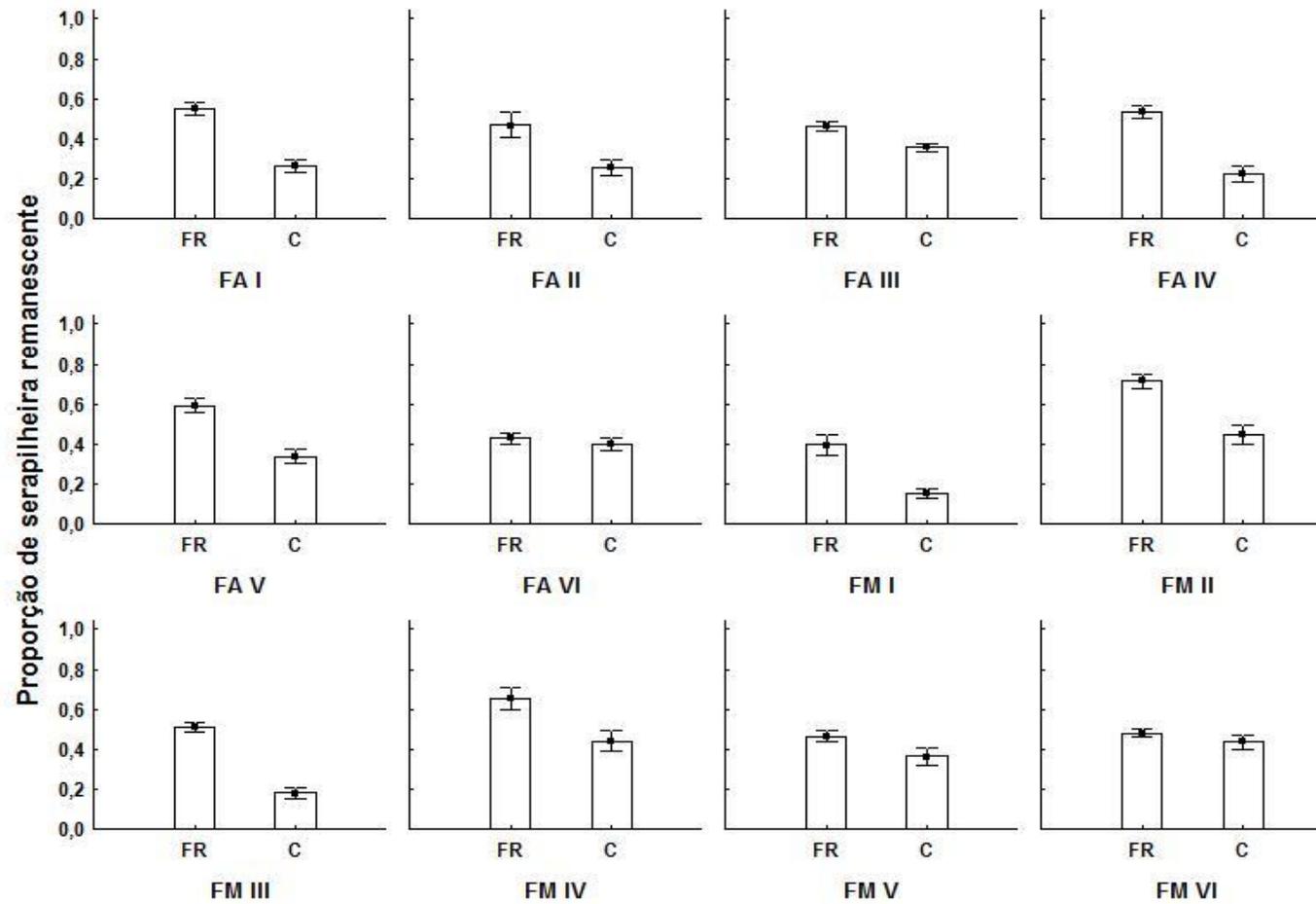


Figura 8: Variação do efeito dos microartrópodes sobre a serrapilheira decomposta em 12 áreas de amostragem, na Fazenda Almas (FA) e Fazenda Moreiras (FM), no município de São José dos Cordeiros e São João do Cariri, Paraíba. Valores apresentados são a média ± EP. FR: Remanescente do tratamento fauna-reduzida; C: Remanescente do tratamento controle.

4. DISCUSSÃO

4.1 Variação temporal da decomposição de serrapilheira

As taxas de decomposição anual da serrapilheira para as Fazendas Almas e Moreiras foram maiores no segundo ano, o mesmo foi observado para os índices pluviométricos e a evapotranspiração (ETR). Esta relação entre a decomposição e os fatores climáticos é consistente com vários outros estudos, os quais mostram que baixos índices pluviométricos estão relacionados com a redução da taxa de perda de massa de serrapilheira (O'Neill *et al.* 2003; Taylor & Wolters 2005; Staley *et al.* 2007; Riutta *et al.* 2012). Em parte, devido à taxa mais lenta de decomposição, mas também, porque as perdas por lixiviação são mais baixas na ausência de precipitação (Salamanca *et al.* 2003). Vários autores relatam que, durante as fases iniciais de decomposição, quando o solo encontra-se úmido pela ação da chuva as taxas de perda de massa são elevadas, devido a perdas por lixiviação de compostos lábeis solúveis em água (Swift *et al.* 1979; Martínez-Yrizar 1980; Hernandez *et al.* 1992; Gallardo & Merino 1993; Whitford 2002; Xu & Hirata 2005).

A constante de decomposição e a ETR anual estiveram dentro da amplitude registrada para florestas tropicais secas (Matínez-Yrizar 1995) e úmidas (Aerts 1997), e foram maiores que as médias encontradas para regiões temperadas e mediterrânicas (Aerts 1997). Em escala global, verifica-se que o clima é o controle primário sobre o processo de decomposição (Swift *et al.* 1979; Lavelle *et al.* 1993; Aerts 1997). Neste experimento, a ETR correlacionou-se de maneira significativa com a taxa de decomposição, corroborando com estudos realizados em escala global, nos quais se constata que a ETR é o principal preditor das taxas de decomposição, comparado à temperatura ou a precipitação (Meentemeyer 1978; Aerts 1997; Austin 2002). A decomposição da serrapilheira contribui com cerca de 70% do fluxo de carbono total anual (Raich & Schlesinger 1992; Aerts 1997), portanto, mudanças na ETR influenciariam nas taxas de carbono, principalmente, na região tropical, onde a relação entre decomposição e ETR é maior que regiões temperadas e

mediterrânicas (Aerts 1997). Visto que, a evapotranspiração real é considerada como a perda total de água por evaporação do solo e transpiração das plantas, alterações na vegetação poderiam afetar este fator e, conseqüentemente, o processo de decomposição.

