



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA**

EMANOEL LIMA MARTINS

**VARIAÇÃO SAZONAL DE ESTOQUES E FLUXOS DE NUTRIENTES EM
ÁREAS SOB CAATINGA E PASTAGEM EM SOLO DA REGIÃO SEMIÁRIDA**

**AREIA
2012**

EMANOEL LIMA MARTINS

**VARIAÇÃO SAZONAL DE ESTOQUES E FLUXOS DE NUTRIENTES EM
ÁREAS SOB CAATINGA E PASTAGEM EM SOLO DA REGIÃO SEMIÁRIDA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Manejo de Solo e Água

Orientadora: Prof^a. Dr^a Vânia da Silva Fraga

Coorientador: PhD Ignacio Hernan Salcedo

AREIA

2012

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

M386v Martins, Emanuel Lima.

Varição sazonal de estoques e fluxos de nutrientes em áreas sob caatinga e
pastagem em solo da região Semiárida. / Emanuel Lima Martins. - Areia:
UFPB/CCA, 2012.

73 f. : il.

*Dissertação (Mestrado em Manejo de Solos e Água) - Centro de Ciências
Agrárias. Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2013.*

Bibliografia.

Orientador (a): Vânia da Silva Fraga.

Co-orientador (a): Ignácio Hernan Salcedo.

*1. Ciclagem de nutrientes 2. Serrapilheira. 3. Matéria orgânica I. Fraga, Vânia
da Silva (Orientadora) II. Título.*

UFPB/CCA

CDU: 634.4(043.3)

EMANOEL LIMA MARTINS

**VARIAÇÃO SAZONAL DE ESTOQUES E FLUXOS DE NUTRIENTES EM
ÁREAS SOB CAATINGA E PASTAGEM EM SOLO DA REGIÃO SEMIÁRIDA**

Aprovada em 28/09/2012

BANCA EXAMINADORA



Prof.ª Dr.ª Vânia da Silva Fraga

DSER/CCA/UFPB

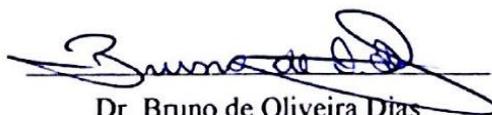
Orientadora



PhD. Marcelo Ferreira Fernandes

CPATC/EMBRAPA

Examinador



Dr. Bruno de Oliveira Dias

PNPD/CCA/UFPB

Examinador

AGRADECIMENTOS

Aos orientadores e amigos Vânia da Silva Fraga e Ignácio Hernan Salcedo pela paciência e os ensinamentos.

Ao pesquisador Marcelo Fernandes, ao José Guedes, ao Silvano e a todo o pessoal que me recebeu na Embrapa tabuleiros costeiros pelo companheirismo e a grande contribuição com este trabalho.

Ao CNPq pelo apoio financeiro e a CAPES pela bolsa de mestrado.

À Empresa Paraibana de Pesquisa Agropecuária pela concessão da área experimental.

À minha família, meus pais Josefa e Antônio, meus irmãos Francisco (*In memoriam*) Regina e João Batista, minha cunhada Luzivânia e meus sobrinhos Raquel, Ismael e Sara que são a minha luz e inspiração para continuar nesse caminho.

Ao amigo Laerte Amorim pelo companheirismo e a grande contribuição durante a execução deste trabalho.

Aos amigos Tadeu Montenegro, Jhonny Vendrúsculo e Tiago Ribeiro pela grande contribuição com a classificação do solo e ao Prof. Gutemberg pela disposição no levantamento planialtimétrico da área de estudo.

Aos colegas PPMSA, Augusto César, Breno, Cleiton, Dylamarck, Elane, Gutemberg, João, Jhonny, Manoel Euba, Renata, Tadeu, Tiago, Walda pelo companheirismo e a convivência harmoniosa durante o curso.

Aos companheiros do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo, Alex, Augusto Falcão, Bruno, Isabela Aguiar, Isabella, Janiely, Max, Mírian, Raphael, Renato, Tiago Raposa e agregados pelas contribuições e a convivência.

À minha família, em especial à minha mãe Josefa e
ao meu irmão Francisco (*In memoriam*)

DEDICO

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1 O bioma caatinga.....	13
2.2 Produção de serapilheira	14
2.3 Ciclagem de nutrientes.....	15
2.4 Indicadores biológicos de qualidade do solo	16
2.4.1 Atividade biológica do solo	16
2.4.2 Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo	17
2.4.3 Comunidade microbiana do solo.....	19
3 CAPÍTULO I.....	22
3.1 INTRODUÇÃO.....	24
3.2 METODOLOGIA.....	25
3.2.1 Caracterização da área experimental.....	25
3.2.2 Produção de serapilheira.....	27
3.2.3 Análises químicas.....	28
3.2.4 Análises estatísticas.....	28
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
3.4 CONCLUSÃO.....	35
4 CAPÍTULO II.....	36
4.1 INTRODUÇÃO.....	38
4.2 METODOLOGIA.....	40
4.2.1 Caracterização da área experimental.....	40
4.2.2 Análises químicas e físicas do solo.....	41
4.2.3 Atividade biológica do solo	42
4.2.4 Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo	43
4.2.5 Caracterização da comunidade microbiana do solo	44
4.2.6 Análises estatísticas.....	44
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	46

4.3.1 Atividade biológica do solo	46
4.3.2 Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo	51
4.3.3 Comunidade microbiana do solo.....	54
4.4. CONCLUSÃO.....	61
REFERENCIAS	62

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Precipitação mensal acumulada e temperatura média do ar no período de fevereiro de 2011 a janeiro de 2012 na área experimental,26
- Figura 2: Variação média (n=6) mensal erro padrão da média da deposição de serapilheira (kg ha⁻¹) durante os 12 meses em área de caatinga arbustiva-arbórea preservada, em região semiárida na Paraíba.....31
- Figura 3: Mapa de relevo plano altimétrico georreferenciado do solo sob pastagem na Fazenda Pendências, município de Soledade, PB.41
- Figura 4: Valores médios (n=3) de emissão de C-CO₂ e erro padrão no período de fevereiro (2011) a janeiro (2012) em áreas caatinga arbustiva e arbórea em um Planossolo nátrico em região semiárida na Paraíba.....46
- Figura 5: Valores médios (n=3) de emissão de C-CO₂ e erro padrão no período de fevereiro (2011) a janeiro (2012) em áreas de pastagem alta e baixa em um Planossolo nátrico em região semiárida na Paraíba.....47
- Figura 6: Emissão acumulada de C-CO₂ em áreas de caatinga, sob um Planossolo natrico, durante o período 353 dias de avaliação.....49
- Figura 7: Emissão acumulada de C-CO₂ em áreas de pastagens degradadas sob um Planossolo natrico durante o período 353 dias de avaliação.....50
- Figura 8: Carbono da Biomassa Microbiana do Solo em áreas de pastagem e Caatinga em um Planossolo nátrico na região semiárida na Paraíba.....52
- Figura 9: Nitrogênio da Biomassa Microbiana do Solo em áreas de pastagem e Caatinga em um Planossolo nátrico na região semiárida na Paraíba.....53
- Figura 10: Relação entre as estruturas das comunidades microbianas do solo sob diferentes vegetações (a), em diferentes meses de amostragem (b) e comparação das vegetações nas épocas de amostragem.....55
- Figura 11: Concentrações (mol %) de diferentes ácidos graxos marcadores de grupos microbianos em amostras de solo sob vegetações de caatinga aberta (CA), caatinga fechada (CF), pastagem alta (PA) e pastagem baixa (PB). Médias com mesma letra não diferem entre si pelo teste de Bonferroni (p < 0,05).60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização química de um Planossolo Nátrico em área de caatinga arbóreo-arbustiva em região semiárida na Paraíba.....	26
Tabela 2: Deposição média (n=6) de serapilheira em kg ha ⁻¹ em área de caatinga arbustiva-arbórea preservada em região semiárida na Paraíba.....	29
Tabela 3: Estoque de serapilheira em kg há ⁻¹ em área de caatinga arbustiva-arbórea preservada em região semiárida na Paraíba.....	32
Tabela 4: Teores médios (n=6) de Carbono, Nitrogênio e Fósforo da serapilheira depositada em área de caatinga arbustiva-arbórea em região semiárida na Paraíba.....	33
Tabela 5: Teores médios (n=6) de Carbono, Nitrogênio e Fósforo do estoque de serapilheira em área de caatinga arbustiva-arbórea, na região semiárida da Paraíba.....	34
Tabela 6: Caracterização química e física de um Planossolo Nátrico em áreas de pastagem e caatinga em região semiárida na Paraíba.....	42
Tabela 7: Valores médios (n=6) mensais de emissão de C-CO ₂ durante o período chuvoso e seco em áreas de pastagem e caatinga no município de Soledade, PB (meses) tipo de solo.....	48
Tabela 8: Coeficientes de correlação entre emissão de C-CO ₂ e variáveis ambientais em um Planossolo nátrico sob pastagem alta (PA) e baixa (PB) e caatinga arbustiva (CA) e arbórea (CF) na região semiárida.....	51
Tabela 9: Coeficientes de correlação entre as porcentagens molares de ácidos graxos biomarcadores de grupos microbianos e os escores das amostras de solo nos eixos da ordenação por NMS.....	57
Tabela 10: Coeficientes de correlação entre as variáveis climáticas relativas ao mês antecedente à coleta das amostras e os escores das amostras de solo nos eixos da ordenação por NMS.....	58

RESUMO

O bioma caatinga apresenta diversidade maior que qualquer bioma em clima semiárido. No entanto, boa parte deste bioma vem sendo desmatado, o que tem causado redução da fertilidade do solo, que depende diretamente da ciclagem de nutrientes da serapilheira. O uso de indicadores biológicos sensíveis às mudanças ocorridas no uso do solo são fundamentais para o conhecimento da velocidade de decomposição da serapilheira. Objetivou-se quantificar a produção, estoque e decomposição de serapilheira em área de caatinga arbustiva arbórea e avaliar os seguintes atributos microbiológicos: atividade biológica, biomassa microbiana e a estrutura da comunidade microbiana do solo durante a estação seca e estação chuvosa, em duas áreas de pastagem e em duas áreas de caatinga no semiárido paraibano. O trabalho foi desenvolvido na estação experimental da Emepa no município de Soledade-PB durante 12 meses. Foram instalados coletores para acompanhar a deposição e o estoque de serapilheira na área de caatinga e para o estudo dos atributos biológicos foram realizadas coletas de solo em duas áreas de caatinga, arbustiva (CA) e arbórea (CF) e duas áreas de pastagem sob duas posições no relevo, pastagem alta (PA) e baixa (PB). Foram quantificados os teores de C, N e P da serapilheira, a emissão de CO₂ pelo método estático de câmara fechada, Carbono (CBM) e Nitrogênio (NBM) da biomassa microbiana do solo, pelo método de fumigação extração e a estrutura da comunidade microbiana do solo, por meio de análise do perfil de ácidos graxos microbianos pelo método de quantificação de ácidos graxos de ligação éster (ELFA). A maior produção de serapilheira na caatinga ocorreu no final da estação chuvosa e início da estação seca, enquanto que o maior aporte de C e N da serapilheira ocorre na estação chuvosa. As relações C/N e C/P encontradas tanto para deposição quanto para o estoque de serapilheira foram muito altas. A evolução média de C-CO₂ de forma geral foi superior nas áreas de caatinga em todas as épocas de amostragem. A maior densidade da vegetação, nas áreas de caatinga, e a posição mais baixa no relevo nas áreas de pastagem influenciaram positivamente o conteúdo de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo. A comunidade microbiana do solo foi modificada pelo uso do solo e o tipo de vegetação e mostrou correlação com variáveis ambientais, as maiores concentrações de marcadores de bactérias e actinomicetos ocorreram nas áreas de caatinga, enquanto que nas pastagens houve predominância de fungos e fungos micorrízico arbusculares nas áreas de pastagem.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes. Coletores de serapilheira. Indicadores biológicos. Matéria orgânica.

ABSTRACT

The caatinga biome has greater diversity than any biome in semiarid climate. However, much of this biome has been deforested, which caused reduction of soil fertility, which depends directly on the nutrient cycling of litterfall. The use of biological indicators sensitive to changes in land use are critical for understanding the decomposition rate of litter. This study aimed to quantify the production, stock and decomposition of litter in the area of caatinga trees and shrubs evaluate the microbiological following attributes: biological activity, microbial biomass and microbial community structure of soil during the dry season and wet season grazing areas in two and two areas in the semiarid caatinga Paraiba. The study was conducted at the experimental station of the Emepa in Soledade-PB for 12 months. Collectors were installed to monitor the deposition and stock litter from caatinga. To study the biological attributes of soil were collected in two areas of caatinga, scrub (CA) and arboreal (CF) and two grassland areas in two positions in relief, high pasture (PA) and low (PB). We quantified the levels of C, N and P litter, the emission of CO² by the method of static closed chamber carbon (MBC) and nitrogen (NBM) of soil microbial biomass by fumigation extraction method and structure of the microbial community soil by analysis of microbial fatty acid profile by the method of quantification of ester linked fatty acid (ELFA). The largest litter production in the savanna occurred in the late rainy season and early dry season, while the higher amount of C and N of litter occurs in the rainy season. Ratios of C/N and C/P found for both deposition and for the stock of litter were very high. The average change of CO²-C was generally higher in areas of scrub at all sampling times. The highest density of vegetation in the areas of caatinga, and lowest position in relief in the pastures positively influenced the carbon and nitrogen content of the soil microbial biomass microbial community was altered by land use and vegetation type and correlated with environmental variables, the highest concentrations of markers of bacteria and actinomycetes occurred in the Caatinga, while on grassland predominated arbuscular mycorrhizal fungi and fungi in the pastures.