Houve uma perda de massa foliar quase linear ao longo do ano. Alves *et al.* (2006) e Costa (2012) encontraram o mesmo padrão para decomposição foliar, em diferentes áreas de Caatinga, contudo, deve-se considerar que as bolsas de serrapilheira também foram depositadas no campo em novembro, no final do período seco. Outros estudos, no entanto, registraram um comportamento diferente em experimentos instalados no início da estação seca, em área de Caatinga e Deserto (Martínez-Yrizar 1995; Santana 2005; Souto 2006), nos quais as folhas permaneceram quase inteiramente intactas, por três a seis meses, até a chegada de novo período chuvoso. Schaefer *et al.* (1985) relata que, em ambientes áridos e semiáridos, as altas taxas de decomposição não podem ser explicadas pela ETR e sugerem que outros fatores abióticos podem ter um importante papel no processo de perda de massa, contudo, neste estudo, foi verificada uma relação significativa entre a perda de massa e a ETR. Apesar de não ter sido avaliado o efeito da fotodegradação neste experimento, este vem sendo reconhecido como um importante fator abiótico atuante na degradação da serrapilheira de ambientes áridos e semiáridos (Vossbrinck *et al.* 1979; Montaña *et al.* 1988; Moorhead & Reynolds 1989; MacKay *et al.* 1994; Austin & Vivanco 2006; Gallo *et al.* 2006; Arriaga & Maya 2007). Entretanto, os estudos realizados na Caatinga (Santana 2005; Souto 2006; Alves *et al.* 2006; Costa 2012) sugerem que, neste ecossistema, a precipitação e a ETR tem efeito chave na decomposição e ação da fotodegradação, isoladamente, antes do período chuvoso, não tem resultado expressivo.

Em escala global, Aerts (1997) observou que a ETR correlaciona-se de forma positiva com o teor de N e negativa com a razão lignina:N da serrapilheira. A taxa de decomposição da planta e liberação de nutrientes varia de acordo com diversos fatores, bióticos e abióticos, incluindo a natureza do material vegetal (Swift *et al.* 1979). A serrapilheira utilizada neste experimento apresentou uma alta concentração de N e baixa

concentração de lignina nas etapas iniciais do processo de decomposição, o que caracteriza tecidos vegetais com a alta taxa de decomposição (Swift *et al.* 1979; Bosatta & Staaf 1982; Moretto *et al.* 2001; Xuluc-Tolosa *et al.* 2003; Vasconcelos & Laurance 2005; Yang & Chen 2009). Em campos áridos e semiáridos, gramíneas dominantes tendem a ter tecido com alta concentração de N e baixa razão C:N e índice de lignina (Moretto *et al.* 2001), que resultam em rápida decomposição e mineralização de nutrientes (Swift *et al.* 1979; Bosatta & Staaf 1982; Yang & Chen 2009). Serrapilheiras com elevada concentração de N e de baixa razão C:N apresentam um maior atividade microbiana (Zhang & Zak 1995; Singh & Gupta 1977; Vasconcelos & Laurance 2005).

Neste estudo, constatou-se que o teor de N da serrapilheira remanescente diminuiu, enquanto o teor de lignina e, conseqüentemente, a razão lignina:N aumentaram com o avanço do período de exposição, porém, as análises de concentração de nutrientes foram realizadas primeiramente no período chuvoso (em março, com 120 dias de exposição), com alta taxa de ETR, e finalizadas no período seco. Santana (2005) encontrou efeito oposto sobre a concentração de N para mesmas espécies vegetais do presente estudo, porém ele diferiu o período de início de exposição e de análise do material, o autor iniciou no período seco e finalizou em época de chuva. Verifica-se, portanto, a necessidade de novos estudos a cerca do efeito do clima sobre a qualidade da serrapilheira em decomposição na Caatinga. Segundo Gonzalez & Seastedt (2001), em florestas subalpinas e tropicais secas, o aumento na quantidade de N, acima das condições iniciais, poderia ser explicado por incorporações de fontes exógenas, como inclusão da amônia atmosférica, lixiviação ou translocação por fungos. A taxa de lignina aumentou com o período de exposição, corroborando com os resultados encontrados por Santana (2005) para *C. pyramidalis* e *C. blanchetianus*. Segundo Berg *et al.* (1982), a decomposição da lignina diminui com a alta concentração de N. O teor de lignina está relacionado com as taxas de decomposição da serrapilheira, ela é um dos principais reguladores químicos da decomposição da matéria orgânica nos estágios mais avançados do processo, havendo

acréscimo na concentração de lignina com o decorrer da decomposição (Cortez *et al.* 1996; Santana 2005).

4.2 *Fauna das bolsas de serrapilheira*

Acari e Collembola foram os grupos mais abundantes, representando mais de 60% dos microartrópodes encontrados. Este padrão de dominância é relatado para muitos ecossistemas tropicais e temperados, sejam eles florestas secas ou úmidas (Elkins & Whitford 1982; Adis 1988; Heneghan *et al.* 1998; Heneghan *et al.* 1999; Duarte 2004; Kumssa *et al.* 2004; Isaac & Nair 2005). O número de indivíduos diminuiu significativamente ao longo dos períodos, como esperado. Este comportamento, provavelmente, resulta da influência de diferentes fatores, como (i) efeito do processo de sucessão durante a decomposição; (ii) quantidade e qualidade da vegetação e serrapilheira (Whitford 1996); (iii) matéria orgânica do solo (Whitford 1996; Araújo 2009); (iv) precipitação (Vasconcellos *et al.* 2010); (v) capacidade de retenção de água no solo (Araújo 2009; Araújo *et al.* 2010); e (vi) efeito da naftalina no transecto fauna-reduzida.

Estudos mostram que a precipitação e a umidade são fatores que influenciam os padrões de abundância e/ou atividade dos insetos na Caatinga (Ianuzzi *et al.* 2006; Moura *et al.* 2006a; Moura *et al.* 2006b; Hernandez 2007; Vasconcellos *et al.* 2010; Araújo *et al.* 2010). Embora, em ecossistemas áridos e semiáridos, o aumento no número de organismos edáficos seja controlado pela interação entre quantidade de precipitação e características do solo, a duração deste estímulo depende também das características do clima e da vegetação (Schwinning *et al.* 2003; Schwinning & Sala 2004). Em ambientes áridos, mudanças na temperatura e precipitação normalmente têm fortes efeitos sobre a composição e dinâmica da comunidade edáfica (Mooney 1981; Doblaz-Miranda *et al.* 2007). A respeito da qualidade da serrapilheira, esta se correlacionou com riqueza e a abundância dos microartrópodes, porém esta relação não foi verificada para todos os grupos, a exemplo de Collembola, que são animais fungívoros e, portanto, atuam indiretamente no processo de

decomposição (Coleman *et al.* 2004). A riqueza de microartrópodes em março (período chuvoso) apresentou relação positiva com a quantidade da serrapilheira produzida, enquanto a abundância da fauna, neste mesmo período, correlacionou-se com a abundância da vegetação, sugerindo que as características bióticas dos habitats influenciam, ao menos em parte, a fauna de microartrópodes e, conseqüentemente, o efeito desta sobre a decomposição.

O efeito supressor da naftalina sobre os microartrópodes ocorreu em períodos diferentes nas duas fazendas, provavelmente, como consequência do efeito do clima sobre a naftalina e sobre a abundância e/ou atividade da fauna. A diferença na distribuição pluviométrica das duas fazendas, ao longo do ano, provavelmente, influenciou no efeito supressor sobre a fauna, visto que no período mais seco e quente a naftalina sublima mais rapidamente. Vasconcelos & Laurance (2005) verificaram menor efeito da naftalina após 50 dias de exposição, provavelmente devido ao declínio da naftalina nas bolsas com tratamento de redução de fauna.

4.3 Efeito do habitat e dos microartrópodes sobre a decomposição

As taxas de decomposição e o efeito da fauna sobre a decomposição foram significativamente diferentes entre as áreas de amostragem, indicando que as unidades de paisagem estudadas apresentaram condições ambientais distintas o suficiente para afetar a decomposição e o efeito da fauna de microartrópodes. As características da vegetação (riqueza de espécies, densidade, altura e DTS) e a produção de serrapilheira, juntamente, com a fauna de microartrópodes influenciaram significativamente o processo de decomposição. A quantidade da serrapilheira varia de acordo com a paisagem da área (Ver Capítulo 1). Portanto, sugere-se que variações do habitat que afetem significativamente a vegetação ou a produção de serrapilheira influenciam, direta ou indiretamente, a composição da fauna edáfica e processo de decomposição na Caatinga. Segundo García-Oliva & Jaramillo (2011), em Florestas Tropicais Secas, as principais consequências da

conversão da vegetação nativa para áreas de agricultura ou pecuária, são a redução na quantidade de nutrientes no ecossistema e o rompimento de mecanismos de manutenção desses nutrientes, resultando numa gradual depreciação da fertilidade do solo e da produção vegetal. Como a maior entrada de nutrientes nesses sistemas ocorre através da biomassa acima do solo (Ver capítulo 1), assim estas florestas tornam-se vulneráveis a distúrbios antrópicos como o desflorestamento.

Em uma floresta tropical na Guatemala, Ewel (1976) registrou taxas de decomposição semelhantes para cinco áreas em diferentes fases de sucessão vegetal (3, 6, 9, 14 anos e floresta madura) e expressivamente menor para uma área desmatada constatemente. Estudos desenvolvidos em outras florestas tropicais, úmidas e secas, com diferentes gradientes de perturbação ou fragmentação, demonstraram pouco ou nenhum efeito das condições microclimáticas sobre perda de massa de serrapilheira (Vasconcelos & Laurance 2005; Xulux-Tolosa *et al.* 2003). Martínez-Yrizar *et al.* (2007) registraram efeito do habitat em um deserto no México, e Riutta *et al.* (2012) em uma região temperada, onde a decomposição no interior da floresta foi mais rápida em relação a borda, que apresentou menor umidade.

Neste estudo, foi verificado que além do efeito do clima e das condições do habitat sobre a decomposição, houve um efeito significativo da densidade de microartropodes, visto que as taxas de decaimento foram inferiores, com a redução dos microartrópodes nas diferentes áreas. Os microartropodes edáficos, através de sua riqueza funcional ou taxonômica, constituem um importante fator sobre a taxa de decomposição em algumas regiões climáticas (Wall *et al.* 2008), seja através de efeitos diretos, como deterioração da biomassa vegetal, ou indiretos, através do controle de microorganismos. Os resultados deste estudo, contestam o proposto por Wall *et al.* (2008), que em um estudo realizado em 30 áreas no mundo, entre florestas temperadas, tropicais úmidas e secas, concluíram que o efeito da fauna sobre a taxa de decomposição foi significativo em florestas temperadas e florestas tropicais úmidas, porém em regiões frias ou secas foi negativo ou neutro. Assim, a

exclusão da fauna de solo pode ter importantes consequências para o ecossistema de Caatinga.

Sendo assim, em área de Caatinga, a decomposição da serrapilheira apresenta variação temporal e espacial, relacionada direta ou indiretamente, a fatores climáticos, como precipitação e ETR, e as variações bióticas do habitat, como vegetação e fauna edáfica. A precipitação e ETR tem efeito chave sobre a decomposição, pois além de atuarem sobre as perdas por lixiviação de compostos lábeis solúveis em água, estes fatores influenciam a vegetação, a produção de serrapilheira (Ver Capítulo 1) e a fauna decompositora (Araújo 2009) e, portanto, desencadeiam estímulos sobre diferentes fatores, que atuam sobre o processo de decomposição.