Keywords: nutrient cycling, litter collectors, biological indicators, organic matter.

1 INTRODUÇÃO

O bioma caatinga estende-se por todos os estados da região nordeste, ocupando uma área de 982.6 km² (Angelotti, 2009). Embora seja caracterizada por um regime pluviométrico irregular, com longos períodos de seca durante o ano e concentração das chuvas nos primeiros meses do ano, a caatinga, apresenta uma diversidade maior que qualquer outro bioma do mundo, sob as mesmas condições de clima e de solo (Brasil, 2002). Porém, está entre os biomas brasileiros mais degradados pelo homem, que utiliza de práticas inadequadas para exploração do bioma, afetando indiretamente o equilíbrio nutricional do solo, necessário para a manutenção dos ecossistemas naturais.

A ciclagem de nutrientes é a principal via de fornecimento de nutrientes ao solo em florestas sazonais, variando em teores e formas entre os diferentes tipos de ecossistemas (Cole & Rapp, 1981). Sendo o aporte de nutrientes ao solo feito por meio do processo de decomposição e mineralização do material orgânico, denominado serapilheira, acumulado sobre o solo que sofre ação dos organismos edáficos, culminando com a transferência de nutrientes para o solo e, posteriormente, parte deles, para as plantas (Souto, 2006). Assim, a serapilheira é um importante componente dentro do processo de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais (Golley et al., 1978). Além de ser um indicador de produtividade da vegetação importante para o conhecimento da dinâmica dos nutrientes no solo (Sampaio & Silva, 1996).

A dinâmica dos nutrientes no solo está diretamente associada à atividade microbiana e à taxa de decomposição e mineralização do material orgânico adicionado ao solo via serapilheira. A atividade dos microrganismos medida pela respiração microbiana, juntamente com a biomassa microbiana são os fatores mais sensíveis aos fatores abióticos no solo e considerados os melhores indicadores dos processos de decomposição e mineralização do material orgânico (Kieft & Rosacker, 1991). A medição da atividade microbiana, segundo Ellert & Gregorich (1995), possibilita a estimativa do carbono mineralizável a partir do C-CO₂ evoluído.

A atividade biológica, assim como a biomassa microbiana do solo associadas à temperatura elevada e à precipitação, aumenta a liberação de C-CO₂, especialmente na camada superficial do solo onde a comunidade microbiana está mais presente. Um maior valor da respiração microbiana deve-se à maior reciclagem da comunidade microbiana, que necessita de um maior consumo de energia para sua sobrevivência (Leite et al, 1995). Além disso, o conhecimento da estrutura da comunidade microbiana

torna-se bastante relevante, uma vez que por meio desse indicador pode-se conhecer a dinâmica do ecossistema e as inter-relações entre organismos de diferentes níveis trófico indicando o nível de distúrbio ao qual sistema tem sido submetido (Johnsen et al., 2001).

Nas regiões semiáridas o conhecimento dos fatores responsáveis pelo equilíbrio do ecossistema é de grande importância para o manejo do solo. Segundo Drumond et al. (2000), a sustentabilidade do bioma caatinga, que se encontra em processo de degradação, é imprescindível para a manutenção dos recursos naturais e o estabelecimento de práticas de manejo sustentável, recuperação de áreas degradadas e manutenção da produtividade do solo. Diante disso, o desenvolvimento de estudos neste tema se faz necessário, visto que são gerados dados que possibilitam a adoção de um manejo adequado dos recursos da caatinga, permitindo um uso racional e sustentável destes.

Objetivou-se com este estudo: (i) quantificar a produção, estoque e decomposição de serapilheira em áreas de caatinga arbustiva arbórea preservada e (ii) avaliar os seguintes atributos microbiológicos: atividade biológica, biomassa microbiana e a estrutura da comunidade microbiana do solo em áreas de pastagem degradada e áreas de caatinga no semiárido paraibano.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O bioma caatinga

Em um contexto mundial a caatinga é considerada uma floresta seca tropical (Miles et al., 2006). É um dos três espaços semiáridos da América do Sul (Ab'Sáber, 2003), considerado o principal ecossistema da região nordeste brasileira, estendendo-se pelo domínio do clima semiárido numa área de 73.683.649 ha, correspondendo a 6,83% do território nacional, fazendo parte de todos os estados da região nordeste mais parte de MG (Brasil, 2002).

Uma das características marcantes da caatinga é a irregularidade do regime pluviométrico, tendo apenas duas estações bem definidas: a estação chuvosa (inverno) que dura de três a cinco meses e a estação seca (verão) que dura de sete a nove meses (Sampaio, 1995; Souto, 2006). As chuvas são torrenciais e irregulares no tempo e no espaço, provocando periodicamente a ocorrência de secas prolongadas. De acordo com Mendes (1992), apesar de apresentar uma pluviosidade média anual em torno de 500 mm, o balanço hídrico é negativo em virtude da elevada evaporação, que chega a ser quatro vezes superior à precipitação.

A vegetação típica é caracterizada pela formação de floresta seca composta de espécies xerófilas de porte arbóreo, arbustivo e herbáceo, com ampla variação de fisionomia e flora e elevada diversidade de espécies, predominando representantes de *Caesalpinaceae*, *Mimosaceae*, *Euphorbiaceae*, *Fabaceae* e *Cactaceae* (Drumond et al., 2000), constituindo uma vegetação singular cujos elementos florísticos expressam uma morfologia, anatomia e mecanismo fisiológico conveniente para resistir ao ambiente seco.

Em virtude das condições climáticas, a vegetação endêmica é ramificada, com um aspecto arbustivo, tendo folhas pequenas ou modificadas em espinhos, de modo a evitar a evapotranspiração, ocorrendo a perda de folhas na época seca (Mendes, 1992), sendo uma mistura de estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo de pequeno porte, tortuosa, espinhenta e muito resistente às secas.

A vegetação é distribuída de forma irregular, contrastando áreas que se assemelham a florestas, com áreas com solo quase descoberto, nas quais os tipos de solos variam muito, especialmente em função do material de origem, ocorrendo desde solos com alto grau de intemperização até solos jovens, como os Latossolos, Argissolos,

Luvissolos, Planossolos, Vertissolos, Neossolos e Cambissolos, que são as ordens mais frequentes no bioma caatinga (Jacomine, 1996).

2.2 Produção de serapilheira

A camada de resíduos orgânicos que se acumula sobre o solo dos ecossistemas florestais é denominada serapilheira e, segundo Carpanezzi (1980), é constituída por folhas, gravetos, ramos, caules, cascas, frutos, flores, partes vegetais não identificadas, corpos e dejetos de animais. As folhas constituem a mais importante fração do material orgânico decíduo. Bray & Ghoran (1964) observaram participação das folhas em diferentes zonas macro ecológicas na ordem de 58 a 79% do material orgânico depositado no solo. Resultados semelhantes foram obtidos por Santana et al. (2003), Schumacher et al. (2004) e Santana (2005) estudando florestas tropicais secas.

A produção e decomposição da serapilheira são processos fundamentais para o funcionamento do ecossistema, principalmente nas florestas tropicais, situadas em solos pobres em nutrientes (Golley et al., 1978), sendo os principais fatores responsáveis pela ciclagem de nutrientes no ecossistema.

A quantidade de material orgânico depositado sobre o solo ao longo de um ano está relacionada principalmente com as condições climáticas e o tipo de vegetação (Correa et al., 2006), florestas situadas em regiões árticas ou alpinas produzem anualmente cerca de uma tonelada de serapilheira por hectare; florestas temperadas frias, 3,5 t; florestas temperadas quentes, 5,5 t; e florestas equatoriais, cerca de 11 t (Bray & Gorham, 1964). A produção de serapilheira em florestas preservadas tende a ser maior do que em sistemas agroflorestais e monoculturas, dentro de um mesmo ecossistema (Gama-Rodrigues et al., 2003).

Para a caatinga, os dados disponíveis sobre a produção de serapilheira são muito variáveis, sendo muitas vezes específicos de uma microrregião. Sampaio (1996), baseado apenas em dados da densidade de indivíduos usualmente observados em áreas de caatinga nativa, estimou que a massa de serapilheira do bioma atingiria o máximo de $3.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em áreas remanescentes de caatinga no Agreste Paraibano foi observado alta variabilidade na produção de serapilheira em diferentes anos, sendo de 5.3 e 3.9 t ha^{-1} em coletores de terra nua e plástico, respectivamente, enquanto no segundo ano os

valores foram de 2.9 em terra nua e 2.8 t ha⁻¹ no coletor plástico, atribuindo a queda na produção de serapilheira no segundo ano à redução da precipitação (Dantas, 2003).

Em trabalho desenvolvido durante dois anos consecutivos, Souto (2006) encontrou valores em torno de 3.2 t ha⁻¹ ano⁻¹ para uma área de caatinga na mesorregião no sertão paraibano. Enquanto Martins (2009) encontrou valores entre 6.5 e 20.1 t ha⁻¹ em uma caatinga preservada no município de Floresta, PE, e Amorin (2009) encontrou valores em torno de 7.1 t ha⁻¹ no município de Petrolina, PE.

2.3 Ciclagem de nutrientes

A ciclagem de nutrientes no solo é responsável pelo funcionamento adequado dos ecossistemas terrestres, sendo o conhecimento deste processo, aporte e decomposição do material orgânico, bem como dos fatores que influenciam as transformações dos mesmos no solo, possibilita a implementação de práticas de manejo sustentável de ecossistemas para recuperação de áreas degradadas e manutenção da produtividade do solo.

Segundo Vitousek & Sanford (1986), em condições naturais, os principais fatores que interferem na ciclagem de nutrientes são o clima, a composição de espécies vegetais, o comportamento fisiológico das espécies vegetais e a fertilidade do solo. Esse conjunto de fatores promove a mineralização do material orgânico presente, responsável pela liberação de nutrientes para o solo a partir da acumulação quantitativa de material orgânico pela deposição da serapilheira.

O acúmulo de nutrientes da biomassa arbórea, segundo Schumacher (1992), varia de elemento para elemento, em função dos níveis de fertilidade do solo, das características nutricionais de cada espécie e da idade da floresta. De acordo com Van Den Driessche (1984), maior proporção do conteúdo total de nutrientes na árvore é encontrada na folhagem de coníferas (20 a 25%) do que em folhosas decíduas (8 a 10%), ainda que a concentração de nutrientes nas folhas de coníferas seja mais baixa do que nas folhosas (Rodin & Bazilevich, 1967). Principalmente nas regiões tropicais e subtropicais, é fundamental que se tenha conhecimentos acerca da dinâmica dos nutrientes nos diversos compartimentos de um ecossistema florestal, para que se possa adotar um manejo que venha assegurar a sustentabilidade (Schumacher, 1996).

A produção de serapilheira e a consequente liberação de nutrientes é considerada como um dos processos mais importantes de transferência de minerais dentro dos ecossistemas (Santana, 2005)

A vegetação devolve nutrientes ao solo através da circulação de matéria representada pela deposição de serapilheira e morte de raízes, principalmente as finas (Vogt et al., 1986). A serapilheira é a principal via de transferência de carbono, nitrogênio, cálcio e fósforo; enquanto o potássio é devolvido principalmente através da precipitação interna e a forma de transferência do magnésio é considerada variável entre os diferentes tipos de florestas (Cole & Rapp, 1981).

Estudos sobre a dinâmica da serapilheira possibilitam estimar um índice de produtividade do ecossistema, fornecem informações sobre a taxa de decomposição do material decíduo, permitem quantificar o teor de nutrientes que retornam ao solo e dão também importantes informações sobre o ciclo fenológico das plantas (Proctor et al., 1983).

2.4 Indicadores biológicos de qualidade do solo

2.4.1 Atividade biológica do solo

A respiração edáfica é toda emissão de C-CO₂ proveniente da atividade das raízes e de organismos que vivem no solo. Os meios que regem esta respiração estão ligados na maioria das vezes à temperatura e à umidade, vegetação, fertilidade e tipo de solo (Rustad et al.; 2000).

Segundo Schilenter & Cleve (1985), este processo surge de pelo menos três fontes metabólicas: a respiração microbiana, das raízes e dos macro organismos. Além disso, podem ser incluídas ainda, algumas fontes não metabólicas como oxidação química dos minerais do solo (Lira, 1999) e reações com compostos fenólicos (Dec et al.; 2003).