Variações nas condições dos habitats que resultam em diferenças na estrutura da vegetação e no efeito da fauna de microartrópodes, conseqüentemente, no processo de ciclagem de nutrientes do ecossistema. A cobertura vegetal, juntamente com a serrapilheira, influenciam o microclima e a quantidade de matéria orgânica do solo influenciando, portanto, os organismos edáficos, que atuam no processo de decomposição. A ciclagem dos nutrientes depende intensamente da atividade dos microrganismos do solo e dos invertebrados que vivem no sistema solo-serrapilheira. Os microartrópodes atuam tanto sobre os microrganismos (bactérias, fungo e outros microartrópodes), como sobre o rearranjo dos detritos e sua desintegração. Portanto, a influência dos microartrópodes na decomposição ocorreu através de efeitos diretos ou indiretos, o que demonstra a importância destes grupos sobre o processo de decomposição no semiárido nordestino. Verificou-se também a importância do clima e do habitat sobre a funcionalidade destes organismos.

Pesquisas sobre a decomposição na Caatinga não podem prever com precisão a decomposição das plantas, a menos que se reconheça explicitamente que a composição e abundância de organismos do solo e da vegetação, assim como, o clima constituem fatores

reguladores importantes deste processo. Este experimento mostra que a decomposição de plantas é influenciada por fatores bióticos na Caatinga, e que a decomposição não pode ser explicada apenas pelo clima e pela qualidade do substrato, visto que no sistema solo-serrapilheira, a vegetação e os organismos edáficos são fatores críticos na manutenção e disponibilidade de nutrientes.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- ✓ Na Caatinga, a precipitação e evapotranspiração anual têm influência positiva sobre a taxa de decomposição anual;
- ✓ A precipitação estimula significativamente o processo de decomposição no semiárido nordestino, seja através do efeito direto ou indireto, visto que uma perda de massa maior ocorre após o período de chuva;
- ✓ A estrutura da vegetação e a quantidade de serrapilheira depositada no solo influenciam a decomposição na Caatinga. Sendo assim, características dos habitats que interferem nestes fatores, conseqüentemente, influenciam a ciclagem de nutrientes neste ecossistema;
- ✓ No semiárido nordestino, a fauna de solo, principalmente os microartrópodes, atua de forma significativa sobre a decomposição foliar, porém, o grau de importância do efeito da fauna dependerá das características do habitat.

REFERENCIAS

- Aber, J.D. & Melillo, J.M. *Terrestrial ecosystems*. Orlando: Reinhart & Wintson. 428 p. 1991.
- Adis, J. On the abundance and density of terrestrial arthropods in Central Amazonian dryland forests. *Journal of Tropical Ecology*, 4 (1): 19–24. 1988.
- Aerts, R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79: 439–449. 1997.
- Aerts, R. The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. *Journal of Ecology*, 94: 713–724. 2006.
- Alves, A.R.; Souto, J.S.; Santos, R.V. & Campos, M.C.C. Decomposição de resíduos vegetais de espécies da Caatinga, na região de Patos, PB. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 1 (1): 57–63. 2006.
- Anderson, J.M. & Swift, M.J. Decomposition in tropical forests. In: Sutton, S.L.; Whitmore, T.C. & Chadwick, A.C. (Eds.). *Tropical rain forest ecology and management*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 287–310. 1983.
- Andrade-Lima, D. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, 4 (2): 149–153. 1981.
- Araújo, V.F.P. *Arthropoda de solo em um ecossistema semi-árido da região Neotropical: composição, variabilidade temporal e estratificação*. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade). Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 51 p. 2009.
- Araújo, V.F.P.; Bandeira, A.G. & Vasconcellos, A. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3): 737–746. 2010.
- Arriaga, L. & Maya, Y. Spatial variability in decomposition rates in a desert scrub of Northwestern Mexico. *Plant Ecology*, 189: 213–225. 2007.
- Austin, A.T. & Vivanco, L. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature*, 442 (7102): 555–558. 2006.
- Austin, A.T. Differential effects of precipitation on production and decomposition along a rainfall gradient in Hawaii. *Ecology*, 83 (2): 328–338. 2002.
- Barbosa, 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*, 11 (3): 313–322. 2007.
- Beare, M.H.; Parmelee, R.W.; Hendrix, P.F.; Cheng, W.; Coleman, D.C. & Crossley, D.A. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and on decomposition in agroecosystem. *Ecological Monographs*, 62: 569–591. 1992.
- Berg, B. & McClaugherty, C.A., *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Berlin: Springer-Verlag Press, 2nd Edition. 328 p. 2008.
- Berg, B.; Berg, M.; Bottner, P.; Box, E.; Breymeyer, A.; de Anta, R.; Couteaux, M.; Escudero, A.; Gallardo, A.; Kratz, W.; Madeira, M.; Mälkönen, E.; McClaugherty, C.; Meentemeyer, V.; Muñoz, F.; Piussi, P.; Remeacle, J. & de Santo, A. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*, 20 (3): 127–159. 1993.

Berg, B.; Wessen, B. & Ekbohm, G. Nitrogen level and decomposition in Scots pine needle litter. *Oikos*, 38: 291–296. 1982.

Blair, J.M.; Parmalee, R.W.; Beare, M.H. Decay rates, nitrogen fluxes, and decomposer communities of single- and mixed-species foliar litter. *Ecology*, 71 (5): 1976–1985. 1990.

Borror, D.J. & DeLong, D.M. *Introdução ao estudo dos insetos*. São Paulo: Editora Edgard. Blücher / EDUSP. 653 p. 1988.

Bosatta, E. & Staaf, H. The control of nitrogen turn-over in forest litter. *Oikos*, 39: 143–151. 1982.

Coleman, D.C. & Crossley Jr., D.A. *Fundamentals of soil ecology*. San Diego: Academic Press. 1996.

Coleman, D.C.; Crossley Jr.; D.A. & Hendrix, P.F. *Fundamentals of Soil Ecology*. San Diego: Elsevier Academic Press, 2nd Edition. 384 p. 2004.

Cortez, J.; Demard, J.M.; Bottner, P. & Jocteur Monrozier, L. Decomposition of Mediterranean leaf litters: a microcosm experiment investigating relationships between decomposition rates and litter quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 28 (4/5): 443–452. 1996.

Costa, U.O. *Determinantes locais da decomposição foliar e de raízes finas em um ecossistema semiárido do Nordeste brasileiro*. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Natal: Universidade Federal de Rio Grande do Norte. 42 p. 2012.

Coûteaux, M.; Bottner, P. & Berg, B. Litter decomposition climate and litter quality. *Tree*, 10 (2): 63–66. 1995.

Coyneau, Y. *Introduction a l'étude des microarthropodes du sol et de ses annexes*. Paris: Ed. Doin. 118 p. 1974.

Cuevas, E. Biology of the belowground system of tropical dry forest. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A. & Medina, E. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge: Cambridge University Press. 362–383. 1995.

Dias, L.E. & Mello, J.W.V. (Eds.) *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: UFV, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas. 251 p. 1998.

Dindal, D.L. *Soil biology guide*. New York: Wiley-Interscience; 1st Edition. 1348 p. 1990.

Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press, 1st Edition. 394 p. 2011.

Doblas-Miranda, E.; Sánchez-Piñero, F. & González-Megías, A. Soil macroinvertebrate fauna of a Mediterranean arid system: Composition and temporal changes in the assemblage. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 1916–1925. 2007.

Duarte, M.M. Abundância de microartrópodes do solo em fragmentos de mata com araucária no Sul do Brasil. *Iheringia* (Série Zoologia), 94 (2): 163–169. 2004.

Dyer, M.L.; Meentemeyer, V. & Berg, B. Apparent controls of mass loss rate of leaf litter on a regional scale. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 5: 311–323. 1990.

Elkins, N.Z. & Whitford, W.G. The role of microarthropods and nematodes in decomposition in a semi-arid ecosystem. *Oecologia*, 55: 303–310. 1982.

EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de Métodos de Análise de Solos*. CNPS-Rio de Janeiro, 2^a edição. 212 p. 1997.

- Ewel, J.J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *Journal of Ecology*, 64 (1): 293–308. 1976.
- Gallardo, A. & Merino, J. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology*, 74: 152–161. 1993.
- Gallo, M.E.; Sinsabaugh, R.L. & Cabaniss, S.E. The role of ultraviolet radiation in litter decomposition in arid ecosystems. *Applied Soil Ecology*, 34: 82–91. 2006.
- Garcia-Oliva, F. & Jaramillo, V.J. Impact of Anthropogenic transformation of seasonally dry tropical forests on Ecosystem Biogeochemical processes. In: Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H.A. & Ceballos, G. (Eds.) *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington: Island Press. 159–172. 2011.
- Gholz, H.L.; Wedin, D.A.; Smitherman, S.M.; Harmon, M.E. & Parton, W.J. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology*, 6: 751–765. 2000.
- González, G & Seastedt, T.R. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology*, 82: 955–964. 2001.
- Heneghan, L.; Coleman, D.C.; Zou, X.; Crossley Jr., D.A. & Haines, B.L. Soil microarthropod community structure and litter decomposition dynamics: a study of tropical and temperate sites. *Applied Soil Ecology*, 9: 33–38. 1998.
- Heneghan, L.; Coleman, D.C.; Zou, X.; Crossley Jr., D.A. & Haines, B.L. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical-temperate comparisons of a single substrate. *Ecology*, 80 (6):1873–1882. 1999.
- Herborn, J.L. & Congdon, R.A. Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in North Queensland wet tropical rain forest. III. Nutrient returns to forest floor through litterfall. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 217–229. 1998.
- Hernández, I.M.; Gallardo, J.F. & Santa Regina, I. Dynamic of organic matter in forests subject to Mediterranean semi-arid climate in the Duero basin (Spain): litter production. *Acta Oecologica*, 13: 55–65. 1992.
- Hernández, M.I.M. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da Caatinga Paraibana, Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 11(3): 356–364. 2007.
- Iannuzzi, L.; Maia, A.C.D. & Vasconcelos, S.D. Ocorrência e sazonalidade de coleópteros buprestídeos em uma região de caatinga nordestina. *Biociências*, 14: 174–179. 2006.
- Isaac, S.R. & Nair, M.A. Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India. *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 1656–1664. 2005.
- Kumssa, D.B.; Aarde, R.J.V. & Wassenaar, T.D. The regeneration of soil microarthropod assemblages in a rehabilitating coastal dune forest at Richards Bay, South Africa. *African Journal of Ecology*, 42: 346–354. 2004.
- Lavelle, P. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27: 93–132. 1997.
- Lavelle, P.; Blanchart, E.; Martin, A.; Martin, S.; Toutain, F.; Barois, I.; Spain, A. & Schaefer, R. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: Application to soil in the humid tropics. *Biotropica*, 25 (2):130–150. 1993.

Lavelle, P.; Decaëns, T.; Aubert, M.; Barot, S.; Blouin, M.; Bureau, F.; Margerie, P.; Mora, P. & Rossi, J.P. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42 (1): 3–15. 2006.

Leal, I.R.; Silva, J.M.C.; Tabarelli, M. & Lacher, T.E. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 19 (3): 701–706. 2005.

Maass, J.M., Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.). *Seasonally dry forests*. Cambridge: Cambridge University Press. 399–422. 1995.

MacKay, W.P.; Loring, S.J.; Zak, J.C.; Silva, S.; Fisher, F.M. & Whitford, W.G. Factors affecting loss in mass of creosotebush leaf litter on the soil surface in the Northern Chihuahuan Desert. *Southwestern Naturalist*, 39: 78–82. 1994.

Martínez-Yrizar, A. Biomass distribution and primary productivity of tropical dry forests. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.). *Seasonally dry forests*. Cambridge: Cambridge University Press. 326–345. 1995.

Martínez-Yrizar, A. *Tasas de descomposición de materia orgánica foliar de especies arbóreas de selvas en clima estacional*. Tesis (Licenciatura en Biología). Cidade do Mexico: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 1980.

Martínez-Yrizar, A.; Núñez, S. & Búrquez, A. Leaf litter decomposition in a southern Sonoran Desert ecosystem, northwestern Mexico: Effects of habitat and litter quality. *Acta Oecologica*, 32: 291–300. 2007.

Meentemeyer, V. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 59: 465–472. 1978.

Melillo, J.M.; Aber, J.D. & Muratore, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63: 621–623. 1982.