Welsch et al (2004) verificaram que a respiração microbiana pode aumentar com o aumento da temperatura e umidade, no entanto esse efeito não foi observado em solos secos, onde normalmente a respiração é baixa. Estes dados corroboram com os de Reichstein et al (2002), estudando o efeito da temperatura e umidade em dois tipos de solos. Estes autores mostraram que sozinha, a temperatura não é capaz de aumentar os níveis de respiração edáfica se não houver uma dada umidade, e que com a diminuição

de compostos lábeis há uma diminuição desta atividade. A temperatura e a umidade, segundo Sjoergersten & Wookey (2002) são capazes de explicar apenas 60% da taxa de emissão de CO₂ pelos solos.

A respiração do solo tem sido um dos principais métodos utilizados para estimar a decomposição da serapilheira. Para Savin et al. (2001) a respiração edáfica é um método comum e simples de avaliar a atividade biológica no solo. Vanhala (2002) relata que esse é um método extensamente usado em estudos do solo, permitindo estimar a atividade microbiana total, sendo de fácil execução e custos baixos. A taxa de respiração edáfica medida no campo reflete a emissão real do CO₂ no solo florestal e tais informações podem ser usadas, por exemplo, para calcular o estoque de carbono do ecossistema.

A interpretação dos resultados da atividade biológica deve ser feita com critério, uma vez que elevados valores da respiração nem sempre indicam condições desejáveis: uma alta taxa de respiração pode significar, em curto prazo, liberação de nutrientes para as plantas e, em longo prazo, perda de carbono orgânico do solo para a atmosfera (Parkin et al., 1996).

Diversos autores (Castro & Prado, 1993; Souto et al., 2002; Assis Júnior et al., 2003) utilizaram a velocidade de produção de CO₂ para compreender melhor as funções da população decompositora e a relação com as condições ambientais. Segundo Tauk (1990), a degradação de diferentes resíduos depende das condições locais e regionais como clima, tipo de solo, vegetação, fauna e microrganismos decompositores.

2.4.2 Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo

A biomassa microbiana do solo é considerada a parte viva e mais ativa da matéria orgânica e é constituída por fungos e bactérias que atuam em processos que vão desde a formação do solo até a decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes, biorremediação de áreas contaminadas por poluentes, entre outros. Representa, em média, 2 a 5% do C orgânico (Jenkinson, 1981) e de 1 a 5% do nitrogênio (N) total do solo (Smith, 1990).

Um dos componentes que controla a decomposição, o acúmulo de matéria orgânica e as transformações envolvendo os nutrientes minerais é a biomassa microbiana. Por atuarem nos processos de mineralização/imobilização, os microrganismos do solo são considerados fonte e dreno de nutrientes (Singh et al.,

1989). Nos processos de mineralização, formas orgânicas de N, P e S na serapilheira são disponibilizadas para as plantas pela ação dos microrganismos do solo, que liberam formas inorgânicas desses elementos. Como os microrganismos também possuem seus próprios requerimentos nutricionais, parte dos nutrientes liberados durante o processo de decomposição pode ser imobilizada na biomassa microbiana. Dentre os elementos que são frequentemente imobilizados na biomassa microbiana, destacam-se o N, P e S (Saggar, et al., 1982).

Roscoe et al. (2006) relataram que correlações positivas entre a matéria orgânica e a biomassa microbiana do solo são comumente reportadas, mostrando ser essa uma relação muito estreita. Alterações significativas na biomassa microbiana podem ser detectadas com antecedência quando comparadas às mudanças na matéria orgânica. Assim, a avaliação da biomassa microbiana tem sido proposta como um indicador do estado e das alterações da matéria orgânica do solo e sugerida como uma medida sensível do aumento ou decréscimo de sua quantidade (Tótola & Chaer, 2002).

Determinações da biomassa microbiana total, contudo, não fornecem indicações sobre a atividade das populações microbianas do solo. Desse modo, torna-se importante utilizar outras análises, como, por exemplo, a taxa respiratória, o que permite avaliar a atividade microbiana, indicando o estado metabólico das comunidades de microrganismos do solo.

A quantidade de C-CO₂ liberada pela respiração dos microrganismos (C prontamente mineralizável) é um dos métodos mais tradicionais e mais utilizados para avaliar a atividade metabólica da população microbiana do solo (Anderson, 1982; Zibilske, 1984). Da mesma forma que outras atividades metabólicas, a respiração depende do estado fisiológico das células e é influenciada por diferentes fatores, tais como: umidade, temperatura e disponibilidade de nutrientes no solo. Uma alta taxa de respiração pode ser interpretada como uma característica desejável quando se considera que a decomposição dos resíduos orgânicos estará disponibilizando nutrientes às plantas. No entanto, uma alta atividade respiratória também pode resultar em decomposição da matéria orgânica mais estável, podendo levar ao comprometimento de processos químicos e físicos, como a agregação, a capacidade de troca catiônica e capacidade de retenção de água, podendo ocorrer, também, a perda de nutrientes. Portanto, taxas de respiração mais elevadas podem indicar tanto um distúrbio, quanto

um alto nível de produtividade do ecossistema, devendo ser analisadas em cada contexto (Leite et al, 2010).

A taxa de respiração por unidade de biomassa é expressa pelo quociente metabólico (qCO_2) (Anderson & Domsch, 1985). Uma biomassa mais eficiente seria aquela que perderia menos C às células microbianas. Em amostras que apresentam os mesmos valores de biomassa, aquela que mostra uma menor taxa de respiração (qCO_2) é considerada a mais eficiente. De acordo com Anderson & Domsch (1993), quocientes metabólicos elevados são um indicativo de comunidades microbianas em estágios iniciais de desenvolvimento, com maior proporção de microrganismos ativos em relação aos inativos, ou ainda um indicativo de populações microbianas sob algum tipo de estresse metabólico.

2.4.3 Comunidade microbiana do solo

Os principais fatores que controlam os processos de transformação da matéria orgânica no solo são a quantidade e qualidade do material, o ambiente físico e químico e os organismos decompositores. Entre os organismos decompositores, as bactérias e fungos apresentam altos valores de biomassa e metabolismo respiratório, e têm grande participação no processo de decomposição da matéria orgânica (Anderson & Domsch, 1993).

De acordo com Souto (2008), a comunidade microbiana do solo pode realizar a degradação completa de material orgânico de restos de plantas e animais, mas em prática eles raramente agem sozinhos. É a diversidade microbiana e de espécies da fauna edáfica envolvidas nesse processo, que permite decompor estruturalmente e quimicamente os tecidos complexos de uma planta ou restos de animais (Beare et al., 1992).

Segundo Carvalho (2005) população microbiana do solo sofre grande influência do ambiente, podendo a atividade desses microrganismos e seus processos serem totalmente inibidos por diversos fatores estressantes. Souto (2006) observou que nos meses com maiores precipitações os decréscimos nas populações foram mais intensos, indicando que a umidade do solo regula as flutuações das populações de fungos e bactérias. Devido à elevada diversidade fisiológica, ecológica e funcional, as populações podem se recuperar do impacto.

Souto (2002), estudando a população de fungos e bactérias em solo degradado no semiárido da Paraíba após a aplicação de diferentes esterco encontrou maior população de fungos no período de menor índice pluviométrico. Segundo o autor uma maior precipitação pode contribuir para a redução da população desses organismos. Foi observado que a população de bactérias decresceu nos períodos mais úmidos, enquanto teve comportamento inverso nos períodos mais secos.

A maioria das pesquisas, segundo Sharma et al. (1998), é voltada para a diversidade de macrorganismos com pouca atenção para os microrganismos. De acordo com esses autores, a limitação das pesquisas nesse campo pode ser atribuída principalmente a limitações metodológicas. Procedimentos de cultivo e isolamento que usam apenas uma pequena amostra do ambiente, problemas de identificação das diferentes populações e número elevado de indivíduos por amostras são os problemas mais frequentemente encontrados ao quantificar a diversidade microbiana.

Os microrganismos do solo estão diretamente ligados com a qualidade do solo participando na regulação de um grande número de processos de importância ambiental, como a ciclagem de nutrientes, a agregação do solo, o balanço de gases, a degradação de compostos xenobióticos, dentre outros (Fernandes & Chaer, 2010). Sabendo que o controle destes processos ocorre por interações complexas entre diferentes taxa microbianos, há, atualmente, um consenso sobre a necessidade de se adotar as comunidades microbianas como as unidades básicas nas investigações de ecologia.

Várias alternativas de investigação de comunidades microbianas, as quais independem de isolamento e cultivo, têm sido propostas. Dentre estas, as mais utilizadas são baseadas em análises de polimorfismo de regiões do DNA amplificadas pela reação em cadeia da polimerase (PCR), os perfis de fisiológicos em nível de comunidade (CLPP) e os perfis de ácidos graxos obtidos a partir de lipídios extraídos da microbiota do solo.

A utilização dos perfis de ácidos graxos no estudo da estrutura das comunidades microbianas se baseia no fato de que alguns grupos microbianos apresentam determinados grupos de compostos químicos específicos, podendo estes serem utilizados como biomarcadores destes microrganismos (Fernandes e Chaer, 2010). Por meio destes biomarcadores, pode-se caracterizar e identificar diferentes grupos taxonômicos como fungos, bactérias gram-negativas, bactérias gram-positivas e actinomicetos, a partir da análise dos perfis de ácidos graxos da amostra.

Diversos protocolos de extração de ácidos graxos têm sido propostos, os quais diferem na abrangência dos compostos recuperados das amostras de solo (King et al., 1977; Schutter & Dick, 2000). Essas diferenças advêm basicamente do uso ou não de etapas de fracionamento de lipídios totais do solo e das reações empregadas para a liberação de ácidos graxos das células microbianas.

Um ponto em comum entre todos os protocolos é a análise da mistura de ácidos graxos extraídos do solo por cromatografia gasosa. Para permitir o uso desta técnica analítica, esses compostos necessitam ser convertidos em formas mais voláteis, como os ésteres metílicos de ácidos graxos (FAME) produzidos por meio de reações de metilação. Além dos ácidos graxos, outros compostos de cadeias hidrofóbicas laterais de interesse taxonômico, tais como cadeias de fitanil e de amino dihidroxialcanos e alquenos, também podem ser metilados por reações específicas (Fernandes, 2006).

3 CAPÍTULO I

APORTE E DECOMPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA EM ÁREA DE CAATINGA ARBUSTIVA-ARBÓREA EM REGIÃO SEMIÁRIDA

RESUMO:

Apesar de apresentar diversidade maior que qualquer bioma do mundo nas mesmas condições, o bioma caatinga encontra-se em avançado estágio de degradação, repercutindo diretamente na redução da fertilidade do solo que depende da ciclagem de nutrientes via serapilheira. O objetivo desse trabalho foi quantificar a produção, estoque e decomposição de serapilheira em área de caatinga arbustiva arbórea preservada. O trabalho foi desenvolvido na Estação Experimental da Emepa no município de Soledade-PB durante 12 meses. Foram instalados coletores fixos para acompanhar a deposição mensal de serapilheira e a cada dois meses foram realizadas amostragem do estoque de serapilheira sobre o solo, separados em fração não lenhosa (folhas, flores e pequenos ramos) e lenhosa (galhos, cascas e frutos), pesadas e analisadas quanto aos teores de C, N e P. A produção de serapilheira anual foi estimada em 4830 kg ha⁻¹, sendo 88% desta formada por material não lenhoso com relação C/N de 63:1 e C/P de 437:1 e 12% lenhoso com relação C/N de 241:1 e C/P de 1629:1. Os maiores valores de deposição de serapilheira foram observados nos meses de setembro e outubro, 1132 e 807 kg ha⁻¹ respectivamente, em pleno período seco enquanto os menores valores de deposição foram observados em dezembro e janeiro, 86 e 79 kg ha⁻¹. O estoque de serapilheira variou entre 2233 e 5775 kg ha⁻¹, sendo média 79% constituído de material não lenhoso com relação C/N de 81:1 e C/P de 548:1 e 21% constituído de material lenhoso com relação C/N de 203:1 e C/P de 1313:1. O valor k, que estima a decomposição da serapilheira, foi 1,3; 0,66 e 1,47 para a serapilheira total, não lenhosa e lenhosa respectivamente. As relações C:N: e C/P encontradas indicam que a serapilheira apresenta decomposição lenta, sugerindo menor mineralização de nutrientes e maior imobilização destes no processo de decomposição.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes, coletores de serapilheira, deposição, matéria orgânica.

INPUT AND LITTER DECOMPOSITION IN TREES AND SHRUBS AREA- ARBOREAL CAATINGA SHRUB IN SEMIARID REGION

ABSTRACT

Despite showing a greater diversity than any biome in the world in similar conditions, the caatinga biome is in an advanced stage of degradation, impacting directly on the reduction of soil fertility which depends on nutrient cycling via litter. The aim of this study was to quantify the production, stock and decomposition of litter in the preserved area of shrub and tree caatinga. The study was conducted at the experimental station of the municipality of Soledad Emepa-PB for 12 months. Fixed collectors were installed to monitor the deposition of litter monthly and bimonthly samples were collected from the stock of litter on the soil and to put kiln dried, separated into non-woody fraction (leaves, flowers and twigs) and woody debris (branches, bark and fruit), weighed and analyzed for concentrations of C, N and P. Litter production rate was estimated at 4830 kg ha⁻¹, being formed by 88% of this material with non-woody C/N ratio of 63:1 and C/P of 437:1 and 12% with woody C/N ratio of 241:1 and C/P of 1629:1. The higher values of litterfall were observed in the months of September and October, 1132 and 807 kg ha⁻¹ respectively, in full dry period while the lowest values of deposition were observed in December and January, 86 and 79 kg ha⁻¹. The stock litter ranged from 4009 to 2233 kg ha⁻¹ with an average 79% consists of material with non-woody C/N ratio of 81:1 and C/P of 548:1 and 21% consisting of woody material with respect C/N of 203:1 and C/P of 1313:1. The k-value found was 1.3, 0.66 and 1.47 for total litter, woody and non-woody respectively. The C/N ratios: e C/P found indicate that the litter has slow decomposition, suggesting less mineralization of nutrients and higher immobilization of the decomposition process.

KEYWORDS: nutrient cycling, litter collectors, litterfall, organic matter.

3.1 INTRODUÇÃO

A caatinga é o bioma predominante na região semiárida e ocupa cerca de 70% da região nordeste do Brasil (Brasil, 2005). Este bioma é caracterizado pela precipitação pluviométrica irregular, com longos períodos de seca e elevadas temperaturas, o que lhe confere características específicas, apresentando uma diversidade maior que qualquer outro bioma do mundo sob as mesmas condições de clima e de solo (Brasil, 2002). Apesar da sua importância, a caatinga encontra-se em avançado estágio de degradação devido ao mau uso dos recursos naturais e a retirada da vegetação para fins agropastoris, causando alterações no ambiente, em especial na redução da fertilidade do solo (Menezes et al., 2002).

A fertilidade do solo nos ecossistemas florestais depende principalmente do retorno de matéria orgânica e nutrientes para o solo, o qual se dá através da produção de serapilheira, sendo esta considerada o meio mais importante de transferência de elementos essenciais da vegetação para o solo (Vital et al., 2004). A serapilheira é constituída basicamente de material lenhoso (cascas, frutos e galhos) e de material não lenhoso (fragmentos de folhas, flores, sementes e outros materiais vegetais de difícil identificação), além de insetos ou partes destes e fezes (Amorim, 2009).

A ciclagem de nutrientes é fundamental para a manutenção dos ecossistemas, pois promove o retorno dos nutrientes ao solo pelos processos de decomposição e mineralização da serapilheira depositada sobre o solo com a perda da folhagem no período seco (Souto, 2006). Buresh & Tian (1998) definem ciclagem de nutrientes, como sendo a transferência contínua de nutrientes que estão presentes dentro de um sistema solo-planta. O processo de ciclagem de nutrientes é a principal via de fornecimento de nutrientes ao solo em florestas sazonais, variando em teores e formas entre os diferentes tipos de ecossistemas mantendo a fertilidade do mesmo (Cole & Rapp, 1981).

De acordo com o tipo de vegetação predominante nos ecossistemas florestais, são depositadas diferentes quantidades de serapilheira que podem apresentar diferentes proporções de frações constituintes (Figueiredo Filho et al., 2003), resultando em tempo de decomposição diferentes. Um dos métodos utilizados para estimar a decomposição da camada de serapilheira é a determinação do valor k , que é a relação entre a quantidade de material que cai do dossel e a quantidade que está depositada sobre o solo (Andrade et al., 1999).

Estudos que possibilitem a compreensão dos processos de ciclagem de nutrientes e manutenção da fertilidade do solo no bioma caatinga são necessários para auxiliar, na proposição de possíveis formas de manejo, tendo em vista a sustentabilidade desse ecossistema.

O objetivo desse trabalho foi quantificar a produção, estoque e decomposição de serapilheira em área de caatinga arbustiva arbórea preservada em região semiárida no cariri paraibano.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Caracterização da área experimental

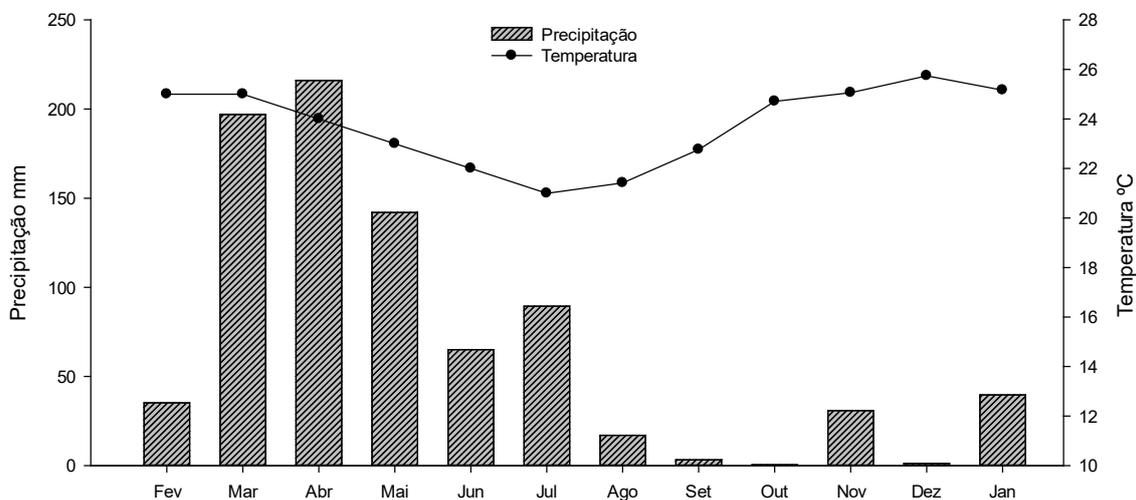
Localização

O estudo foi realizado em área experimental da Fazenda Pendências, 7° 10' 34" S e 36° 27' 33" O, pertencente à Empresa Estadual de Pesquisa Agropecuária da Paraíba S.A. (Emepa), Soledade, PB. O município de Soledade, 7° 8' S e 36° 27' O, está situado na mesorregião da Borborema, microrregião do Cariri Ocidental, região semiárida da Paraíba.

Clima

O clima da região é classificado como Bsh de acordo com o sistema de Köppen, semiárido quente, com estação seca que compreende de 7 a 9 meses do ano, com período chuvoso compreendido entre os meses de março e julho e com chuvas de verão, tendo uma precipitação média anual de 350 a 600 mm, temperatura média de 30°C e umidade relativa do ar média de 68%. Na figura 1 encontram-se os dados de temperatura e precipitação do período de fevereiro de 2011 a janeiro de 2012, obtidos por estação meteorológica, modelo Hobo U30, instalada na área experimental.

Figura 1 – Precipitação mensal acumulada e temperatura média do ar no período de fevereiro de 2011 a janeiro de 2012 na área experimental, Fazenda Pendência, Soledade, PB.



Solos

Os solos da região se caracterizam como pouco profundos, de drenagem moderada a imperfeita, apresentando casos de excessiva pedregosidade, relevo plano a suavemente ondulado. O solo na área experimental foi classificado como Planossolo Nátrico Ortico Típico, cuja caracterização química encontra-se na tabela 1.

Tabela 1. Caracterização química de um Planossolo Nátrico em área de caatinga arbóreo-arbustiva em região semiárida na Paraíba.

Profundidade (m)	pH	COT ---g kg ⁻¹ -----	P -----mg kg ⁻¹ -----	K -----mg kg ⁻¹ -----	Ca ²⁺ -----cmolc kg ⁻¹ -----	Mg ²⁺ -----cmolc kg ⁻¹ -----	Al ³⁺ -----cmolc kg ⁻¹ -----	Na ⁺ -----cmolc kg ⁻¹ -----
0 – 0,10	6,82	18,04	4,21	138,85	1,49	0,92	0,31	3,25
0,10 – 0,20	6,54	6,35	0,76	123,88	0,98	0,25	0,33	4,02

Área experimental

O estudo foi desenvolvido em uma área de caatinga arbustiva arbórea densa com área de aproximadamente 2 ha, com ocorrência de cerca de 20 espécies arbóreas, com destaque para a catingueira (*Caesalpinea pyramidalis* Tul.), marmeleiro (*Croton sonderianus* Müll.), jurema (*Mimosa ophthalmocentra* Mart), pereiro (*Aspidosperma pyrifolium* Mart) e maniçoba (*Manihot glaziovii* Muell. Arg), além das bromélias caroá (*Neoglaziovia variegata*) e macambira (*Bromelia laciniosa*).

3.2.2 Produção de Serapilheira

Deposição

Para o estudo da produção de serapilheira foram instalados 6 coletores fixos, distribuídos aleatoriamente na área de caatinga. Os coletores foram confeccionados com as dimensões de 1,00 m por 0,50 m, constituindo uma área de coleta de 0,50 m², no qual o material depositado foi coletado mensalmente com o auxílio de bandejas plásticas. O material foi armazenado em sacos de papel e encaminhado para laboratório, onde foi secado em estufa de circulação forçada a 65°C, feita a separação da serapilheira em duas frações: lenhosa (galhos, cascas e frutos) e não lenhosa (folhas, flores e pequenos ramos) e posteriormente a pesagem para determinação da massa depositada no período. Em seguida, as amostras foram encaminhadas ao laboratório para análise química de nutrientes.

Estoque

A serapilheira acumulada sobre o solo foi estimada por meio de coletas bimestrais, realizadas com auxílio de coletores portáteis com dimensões de 0,25 por 0,25 m, distribuídos aleatoriamente no entorno dos coletores anteriormente fixados para o acompanhamento da deposição de serapilheira instalados na área, nos quais foram realizadas 4 amostragens por coletor a cada dois meses. O material foi coletado em bandejas plásticas e armazenado em sacos de papel e encaminhado para laboratório, onde passou pelo mesmo procedimento do material de deposição.

Estimativa de Decomposição de Serapilheira

A taxa de decomposição da serapilheira foi estimada através da equação proposta por Olson (1963) que relaciona os valores médios de produção anual de serapilheira depositada com os valores médios anuais do estoque acumulado sobre o solo.

$$K = \frac{L}{X_{ss}}$$

Onde,

k = constante de decomposição

L = produção anual de serapilheira (kg m^2)

X_{ss} = estoque média anual de serapilheira acumulada sobre o solo (kg m^2).

O valor k ou constante de decomposição instantânea é a relação massa de serapilheira produzida sobre a massa de serapilheira acumulada (Anderson e Ingram, 1989).

3.2.3 Análises químicas

As análises químicas da serapilheira foram realizadas de acordo com o período de amostragem, nas quais após secagem do material em estufa e trituração em moinho, amostras foram digeridas com mistura de $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ (Thomas et al., 1967) e o extrato analisado quanto aos teores de P por colorimetria (Murphy & Ryley, 1962) e N total, pelo método de Kjeldahl, por destilação com arraste de vapor (Bremner & Mulvaney, 1982). O carbono orgânico total foi determinado pelo método de oxidação úmida-difusão (Snyder & Trofymow, 1984).

Nas análises químicas do solo, o pH foi determinado em solução solo-água na proporção 1:2,5 (Embrapa, 1997). Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} trocáveis foram extraídos por solução de KCl 1 mol L^{-1} sendo os dois primeiros determinados por espectrofotometria de absorção atômica e o último por titulação com NaOH ; Na, K e P foram extraídos com solução de Mehlich-1, os dois primeiros determinados em fotômetro de chama (Embrapa, 1997) e o último por colorimetria (Murphy & Riley, 1962). O carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método de oxidação úmida-difusão (Snyder & Trofymow, 1984),

3.2.4 Análises estatísticas

O experimento foi desenvolvido em delineamento inteiramente casualizado em esquema de parcelas subdivididas com medidas repetidas no tempo, os valores de deposição e estoque de serapilheira foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) utilizando o pacote estatístico SAS (SAS, 2010).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Produção de Serapilheira em área de Caatinga

A produção de serapilheira anual foi estimada em 4.830 kg ha⁻¹ (Tabela 1), sendo 88% desta formada por material não lenhoso, folhas, flores e ramos finos, de fácil decomposição e 12% constituído de material lenhoso como cascas, sementes e galhos lignificados. Esses valores foram inferiores aos encontrados por Martins (2009) e Amorim (2009), 6.500 e 7.037 kg ha⁻¹ respectivamente, em caatinga preservada no estado de Pernambuco, porém mais elevados que os encontrados por Souto (2006), 899 kg ha⁻¹, em área de caatinga na Paraíba.