Montaña, C.; Ezcurra, E.; Carrillo, A. & Delhoume, J.P. The decomposition of litter in grasslands of northern Mexico: a comparison between arid and non-arid environments. *Journal of Arid Environments*, 14: 55–60. 1988.

Montañez-Escalante, P.I. *Producción de hojarasca y aporte de nutrimentos en los huertos familiares de Hocabá y Sahcabá, Yucatán, México*. Tesis (Maestría en Ciencias Agropecuarias y Manejo de Recursos Naturales Tropicales) Mérida: Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. 110 p. 1998.

Mooney, H.A. Primary production in Mediterranean-climate regions. In: Di Castri, F.; Goodall, D.W. & Specht, R.L. (Eds.). *Ecosystems of the world. II. Mediterranean-type shrublands*. New York: Elsevier Scientific. 249–255. 1981.

Moorhead, D.L. & Reynolds, J.F. Mechanisms of surface litter mass loss in the northern Chihuahuan Desert: a reinterpretation. *Journal of Arid Environments*, 16: 157–163. 1989.

Moorhead, D.L.; Currie, B.; Rastetter, E.; Parton, W. & Harmon, M.E. Climate and litter quality controls on decomposition: an analysis of modeling approaches. *Global Biogeochemical Cycles*, 13 (2): 575–589. 1999.

- Moretto, A.S.; Distel, R.A. & Didoné, N.G. Decomposition and nutrient dynamic of leaf litter and roots from palatable and unpalatable grasses in a semi-arid grassland. *Applied Soil Ecology*, 18 (1): 31–37. 2001.
- Moura, F.M.S.; Vasconcellos, A.; Araujo, V.F.P. & Bandeira, A.G. Feeding habit of *Constrictotermes cyphergaster* (Isoptera, Termitidae) in an area of Caatinga, Northeast Brazil. *Sociobiology*, 48: 21–26. 2006a.
- Moura, F.M.S.; Vasconcellos, A.; Araujo, V.F.P. & Bandeira, A.G. Seasonality in foraging behaviour of *Constrictotermes cyphergaster* (Termitidae, Nasutitermitinae) in the Caatinga of northeastern Brazil. *Insectes Sociaux*, 53: 1–8. 2006b.
- Murphy, P.G. & Lugo, A.E.J. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17 (1): 67–88. 1986.
- O'Neill, E.G.; Johnson, D.W.; Ledford, J. & Todd, D.E. Acute seasonal drought does not permanently alter mass loss and nitrogen dynamics during decomposition of red maple (*Acer rubrum* L.) litter. *Global Change Biology*, 9: 117–123. 2003.
- Olson, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 42: 322–331. 1963.
- Petersen, H. & Luxton, M. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos*, 39: 287–388. 1982.
- Prado, D. As caatingas da América do Sul. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. (Eds.). *Ecologia e conservação da caatinga*. Recife: Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco. 3–73. 2003.
- PROCLIMA. Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste. *Balanco Hídrico: Banco de dados*. Disponível em: <http://www6.cptec.inpe.br/proclima2/balanco_hidrico/balancohidrico.shtml>. Acesso em: Dezembro de 2011.
- Raich, J.W. & Schlesinger, W.H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus*, 44(2): 81–99. 1992..
- Riutta, Terhi; Slade, E.M.; Bebbler, D.P.; Taylor, M.E.; Malhi, Y.; Riordan, P.; MacDonald, D.W. & Morecroft, M.D. Experimental evidence for the interacting effects of forest edge, moisture and soil macrofauna on leaf litter decomposition. *Soil Biology & Biochemistry*, 49: 124–131. 2012.
- Robertson, J.B. & Van Soest, P.J. The detergent system of analysis and its application to human foods. In: James, W.P.T. & Theander, O. (Eds.). *The analysis of dietary fiber in food*. New York: Mareei Dekker. 123–158. 1981.
- Romanyà, J.; Casals, P.; Cortina, J.; Bottner, P.; Coûteaux, M.M. & Vallejo, V.R. CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. II. Effects of soil fauna and surface stoniness. *Biogeochemistry*, 48: 283–306, 2000.
- Salamanca, E.F.; Kaneko, N. & Katagiri, S. Rainfall manipulation effects on litter decomposition and the microbial biomass of the forest floor. *Applied Soil Ecology*, 22: 271–281. 2003.

- Santana, J.A.S. *Estrutura fitossociológica, produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de Caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte*. Tese (Doutorado em Agronomia). Areia: Universidade Federal da Paraíba. 184 p. 2005.
- Schaefer, D.; Steinberger, Y. & Whitford, W.G. The failure of nitrogen and lignin control of decomposition in a North American desert. *Oecologia*, 65: 382–386. 1985.
- Schwinning, S. & Sala, O.E. Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. *Oecologia*, 141: 211–220. 2004.
- Schwinning, S.; Starr, B.I. & Ehleringer, J.R. Dominant cold desert plants do not partition warm season precipitation by event size. *Oecologia*, 136: 252–260. 2003.
- Seastedt, T.R. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology*, 29: 25–46. 1984.
- Setälä, H. & Huhta, V. Soil fauna increase *Betula pendula* growth: laboratory experiments with coniferous forest floor. *Ecology*, 72: 665–671. 1991.
- Silver, W.L. & Miya, R.K. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*, 129 (3): 407–419. 2001.
- Singh, J.S. & Gupta, R.S. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Revista de Botanica*, 43: 499–528. 1977.
- Singh, J.S., Raqhubanshi, A.S.; Singh, R.S. & Srivastava, S.C. Microbial biomass acts as a source of plant nutrient in dry tropical forest and savanna. *Nature*, 338: 499–500. 1989.
- Souto, P.C. *Acumulação e decomposição da serrapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de caatinga na Paraíba, Brasil*. Tese (Doutorado em Agronomia). Areia: Universidade Federal da Paraíba. 145 p. 2006.
- Stafsoft. *Statistic*. Version 5.0. Inc. Tulsa. EUA . 1995.
- Staley, J.T.; Hodgson, C.J.; Mortimer, S.R.; Morecroft, M.D.; Masters, G.J.; Brown, V.K. & Taylor, M.E. Effects of summer rainfall manipulations on the abundance and vertical distribution of herbivorous soil macro-invertebrates. *European Journal of Soil Biology*, 43: 189–198. 2007.
- Stark, J.M. & Firestone, M.K. Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 61: 218–221. 1995.
- Swift, M.J.; Heal, O.W. & Anderson, J.M. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Oxford: Blackwell. 372 p. 1979.
- Taylor, A.R. & Wolters, V. Responses of oribatid mite communities to summer drought: the influence of litter type and quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 2117–2130. 2005.
- Trofymow, J.A.; Moore, T.R.; Titus, B.; Prescott, C.; Morrison, I.; Siltanen, M.; Smith, S.; Fyles, J.; Wein, R.; Camiré, C.; Duschene, L.; Kozak, L.; Kranabetter, M. & Visser, S. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal of Forestry Research*, 32 (5): 789–804. 2002.
- Vasconcellos, A.; Andrezza, R.; Almeida, A.M.; Araújo, H.F.P.; Oliveira, E.S. & Oliveira, U. Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 54(3): 471–476. 2010.