Os maiores valores de deposição de serapilheira foram observados nos meses de setembro e outubro, 1.132 e 807 kg ha⁻¹ respectivamente, em pleno período seco enquanto os menores valores de deposição foram observados em dezembro e janeiro, 86 e 79 kg ha⁻¹, respectivamente, no final do período seco quando a vegetação já havia perdido boa parte da folhagem comprovando o caráter sazonal. De acordo com Golley (1983) e Meguro (1979), a queda de folhas em florestas tropicais é, de modo geral, contínua, mas variável, apresentando um pico máximo na estação seca.

Tabela 2. Deposição média (n=6) de serapilheira em kg ha⁻¹ em área de caatinga arbustiva-arbórea preservada em região semiárida na Paraíba.

Mês	Não lenhoso		Lenhoso		Total	
mar/11	225 ±	53	23 ±	11	248 ±	47
abr/11	530 ±	53	33 ±	17	563 ±	57
mai/11	290 ±	44	35 ±	22	326 ±	63
jun/11	435 ±	87	20 ±	7	455 ±	85
jul/11	595 ±	61	41 ±	16	636 ±	60
ago/11	259 ±	42	6 ±	5	265 ±	43
set/11	928 ±	129	204 ±	154	1132 ±	186
out/11	700 ±	112	107 ±	54	807 ±	156
nov/11	138 ±	33	15 ±	11	153 ±	39
dez/11	61 ±	6	19 ±	9	80 ±	12
jan/12	55 ±	9	31 ±	23	86 ±	29
fev/12	65 ±	6	14 ±	6	79 ±	9

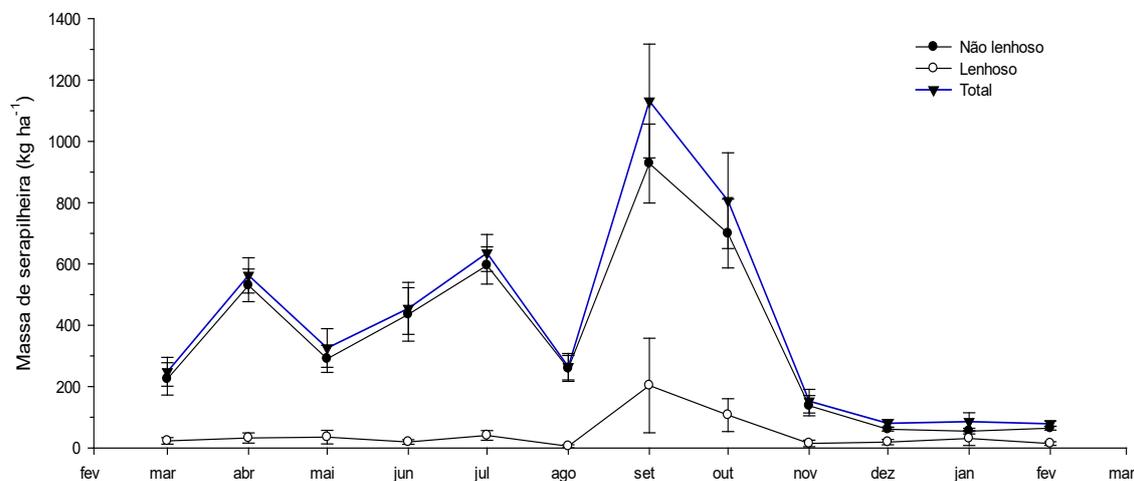
Dados são: média±erro padrão.

Costa et al. (2007) estimaram um aporte de 2.362 e 622 kg ha⁻¹ para a fração não-lenhosa e lenhosa, respectivamente em caatinga hiperxerófila em Assu-RN. Souto

(2006), em estudo numa caatinga arbustivo-arbórea em Santa Teresinha-PB, estimou a produção de serapilheira durante dois anos em 3.238 kg ha^{-1} . Quase todo o material não-lenhoso decompõe durante o período chuvoso de forma que a amostragem no fim do período seco provavelmente representou a queda anual desse material, enquanto o lenhoso não se decompõe totalmente em um ano e, portanto fica acumulado por um período mais longo. Isso resultou em massa total de serapilheira mais elevada e que não pode ser considerada como um aporte anual. A elevada variabilidade dos dados provavelmente está relacionada com a heterogeneidade na distribuição espacial da vegetação, a ação do vento e o micro relevo do solo.

O aporte de serapilheira pode ser influenciado por vários fatores abióticos como temperatura, precipitação e evapotranspiração (Santana, 2009). Neste estudo a sazonalidade na deposição de serapilheira pode ser verificada na Figura 2, onde se observa a variação da deposição de serapilheira durante o período de estudo. Observa-se que a maior deposição ocorre nos meses de menor precipitação ligeiramente após o período de chuvas, verificando-se a grande influência da precipitação e temperatura no aporte de serapilheira. As maiores taxas de deposição são observadas nos primeiros meses da estação seca, setembro e outubro, enquanto as menores taxas de deposição ocorrem no final do período seco e início do período chuvoso, janeiro e fevereiro. Segundo Silva (2004), em condições de forte déficit hídrico as espécies da caatinga, como forma de sobrevivência em condições de seca utilizam-se de adaptações morfológicas e fisiológicas como a senescência e a caducifolia, depositando grandes quantidades de material decíduo para reduzir a transpiração.

Figura 2. Variação média (n=6) mensal erro padrão da média da deposição de serapilheira (kg ha^{-1}) durante os 12 meses em área de caatinga arbustiva-arbórea preservada, em região semiárida na Paraíba.



Segundo Souto (2008) a menor produção de serapilheira no período chuvoso na caatinga, pode ser explicado pela renovação da folhagem, favorecida pela ocorrência das chuvas, permitindo assim, um período fotossinteticamente mais ativo das folhas novas que irão produzir e acumular reservas nutritivas para desencadear toda a fenologia das árvores nesse período de maior suprimento hídrico, que na região semiárida é bastante limitado. De acordo com Vital (2002) a maior produção de serapilheira na estação seca também é característica de outros ecossistemas como cerrado, matas ciliares e florestas estacionais semidecíduas que também apresentam esse comportamento.

Para o estoque de serapilheira acumulado foi observado grande variação entre os intervalos de coleta, com valores que variaram entre 2.233 kg ha^{-1} e 5.775 kg ha^{-1} no final do experimento. Em média 79% do estoque de serapilheira era constituído de material não lenhoso, de fácil decomposição, e média 21% constituído de material lenhoso, o que mantêm-se por mais tempo sobre o solo.

Os maiores valores de estoque de serapilheira foram observados no início do período de seca, 5.775 kg ha^{-1} e os menores valores foram observados no início do período chuvoso 2.233 kg ha^{-1} no mês de fevereiro. De acordo com Santana (2005) a diminuição nos valores de estoque de serapilheira do período seco para o chuvoso sugere uma maior decomposição de serapilheira no período chuvoso, uma vez que a

temperatura e umidade influenciam na atividade da microbiana resultando em maior decomposição do material orgânico depositado no solo.

Tabela 3. Estoque de serapilheira em kg ha⁻¹ em área de caatinga arbustiva-arbórea preservada em região semiárida na Paraíba.

Mês	Não-lenhoso	Lenhoso	Total
Mar/11	2604 ± 553	1405 ± 125	4009 ± 575
Mai/11	1959 ± 217	463,0 ± 143	2422 ± 301
Jul/11	3230 ± 318	658,7 ± 142	3889 ± 378
Set/11	4754 ± 515	1021 ± 173	5775 ± 669
Nov/11	2932 ± 397	946,1 ± 127	3878 ± 498
Jan/12	1974 ± 346	258,8 ± 78	2233 ± 349

Dados são: média±erro padrão; n=6

Amorim (2009) encontrou valores de estoque total de serapilheira entre 3.001 e 5.000 kg ha⁻¹, em vegetação de caatinga em Petrolina-PE, sendo esses valores constituídos de 91% de material não lenhoso, semelhante ao encontrado neste estudo. De acordo com Martins (2009) é provável que o material não lenhoso necessite de um menor tempo para decomposição, quando comparado com o material lenhoso, e por esse motivo o aporte ao solo do carbono e nutrientes, principalmente N, P e K, ocorrerá num intervalo de tempo menor que o requerido para a decomposição de toda a serapilheira. Martins et al. (2008), encontraram um estoque de serapilheira em vegetação de caatinga preservada no fim do período seco no município de Floresta-PE de 5.100 e 5.900 kg ha⁻¹ na fração não-lenhosa e lenhosa, respectivamente.

Teores de Carbono, Nitrogênio e Fósforo da serapilheira

Na tabela 4 encontram-se os teores de C, N e P provenientes da serapilheira depositada sobre o solo, esses valores apresentaram pouca variação em função das épocas de amostragem, o que possivelmente está relacionado com o tipo de vegetação e a porcentagem dos constituintes lenhoso e não lenhoso em cada época de amostragem. De acordo com Vitousek (1984) a relação entre a quantidade de serapilheira produzida e a quantidade de nutrientes minerais nela contida indica a eficiência do ecossistema na utilização desses nutrientes. Bridgham et al. (1995) propôs um modelo para avaliação da eficiência de uso dos nutrientes, onde é previsto que a produção de serapilheira aumenta assintoticamente com o aumento do retorno de nutrientes ao solo, no presente estudo esse comportamento foi verificado para o retorno de nutrientes a partir da fração não lenhosa, porém o mesmo não foi observado para a fração lenhosa, o que pode ser

explicado pela relação C/N muito alta nessa fração que, de acordo com Moreira & Siqueira (2006) indica uma decomposição muito lenta e imobilização dos nutrientes maior que mineralização, e segundo Buresh & Tian (1998) o conteúdo inicial de N e a relação de C/N são os primeiros parâmetros químicos da serapilheira que indicam a velocidade da taxa de decomposição.

Tabela 4. Teores médios (n=6) de Carbono e Nitrogênio da serapilheira depositada em área de caatinga arbustiva-arbórea em região semiárida na Paraíba.

Mês	Não lenhoso			Lenhoso		
	C	N	P	C	N	P
	-----g kg ⁻¹ -----					
Fev/11	401.82 a	6.34 ab	0.983 ab	395.48 abc	1.57 bcd	0.512 a
Mar/11	409.18 a	7.20 a	0.945 ab	406.33 abc	2.69 a	0.244 a
Abr/11	409.95 a	7.56 a	0.920 ab	423.80 a	2.08 ab	0.292 a
Mai/11	421.62 a	7.64 a	0.930 ab	409.77 abc	1.88 abcd	0.155 a
Jun/11	406.17 a	7.69 a	0.928 ab	404.73 abc	1.92 abc	0.209 a
Jul/11	412.10 a	7.08 a	0.871 ab	395.80 abc	1.84 abcd	0.266 a
Ago/11	418.50 a	6.88 a	0.927 ab	422.15 ab	1.72 abcd	0.209 a
Set/11	405.17 a	6.53 ab	0.836 ab	384.57 bcd	1.04 cd	0.197 a
Out/11	423.83 a	7.62 a	0.887 ab	298.62 f	1.29 bcd	0.172 a
Nov/11	373.63 a	4.44 bc	0.709 c	339.90 e	0.90 d	0.174 a
Dez/11	377.57 a	3.89 c	1.329 a	347.90 de	1.43 bcd	0.274 a
Jan/12	383.55 a	3.44 c	1.011 ab	379.47 cd	1.63 bcd	0.420 a

Médias seguidas de mesma letra da coluna diferem entre si pelo teste de Tukey (p>0,05).

A relação C/N e C/P são consideradas variáveis importantes nos estudos de decomposição de massa de serapilheira. De acordo com Moro & Domingo (2000), uma decomposição mais efetiva ocorre quando a relação C/N situa-se entre 20:1 a 30:1 e segundo Larcher (2000) a velocidade de decomposição é retardada à medida que esta relação supera os 25:1. Siqueira & Franco (1988) afirmam que quando a serapilheira apresenta relação C/N superior a 30:1, há imobilização de nitrogênio, e como consequência há redução na disponibilidade de N-NH⁴⁺ e N-NO³⁻ no solo. Quando a relação fica na faixa de 20-30:1 os processos de imobilização e mineralização se igualam e abaixo de 20:1 ocorre a mineralização com a maior disponibilidade de compostos nitrogenados.

Neste estudo foram obtidas relações C/N e C/P muito elevadas tanto para deposição quanto para estoque de serapilheira. Para a deposição de serapilheira a relação C/N foi de 63:1 e 246:1 para as frações não lenhosa e lenhosa respectivamente e

a relação C/P foi de 437:1 e 1649:1 para as respectivas frações (Tabela 5). Já para o estoque de serapilheira a relação C/N foi de 81:1 e 203:1 para as frações não lenhosa e lenhosa respectivamente e a relação C/P foi de 548:1 e 1313:1 para estas frações (Tabela 6), esses valores sugerem uma lenta decomposição e forte imobilização de nutrientes, porém além da relação C/N e C/P outros componentes, como lignina, celulose e polifenóis, afetam consideravelmente a velocidade de decomposição (Moreira e Siqueira, 2006).