Vasconcelos, H.L. & Laurance, W.F. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia*, 144: 456–462. 2005.

Vitousek, P.M. & Sanford, R.L. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 137–167. 1986.

Vossbrinck, C.R.; Coleman, D.C. & Woolley, T.A. Abiotic and biotic factors in litter decomposition in a semiarid grassland. *Ecology*, 60 (2): 265–271. 1979.

Wall, D. H.; Bradford, M.A.; St M.G., John; Trofymow, J.A; Behan-Pelletier, V.; Bignell, D.D.E.; Dangerfield, J.M.; Parton, W.J.; Rusek, J.; Voigt, W.; Wolters, V.; Gardel, H.Z.; Ayuke, F.O.; Bashford, R.; Beljakova, O.I.; Bohlen, P.J.; Brauman, A.; Flemming, S.; Henschel, J.R.; Johnson, D.L.; Jones, T.H.; Kovarova, M.; Kranabetter, J.M.; Kutny, L.; Lin, K.C.; Maryati, M.; Masse, D.; Pokarzhevskii, A.; Rahman, H.; Sabara, M.G.; Salamon, J. A.; Swift, M.J.; Varela, A.; Vasconcelos, H. L.; White, D.; Zou, X.M. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. *Global Change Biology*, 14: 2661–2677. 2008.

Wallwork, J.A. *Ecology of soil animals*. New York: McGraw-Hill. 283 p. 1970.

Wardle, D.A. & Lavelle, P. Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. In: Cadisch, G. & Giller, K.E. (Eds.). *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. Cambridge: CAB International. 107–124. 1997.

Warren, M.W. & Zou, X. Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 170: 161–171. 2002.

Whitford, W.G. & Parker, L.W. Contributions of soil fauna to decomposition and mineralization processes in semiarid and arid ecosystems. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 3 (2):199–215. 1989.

Whitford, W.G. *Ecology of desert systems*. San Diego: Academic Press, Elsevier Science Imprint. 343 p. 2002.

Whitford, W.G. The importance of the biodiversity of soil biota in arid ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 5: 185–195. 1996.

Wolters, V. & Ekschmitt, K. Gastropods, Isopods, Diplopods and Chilopods: neglected groups of the decomposer food web. In: Benckiser G. (Ed.). *Fauna in soil ecosystems: recycling processes, nutrient fluxes, and agricultural production*. New York: CRC Press; 1st Edition. 265–306. 1997.

WorldClim. *Banco de dados*. Disponível em: <<http://www.worldclim.org/bioclim>>. Acesso em: Dezembro de 2011

Xin, W.D.; Yin, X.Q. & Song, B. Contribution of soil fauna to litter decomposition in Songnen sandy lands in northeastern China. *Journal of Arid Environments*, 77: 90–95. 2012.

Xu, X. & Hirata, E. Decomposition patterns of leaf litter of seven common canopy species in a subtropical forest: N and P dynamics. *Plant and Soil*, 273 (1): 279–289. 2005.

Xuluc-Tolosa, F.J.; Vester, H.F.M.; Ramírez-Marcial, N.; Castellanos-Albores, J. & Lawrence, D. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 174: 401–412. 2003.

Yang, X. & Chen, J. Plant litter quality influences the contribution of soil fauna to litter decomposition in humid tropical forests, southwestern China. *Soil Biology & Biochemistry*, 41: 910–918. 2009.

Zhang, Q. & Zak, J.C. Effects of Gap Size on Litter Decomposition and Microbial Activity in a Subtropical Forest. *Ecology*, 76: 2196–2204. 1995.

Apêndice

Apêndice 1

Tabela 1a: Fitomassa estimada para Flores Tropicais Secas da América Latina.

País	Local	Tipo de Floresta	Latitude	Longitude	Média Anual de Precipitação (mm)	Duração (meses)	Serrapilheira (kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Referência
México	Sierra Huautla, Morelos	Decídua	18°28'S	99°01'W	851	12	4200	Saynes <i>et al.</i> 2005*
Porto Rico	Guánica	Decídua	16°66'S	66°92'W	860	12	4800	Lugo & Murphy 1986*
	Guánica	Decídua	16°66'S	66°92'W	861		2900	Cintrón & Lugo 1990*
Costa Rica	Palo Verde	Decídua	10°26'S	85°23'W	1500	Vários	8200	Gessel <i>et al.</i> 1980*
Venezuela	Calabozo	Decídua	8°48'S	*	1330	*	8200	Medina & Zewler 1972*
Brasil	Cuiabá	Semi-decídua	15°42'S	56°06'W	1380	12	7700	Haase & Hirroka 1998*
Brasil	Serra do Japi	Semi-decídua	23°12'S	46°53'W	1340	12	8500	Morellato 1992*
Brasil	Fazenda Almas	Decídua	7°28'S	36°52'W	575	12	4215	Presente estudo
	"	"	"	"	"	12	4790	Presente estudo
Brasil	Fazenda Moreiras	Decídua	7°23'S	36°24'W	390	12	3037	Presente estudo
	"	"	"	"	"	12	3377	Presente estudo

*Fonte: Jaramillo *et al.* 2010

Tabela 1b: Fitomassa estimada para áreas de Caatinga no Nordeste brasileiro.