Tabela 5. Teores médios (n=6) de Carbono e Nitrogênio do estoque de serapilheira em área de caatinga arbustiva-arbórea, na região semiárida da Paraíba.

Mês	Não lenhoso			Lenhoso		
	C	N	P	C	N	P
	-----g kg ⁻¹ -----					
Mar/11	284.79 a	4.61 a	0.491 a	387.46 a	1.74 a	0.273 a
Mai/11	229.06 a	3.29 b	0.392 a	328.35 b	1.70 a	0.299 a
Jul/11	194.97 a	2.85 b	0.458 a	373.93 ab	1.88 a	0.249 a
Set/11	253.28 a	2.68 b	0.462 a	362.51 ab	1.90 a	0.304 a
Nov/11	249.87 a	2.46 b	0.406 a	363.57 ab	1.81 a	0.242 a
Jan/12	267.37 a	2.94 b	0.497 a	351.55 ab	1.67 a	0.302 a

Médias seguidas de mesma letra da coluna diferem entre si pelo teste de Tukey (p>0,05).

Os teores médios de C, N e P das frações não lenhosa e lenhosa do estoque de serapilheira, apresentaram pouca variação entre as épocas de amostragem, não diferindo estatisticamente, exceto para o N da fração não lenhosa e o C da fração lenhosa. A relação C/N é considerada como o melhor parâmetro para estimar as taxas de decomposição do material orgânico (Taylor et al., 1989).

Taxa de decomposição da serapilheira

A constante de decomposição (k) é uma estimativa da proporção de decomposição, em um ano, da camada de serapilheira acumulada sobre o solo. Nesse estudo o valor k encontrado foi 1,3 para a serapilheira total, enquanto que os valores de k para serapilheira lenhosa e não lenhosa foram de 0,66 e 1,47 respectivamente. Esses valores estão de acordo Correia & Andrade (1999) para florestas tropicais de baixa altitude que variam de 1,1 a 3,3, enquanto que em florestas temperadas, esse índice fica em torno de 0,4 a 1,3 indicando maior tempo de decomposição. Segundo Souto (2006) em florestas tropicais de maior altitude, esses valores se aproximam mais das florestas

de clima temperado do que das florestas tropicais de baixa altitude, sugerindo efeito marcante da temperatura na velocidade de decomposição da serapilheira.

De acordo com Golley (1978), os valores de k em ecossistemas florestais tropicais, geralmente são maiores do que 1, enquanto em florestas temperadas, geralmente é inferior a 1, podendo chegar a valores abaixo de 0,1 para florestas de coníferas, indicando assim que o tempo de renovação do material que compõe a serapilheira é mais longo (Andrade, 1997). Segundo Pagano (1989), valor para a constante k acima de 1,15 sugere um rápido reaproveitamento de nutrientes por parte da vegetação, no entanto a literatura cita valores mais elevados.

3.3 CONCLUSÃO

A maior produção de serapilheira na caatinga ocorreu no final da estação chuvosa e início da estação seca, enquanto que o maior aporte de C e N da serapilheira ocorre na estação chuvosa.

As relações C/N e C/P encontradas tanto para deposição quanto para o estoque de serapilheira foram muito altas, indicando maior imobilização de nutrientes do que mineralização, o que também pode ser observado pela taxa de decomposição estimada pelo valor k encontrado em cada fração da indicando um maior tempo de decomposição.

4 CAPÍTULO II

ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E ESTRUTURA DA COMUNIDADE MICROBIANA DE SOLO SOB PASTAGEM E CAATINGA EM REGIÃO SEMIÁRIDA

RESUMO

A atividade biológica do solo é um dos fatores mais sensíveis às mudanças ocorridas no solo, sendo um indicativo da velocidade de decomposição da matéria orgânica e é influenciada diretamente pela temperatura, umidade, aeração e fertilidade do solo. Os objetivos deste trabalho foram avaliar o impacto de diferentes usos do solo em região semiárida sobre a atividade biológica e atributos microbiológicos de Planossolo nátrico da região semiárida sob diferentes usos. Foram avaliadas duas áreas de caatinga, arbustiva (CA) e arbórea (CF) e duas áreas de pastagem sob duas posições no relevo, pastagem alta (PA) e baixa (PB), quanto aos seguintes atributos microbiológicos do solo, emissão de CO₂ pelo método estático de câmara fechada, Carbono (CBM) e Nitrogênio (NBM) da biomassa microbiana do solo, pelo método de fumigação extração e a estrutura da comunidade microbiana do solo, através de análise do perfil de ácidos graxos microbianos pelo método de quantificação de ácidos graxos de ligações ésteres (ELFA). A evolução média de C-CO₂ de forma geral foi superior nas áreas de caatinga em todas as épocas de amostragem. Nas áreas de pastagens a emissão de C-CO₂ no período chuvoso foi superior em PA enquanto que no período seco foi superior na PB o que pode estar associado ao armazenamento de água maior nessa área. O CBM variou em função das áreas e dos intervalos de amostragem do solo, nas áreas de pastagem os teores médios de CBM e NBM foram em média 20% inferiores aos teores médios das áreas de caatinga, indicando menor atividade biológica. Foram identificados biomarcadores para cinco grupos microbianos, bactérias gram positivas (15:0i, 15:0a, 16:0i, 17:0i, 17:0a), bactérias gram negativas (16:1ω7c, 17:0cy, 19:0cy), actinomicetos (16:0 10Me, 17:0 10Me), fungos (18:2ω 6c) e fungos micorrízico arbusculares (FMA) (16:1ω 5c). A maior emissão de C-CO₂ ocorreu no período chuvoso independente do sistema de uso do solo, o CBM e NBM foram mais influenciados pelo tipo de cobertura do solo do que pelas épocas do ano. A comunidade microbiana do solo foi alterada pelo uso do solo e o tipo de vegetação e mostrou correlação com variáveis ambientais como umidade do solo, temperatura e precipitação, interferindo na microbiota ao longo do ano, havendo maiores concentrações de marcadores de bactérias e actinomicetos ocorreram nas áreas de caatinga, enquanto que nas pastagens houve predominância de fungos e fungos micorrízico arbusculares.

Palavras-chave: Ácido graxo microbiano, atividade biológica, biomassa microbiana, indicadores biológicos.

MICROBIOLOGICAL ATTRIBUTES AND MICROBIAL COMMUNITY STRUCTURE IN A GRASSLAND SOIL AND CAATINGA IN SEMIARID REGION

ABSTRACT

The soil biological activity is one of the most sensitive to changes in the soil, an indication of the rate of decomposition of organic matter and is directly influenced by temperature, moisture, aeration and soil fertility. The objectives of this study were to evaluate the soil biological activity by closed static chamber method with alkaline absorption for quantification of C-CO₂, to quantify the levels of C and N of soil microbial biomass and determine the structure of the microbial community in a Planosol natrico of semiarid region under different uses. We evaluated two areas of caatinga, scrub (CA) and arboreal (CF) and two grazing areas under two position in the landscape, high pasture (PA) and low (PB) for the following attributes microbiological soil CO₂ emission by closed static chamber method, carbon (MBC) and nitrogen (MBN) of soil microbial biomass by fumigation extraction method and structure of the soil microbial community, through analysis of the microbial fatty acid profile for quantification of ester-linked fatty acids (ELFA). The average change of CO₂-C was generally higher in caatinga areas at all sampling times. In pastures C-CO₂ was higher in the rainy season while PA in dry period was higher in the CP that may be associated with the storage of water greater in that area. The CBM varied depending on the area and soil sampling intervals, in the pastures mean levels of MBC and MBN were on average 20% lower than average levels of caatinga areas, indicating lower biological activity. We identified five biomarkers for microbial groups, gram positive bacteria (15:0 i, 15:0 a, 16:0 i, 17:0 i, 17:0 a), gram-negative bacteria (16:1 ω7c, 17:0 cy, 19:0 cy) actinomycetes (10Me 16:0, 10Me 17:0), fungi (18:2 ω 6c) and arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) (16:1 ω 5c). The largest emission of CO₂-C occurred in the rainy season system independent of land use, MBC and MBN were more influenced by the type of ground cover than by the seasons. The soil microbial community was altered by land use and vegetation type and correlated with environmental variables such as soil moisture, temperature and rainfall, affecting the microflora throughout the year, with higher concentrations of markers of bacteria and actinomycetes occurred in areas caatinga, while the predominance of grassland fungi and arbuscular mycorrhizal fungi.

Keywords: Microbial fatty acid, biological activity, microbial biomass, biological indicators.

4.1 INTRODUÇÃO

A região semiárida se caracteriza por apresentar um regime pluviométrico irregular, com longos períodos de seca e elevadas temperaturas, sendo a caatinga o bioma predominante nessa região (Brasil, 2005). Apesar da sua importância, este bioma encontra-se em avançado estágio de degradação devido ao mau uso dos recursos naturais e retirada da vegetação para fins agropastoris, causando alterações no ambiente, em especial na redução da fertilidade do solo (Menezes et al., 2002).

Dentre os indicadores da qualidade do solo, a atividade biológica do solo é um dos fatores mais sensíveis às mudanças ocorridas no solo, sendo um indicativo da velocidade de decomposição da matéria orgânica (Alexander, 1977). Segundo Souto (2009) a respiração do solo é um forte indicador da intensidade de decomposição e depende do clima e da atividade biológica no solo, aumentando com a temperatura em condição de umidade adequada. Esta é determinada pela evolução de C-CO₂ oriundo da respiração de microrganismos heterotróficos aeróbicos e anaeróbicos durante a oxidação de compostos orgânicos (Kennedy e Smith, 1995).

Fatores como temperatura, umidade, aeração, profundidade e fertilidade do solo (Vezzani et al., 2003) têm efeito direto na atividade biológica do solo. Considerando-se que a maior atividade biológica ocorre na camada superficial do solo, a remoção da cobertura vegetal do solo, devido ao manejo inadequado, repercute rapidamente na biomassa microbiana do solo (Habte, 1989), que é definida como a parte viva da matéria orgânica do solo, incluindo bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários, algas e macrofauna.

Em geral, a quantidade da biomassa microbiana do solo, BMS, é regulada pela disponibilidade de nutrientes, pela capacidade de proteção do solo (estrutura estabilidade dos agregados), além da temperatura e da umidade (Bonde et al., 1988). Desta forma as determinações de C e N da BMS (CBM e NBM) demonstram serem propriedades sensíveis para quantificar as mudanças no manejo do solo (Carter & Rennie, 1982).

Os valores de C da biomassa microbiana indicam o potencial de reserva de C no solo, permitindo, assim, aferir o acúmulo ou perda de C em função de um determinado manejo ou condição edáfica. Quanto maior o C da biomassa microbiana, maior a reserva de C no solo o que expressa um menor potencial de decomposição da matéria orgânica. Do mesmo modo o nitrogênio da biomassa microbiana constitui uma parte

significativa do elemento potencialmente mineralizável que estará disponível para as plantas (Gama- Rodrigues, 1997). O N da biomassa microbiana do solo representa a menor porcentagem de N total do solo, mas é responsável pela reserva lábil e ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria orgânica, fluxo de energia e é sensível às mudanças que ocorrem no solo, sendo, portanto uma boa indicadora de qualidade do solo (Jackson et al., 2003).

De modo geral a qualidade do solo está diretamente ligada à estrutura da comunidade microbiana que segundo Moore-Kucera e Dick (2006) podem ter impactos significativos sobre a produtividade do ecossistema, sendo as comunidades microbianas fundamentais para a qualidade do solo e seu funcionamento devido ao seu envolvimento nos processos de decomposição, ciclagem de nutrientes e na dinâmica da matéria orgânica. Dessa forma, ao se caracterizar a diversidade microbiana, pode-se compreender melhor as funções e a capacidade de resiliência do ecossistema (Nannipieri et al., 2003).

Os objetivos com este trabalho foram avaliar o efeito de diferentes usos do solo sobre, a atividade biológica e alguns atributos microbiológicos de um Planossolo nátrico em região semiárida.

4.2 METODOLOGIA

4.2.1 Caracterização da área experimental

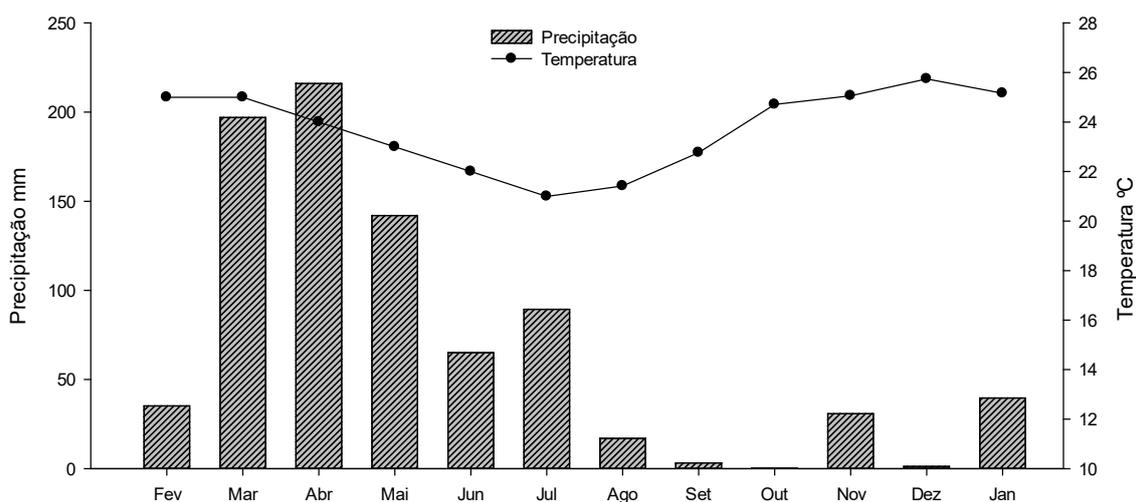
Localização

O estudo foi realizado em área experimental da Fazenda Pendências, 7° 10' 34" S e 36° 27' 33" O, pertencente à Empresa Estadual de Pesquisa Agropecuária da Paraíba S.A. (Emepa), Soledade, PB. . O município de Soledade, 7° 8' S e 36° 27' O, está situado na mesorregião da Borborema, microrregião do Cariri ocidental, região semiárida da Paraíba.

Clima

O clima da região é classificado como Bsh Koppen, semiárido quente, com estação seca que compreende de 7 a 9 meses do ano, com período chuvoso compreendido entre os meses de março e julho e com chuvas de verão (Figura 1), tendo uma precipitação média anual de 350 a 600 mm, temperatura média de 30°C e umidade relativa do ar média de 68%.

Figura 1 – Precipitação mensal acumulada e temperatura média do ar no período de fevereiro de 2011 a janeiro de 2012 em área experimental no município de Soledade, PB.



Solos

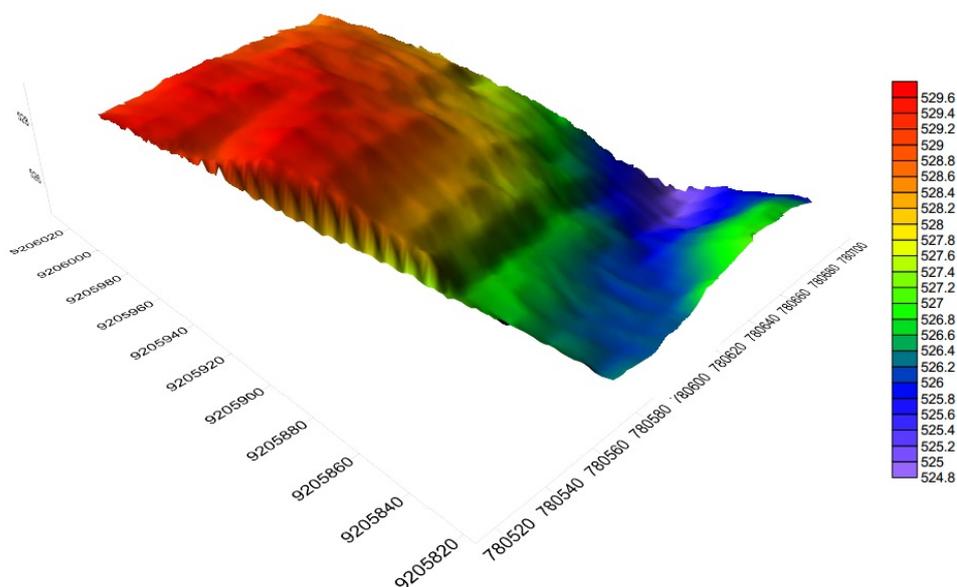
Os solos da região se caracterizam como pouco profundos, de drenagem moderada a imperfeita, apresentando casos de excessiva pedregosidade, relevo plano a

suavemente ondulado. O solo na área experimental foi classificado como Planossolo Nátrico Ortico Típico.

Área experimental

A área experimental foi composta por duas áreas, uma área de pastagem e uma caatinga, ambas com duas subdivisões. A área de pastagem foi dividida em duas parcelas de acordo com o relevo do solo, constituído as áreas pastagem alta (PA) e pastagem baixa (PB) (Figura 2). A área de caatinga foi dividida de acordo com o tipo e densidade da vegetação local, em caatinga arbustiva (CA) e caatinga arbórea (CF).

Figura 2. Mapa de relevo plano altimétrico georeferenciado do solo sob pastagem na Fazenda Pendências, município de Soledade, PB.



4.2.2 Análises químicas e físicas do solo

Foram realizadas amostragens de solo nas áreas de pastagem e caatinga para caracterização química e física do solo, nas quais o pH foi determinado em solução solo-água na proporção 1:2,5 (Embrapa, 1997). Ca^{2+} , Mg^{2+} e $\text{H}^{+} + \text{Al}^{3+}$ foram extraídos por solução de KCl 1 mol L^{-1} sendo os dois primeiros determinados por espectrofotometria de absorção atômica e os últimos por titulação com NaOH; Na, K e P foram extraídos com solução de Mehlich-1, os dois primeiros determinados em fotômetro de chama (Embrapa, 1997) e o último por colorimetria (Murphy & Riley,

1962). O carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método de oxidação úmida-difusão (Snyder & Trofymow, 1984).

Foi realizada análise granulométrica nas amostras de TFSA, usando o método do densímetro (Bouyoucos, 1951), utilizando hexametáfosfato de sódio 0,1 N como dispersante. A densidade do solo foi determinada em amostras de TFSA pelo método da proveta (Embrapa, 1997).

Tabela 6. Caracterização química e física de um Planossolo Nátrico em áreas de pastagem e caatinga em região semiárida na Paraíba.

Químicas									
Área	Profundidade (m)	pH H ₂ O	COT -----g kg ⁻¹ -----	P	K mg kg ⁻¹	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al ³⁺	Na ⁺
						-----cmolc kg ⁻¹ -----			
Pastagem	0 - 0.10	6.82	11.26	21.56	608.19	1.82	1.02	1.29	3.25
Caatinga	0 - 0.10	6.82	18.04	4.21	138.85	1.49	0.92	1.53	3.25

Físicas						
Área	Profundidade (m)	Ds g cm ⁻³	Areia	Silte	Argila	Classe textural
			----- g kg ⁻¹ -----			
Pastagem	0 - 0.10	1.62	675	120	205	franco-arenoso
Caatinga	0 - 0.10	1.43	715	106	179	franco-arenoso

4.2.3 Atividade biológica do solo

A atividade biológica do solo foi quantificada por meio da avaliação da emissão de C-CO₂ pelo método da câmara estática fechada para captura do CO₂ evoluído na superfície do solo diretamente no campo por meio de uma solução alcalina (Grisi, 1978) através de coletas realizadas quinzenalmente durante a estação chuvosa e mensalmente durante a estação seca.

O método se baseia no uso de uma solução alcalina disposta sob câmaras fechadas para a captura do C-CO₂ evoluído do solo. As câmaras utilizadas consistiam de recipientes circulares, com raio de 11,25 cm e altura de 8 cm, dispostas sobre a superfície do solo, com as bordas inseridas no mesmo. Dentro de cada câmara foi colocado uma esponja com densidade de 3 g cm⁻¹ com 3 cm de espessura, embebida com 40ml de solução alcalina de NaOH 2,0 M para sequestro do CO₂ evoluído. A esponja foi disposta ao solo sobre uma estrutura metálica com 2 cm altura para evitar o contato da esponja com o solo.

A solução alcalina foi deixada por 24 h em cada amostragem, logo após transcorrido este período, a solução com o C absorvido era transferida para um recipiente, por meio de compressão da esponja para retirar a solução, e esta armazenada em potes de vidro devidamente lacrados e em seguida levados ao laboratório para quantificação do carbonato por meio de titulação potenciométrica com HCl 0,05 N (Menezes & Salcedo, 1982).

4.2.4 Carbono e Nitrogênio da Biomassa microbiana do solo

Para avaliação da biomassa microbiana do solo foram realizadas mensalmente coletas de solo nas áreas de pastagem e nas áreas de caatinga. O solo foi coletado com o auxílio de trado tubular na profundidade de 0 – 7 cm, armazenado em sacos plásticos e encaminhados ao laboratório para extração e quantificação do C e N da biomassa microbiana. Para cada amostra foram separadas 7 subamostras em copos contendo 20g de solo, sendo três fumigados com clorofórmio, três não fumigados e um separado para a determinação da umidade

A quantificação da biomassa microbiana foi realizada pelo método de fumigação-extração proposto por Vance (1987) no qual o C e N do solo foram extraídos a partir de amostras de solo não fumigadas e de amostras fumigadas com uso do clorofórmio desprovido de álcool por 24 h, a fumigação do solo com vapores de clorofórmio (CHCl_3) faz com que a membrana celular dos microrganismos seja rompida e o material celular seja liberado, esta etapa é seguida de extração do carbono lábil das subamostras fumigadas e não fumigadas com 50ml de solução de sulfato de potássio $0,5 \text{ mol l}^{-1}$, em agitador por 30 minutos. O carbono foi quantificado pelo método colorimétrico (Bartlett & Ross, 1988). As leituras de absorbância das amostras e da curva padrão foram feitas em espectrofotômetro calibrado no comprimento de onda de 495nm. A concentração de carbono nas subamostras foi calculada utilizando a equação da reta encontrada na curva padrão. O cálculo do carbono da biomassa microbiana se dá pela diferença da concentração carbono (mg C kg^{-1} de solo) nas amostras fumigadas e não fumigadas, respectivamente e o resultado é dividido pelo fator de correção $k_c = 0,33$ (Sparling & West, 1988).

O N da biomassa microbiana foi quantificado a partir do mesmo extrato através de digestão e destilação com arraste de vapor (Bremner & Mulvaney, 1982) empregando-se o método descrito Mendonça & Matos (2005).

4.2.5 Caracterização da comunidade microbiana do solo

A análise de perfis de ácidos graxos da comunidade microbiana do solo foi realizada pelo método descrito por Schutter & Dick (2000) e Fernandes & Chaer (2010) que quantifica os lipídios de ligações ésteres associados a ácidos graxos (EL-FAME ou ELFA) que se caracteriza como um método de extração direta de ácidos graxos do solo que consiste na utilização da reação de metanólise alcalina branda diretamente na amostra de solo. Com isso, os FAMES obtidos com este protocolo são derivados de ácidos graxos com ligações do tipo éster em lipídios neutros, glicolipídios e fosfolipídios.

Foram pesados 2 g de solo em tubo de centrífuga de 35 mL com tampa revestida de Teflon e adicionados 10 ml de KOH (0,2 M) em metanol, em seguida agitado em vortex e incubado a 37°C por 1 h para transesterificação, agitando os tubos em vortex a cada 15 min durante o tempo de incubação. Em seguida foram adicionados 2 ml de ácido acético 1,0 M para neutralizar pH do conteúdo do frasco e feito o fracionamento das fases adicionando 6,6 ml de hexano e deixando decantar por aproximadamente 20 minutos para em seguida centrifugar a 480 x g, por 10 min a 3.600 rpm. Feito isso transferiu-se 5 ml da fase orgânica para tubo de ensaio e secou-se sob N₂ ultrapuro para em seguida ressuspender o extrato seco em 2 x ~100 µL de hexano, agitando em vortex após cada adição do solvente, e transferir para frasco CG, com insert de 200 µL e em seguida colocou-se para analisar no cromatógrafo a 37 min por amostra.

4.2.6 Análises estatísticas

O experimento foi desenvolvido em delineamento inteiramente casualizado em esquema de parcelas subdivididas. Os dados de atividade biológica, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade através do pacote estatístico SAS (SAS, 2010). Os dados de estrutura da comunidade microbiana do solo por análise de perfis de ácidos graxos microbianos foram analisados por procedimentos

multivariados nos quais foram ordenados por escalonamento multidimensional não métrico (NMS) e testados por procedimentos de permutação multiresposta (MRPP) através do programa PC-ORD (MjM Software Design, Gleneden Beach, OR) para os contrastes entre a estrutura nas áreas de caatinga e pastagem, comportamento da comunidade microbiana do solo nos principais meses da estação chuvosa e seca, e para o contraste entre as estações chuvosa e seca nas áreas de caatinga e pastagem.