Local	Município	Caatinga	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Precipitação (mm)	Duração (meses)	Serrapilheira (kg.ha ⁻¹)	Referência
Fazenda Almas (RPPN)	São José dos Cordeiros - PB	Hiperxerófila	7°28'S	36°52'W	720	719	12	4215	Presente estudo
						1175	"	4790	
Fazenda Moreiras	São João do Cariri - PB	Hiperxerófila	7°23'S	36°24'W	458	786	12	3037	Presente estudo
						1008	"	3377	
Estação Ecológica do Seridó (EsEc-Seridó)	Serra Negra do Norte - RN	Hiperxerófila	6°35'S	37°20' W	249	734	12	2069	Santana & Souto 2011
Reserva do IFCE	Iguatu - CE	Hiperxerófila	6°23'S	39°15' W	217	1484	12	2855	Lopes et al. 2009
Fazenda Tamanduá (RPPN)	Santa Terezinha - PB	Hiperxerófila	7°0'S	37°23'W	240	476	12	2989	Souza 2009
						1248	"	1443	
						1251	"	2369	
Fazenda Tamanduá (RPPN)	Santa Terezinha - PB	Hiperxerófila	7°2'S	37°26'W	240	987	12	2284	Andrade et al. 2008
FLONA	Açu - RN	Hiperxerófila	5°34'S	36°54'W	100	543	12	2985	Costal et al. 2007
Fazenda Tamanduá (RPPN)	Santa Terezinha - PB	Hiperxerófila	7°2'S	37°26'W	240	806	10	899	Alves et al. 2006
Fazenda Tamanduá (RPPN)	Santa Terezinha - PB	Hiperxerófila	7°2'S	37°26'W	240	831	12	1291	Souto 2006
		Hiperxerófila				659	"	1948	

Apêndice 2

Tabela IV. Espécies do estrato arbustivo-arbóreo encontradas no levantamento fitossociológico realizado na Estação Experimental de São João do Cariri e seus parâmetros fitossociológicos. NI= Número total de indivíduos da espécie; AB= Área basal; DR= Densidade Relativa; FR= Frequência Relativa; DoR= Dominância Relativa; VI= Valor de Importância; VC= Valor de Cobertura.

Espécie	Ni	AB (m ² /ha)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	VI	VC
<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	108	7,12	35,53	33,06	59,28	127,88	94,81
<i>Croton sonderianus</i>	66	0,89	21,71	24,79	7,41	54,91	29,12
<i>Combretum leprosum</i>	62	0,79	20,39	10,74	6,57	37,70	26,96
<i>Jatropha mollissima</i>	30	0,56	9,87	15,70	4,66	30,23	14,53
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	17	0,86	5,59	4,13	7,16	16,88	12,75
<i>Tacinga palmadora</i>	10	0,30	3,29	4,13	2,49	9,91	5,78
<i>Pilosocereus gounellei</i>	3	0,17	0,97	2,48	1,41	4,86	2,38
<i>Commiphora leptophloeos</i>	2	0,72	0,66	1,65	5,99	8,30	6,65
<i>Pilosocereus pachycladus</i>	1	0,16	0,33	0,82	0,13	1,28	0,46
<i>Mimosa tenuiflora</i>	1	0,42	0,33	0,82	3,49	4,64	3,82
<i>Combretum hilarianum</i>	1	0,01	0,33	0,82	0,09	1,24	0,42
Indeterminada	3	0,15	0,97	0,82	1,25	3,04	2,22
	Σ 304	12,01	100	100	100	300	200

Fonte: Barbosa *et al.* (2007)

Tabela V. Espécies do estrato arbustivo-arbóreo encontradas no levantamento fitossociológico realizado na RPPN Fazenda Almas e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de Valor de Importância. NI= Número total de indivíduos da espécie; F= Frequência; AB= Área basal; DR= Densidade Relativa; FR= Frequência Relativa; DoR= Dominância Relativa; VI= Valor de Importância; VC= Valor de Cobertura.

Espécie	NI	F	AB (m ²)	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	VI	VC
<i>Croton sonderianus</i>	568	50	1,8399	29,28	12,53	21,73	63,54	51,01
<i>Caesalpinia pyramidalis</i>	117	48	1,9342	6,03	12,03	22,85	40,91	28,88
<i>Manihot catingae</i>	319	48	0,5502	16,44	12,03	6,50	34,97	22,94
<i>Bauhinia cheilantha</i>	161	42	0,3785	8,30	10,53	4,47	23,30	12,77
<i>Mimosa tenuiflora</i>	139	29	0,5421	7,16	7,27	6,40	20,84	13,57
<i>Combretum leprosum</i>	100	30	0,4937	5,15	7,52	5,83	18,50	10,99
<i>Piptadenia stipulacea</i>	172	15	0,4652	8,87	3,76	5,49	18,12	14,36
<i>Commiphora leptophloeos</i>	85	29	0,4697	4,38	7,27	5,55	17,20	9,93
<i>Croton sp.</i>	118	24	0,3705	6,08	6,02	4,38	16,47	10,46
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	16	13	0,6462	0,82	3,26	7,63	11,72	8,46
Indeterminada 1	35	19	0,2214	1,80	4,76	2,61	9,18	4,42
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	66	14	0,1693	3,40	3,51	2,00	8,91	5,40
Indeterminada 2	20	15	0,0666	1,03	3,76	0,79	5,58	1,82
<i>Cereus jamacaru</i>	11	10	0,1523	0,57	2,51	1,80	4,87	2,37
<i>Spondias tuberosa</i>	2	2	0,1064	0,10	0,50	1,26	1,86	1,36
<i>Pilosocereus gounellei</i>	4	4	0,0299	0,21	1,00	0,35	1,56	0,56
<i>Amburana cearensis</i>	2	2	0,0182	0,10	0,50	0,21	0,82	0,32
Leguminosae subfam. Mimosoideae	2	2	0,0047	0,10	0,50	0,06	0,66	0,16
<i>Pseudobombax marginatum</i>	2	2	0,0047	0,10	0,50	0,05	0,66	0,16
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1	1	0,0024	0,05	0,25	0,03	0,33	0,08
Σ	1940		8,4661	100	100	100	300	200

Fonte: Barbosa et al. (2007)