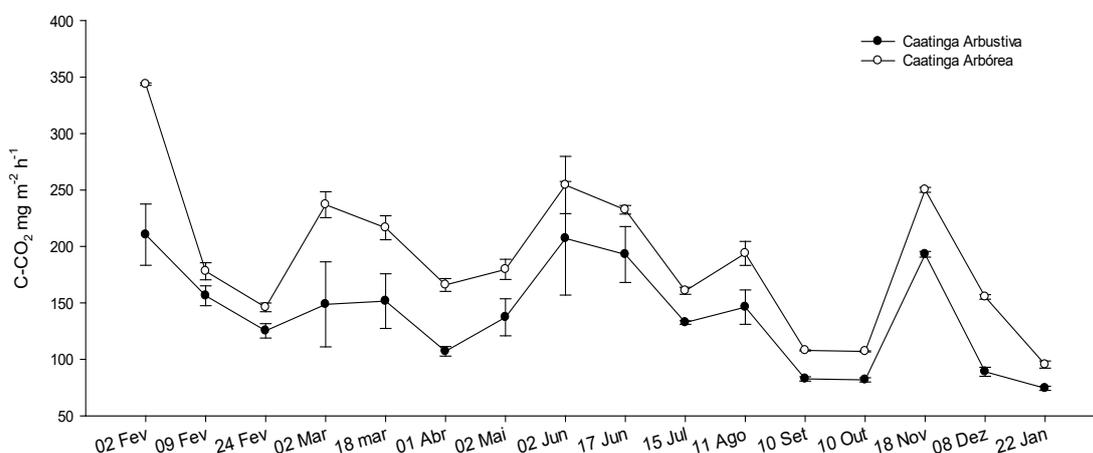
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Atividade biológica

A atividade biológica avaliada pela evolução média de C-CO₂ de forma geral foi superior nas áreas de caatinga (Figura 4) em relação às áreas de pastagem (Figura 5), apresentando grande variabilidade durante o período de avaliação nas áreas estudadas em função da temperatura e do regime pluviométrico, observando-se o efeito da sazonalidade na atividade biológica do solo nas áreas estudadas.

A emissão média de C-CO₂ na área de caatinga arbórea foi superior à caatinga arbustiva tanto no período chuvoso quanto no período seco, com grande variabilidade entre as épocas de amostragens (Figura 4), o que está associado à densidade da vegetação que pode proporcionar níveis distintos de matéria orgânica do solo pela deposição de serapilheira, que provavelmente promoveu uma maior atividade dos microrganismos envolvidos na mineralização da matéria orgânica no solo.

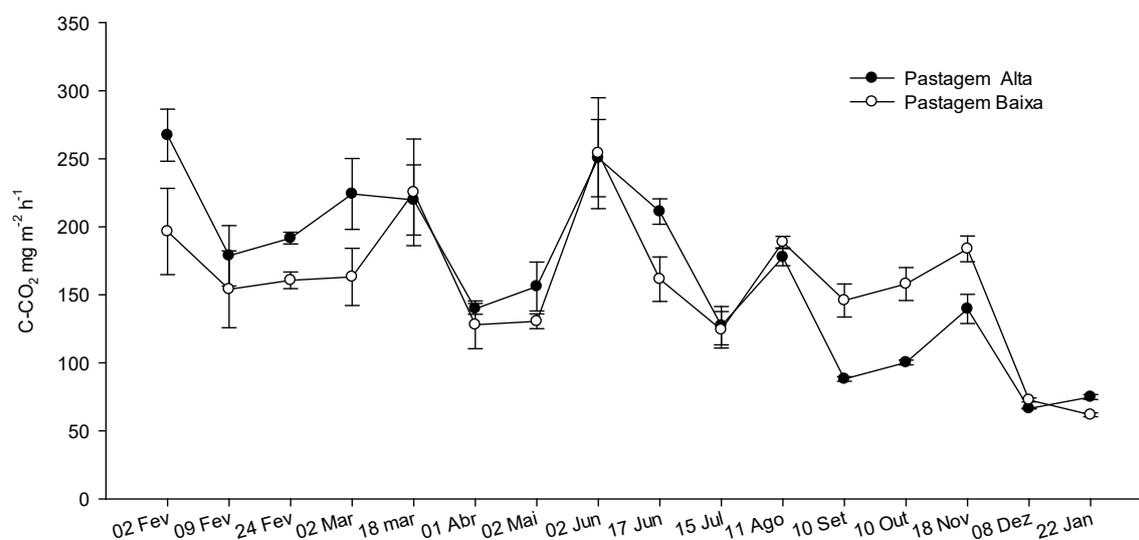
Figura 4. Valores médios (n=3) de emissão de C-CO₂ e erro padrão no período de fevereiro (2011) a janeiro (2012) em áreas caatinga arbustiva e arbórea em um Planossolo nátrico em região semiárida na Paraíba.



Nas áreas de pastagem alta os valores médios observados de emissão de C-CO₂ no período chuvoso foram superiores aos valores de emissão na pastagem baixa (Figura 4), enquanto que no período seco observou-se comportamento contrário. Esse resultado pode estar associado à topografia da área, uma vez que o solo sob a pastagem na área baixa armazenar maior conteúdo de água durante o período chuvoso. Esse armazenamento de água faz com que a temperatura do solo diminua contribuindo para

uma menor atividade biológica, enquanto que no período seco esse solo mantém a umidade e esta por sua vez associada à temperatura mais elevada proporciona uma melhor condição para a biota do solo, refletindo em maior atividade biológica.

Figura 5. Valores médios (n=3) de emissão de C-CO₂ e erro padrão no período de fevereiro (2011) a janeiro (2012) em áreas de pastagem alta e baixa em um Planossolo nátrico em região semiárida na Paraíba.



Foi observado que as maiores emissões de C-CO₂ sempre ocorreram nas épocas em que foi registrada maior precipitação e temperatura independentemente do sistema de uso do solo, fato este evidenciado com as emissões de C-CO₂ nas amostragens do mês de novembro, onde houve um incremento elevado na emissão de CO₂ devido ao efeito de chuvas de verão ocorridas no período associadas com temperaturas mais elevadas, o que mostra que há maior atividade biológica do solo quando há disponibilidade de água no solo associada a temperaturas mais elevadas.

Araujo et al (2008) em estudo realizado na mesma região e Kummer et al. (2008) em trabalho realizado em região semiárida no Pernambuco verificaram comportamento semelhante, esses autores observaram que a variação da precipitação e da temperatura influenciam diretamente na atividade da população microbiana resultando em grande variação do fluxo de CO₂.

Segundo Kang et al, (2000), o CO₂ emitido do solo é essencialmente produzido pela respiração radicular e pela atividade dos microrganismos na decomposição da

matéria orgânica. No presente trabalho, os solos com pouca vegetação, como a caatinga arbustiva, a produção de CO₂ foi relacionada à atividade microbiana, pela temperatura e umidade do solo, atributos com grande variabilidade temporal e espacial, com relação direta com as condições climáticas e topográficas do solo.

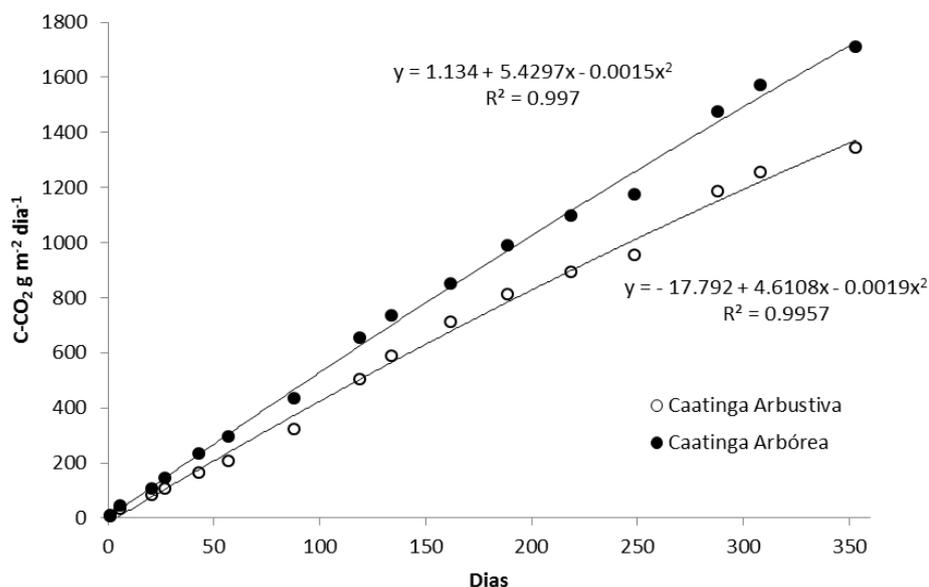
De acordo com os valores de emissão de C-CO₂ de cada amostragem integrados para as áreas de caatinga e pastagem (Tabela 7), observou-se que no período chuvoso a caatinga arbórea foi a área que na qual houve maior emissão de C-CO₂, seguida pela pastagem alta, enquanto que no período seco o fluxo de C-CO₂ foi mais elevado na pastagem baixa.

Tabela 7. Valores médios (n=6) mensais de emissão de C-CO₂ durante o período chuvoso e seco em áreas de pastagem e caatinga no município de Soledade, PB (meses) tipo de solo.

Área	Período Chuvoso	Período Seco	Acumulado
	----- g m ⁻² dia ⁻¹ -----		
Caatinga Arbórea	852	856	1708
Caatinga Arbustiva	712	630	1342
Pastagem Baixa	783	701	1484
Pastagem Alta	836	588	1424

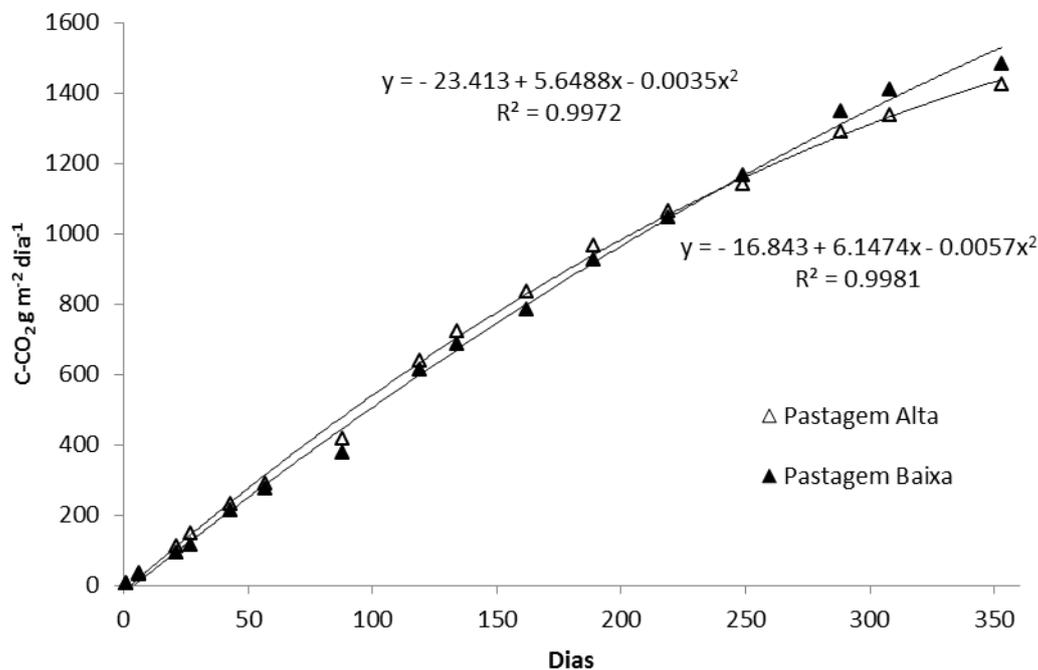
Os valores de C-CO₂ acumulados para as áreas de caatinga arbustiva e arbórea estão expressos na figura 6. O valor acumulado de C-CO₂ para a caatinga arbórea foi 27,3% superior quando comparado à área de caatinga arbustiva. Esse fato descreve que a maior atividade biológica do solo ocorre nas áreas com maior conteúdo de matéria orgânica. Isso se deve à maior disponibilidade de material vegetal proveniente da deposição de serapilheira na área de caatinga arbórea. Além disso, as condições de temperatura e umidade foram mais propícias ao desenvolvimento microbiano, que conseqüentemente promoveu uma maior atividade biológica quantificada pela emissão de C-CO₂.

Figura 6. Emissão acumulada de C-CO₂ em áreas de caatinga, sob um Planossolo natrico, durante o período 353 dias de avaliação.



De acordo com os valores de C-CO₂ acumulados para as áreas de pastagem alta e baixa expressos na figura 6 onde o valor acumulado de C-CO₂ para a pastagem baixa foi de apenas 5% superior comparado à área de pastagem alta, esse fato está associado à maior disponibilidade de umidade no solo, uma vez que há o escoamento de água durante as chuvas para as menores altitudes, havendo maior retenção de água no solo na pastagem baixa o que promove um ambiente propício a uma maior atividade biológica do solo por um maior período de tempo quando associado a temperaturas elevadas.

Figura 7. Emissão acumulada de C-CO₂ em áreas de pastagens degradadas sob um Planossolo natrico durante o período 353 dias de avaliação.



Na análise de correlação realizada na tabela 8, foi verificada correlação positiva significativa ($p < 0,05$) para precipitação na área de pastagem alta e de caatinga arbórea e não significativa nas áreas de pastagem baixa e caatinga arbustiva. A temperatura não apresentou correlação significativa ($p > 0,1$) com a emissão de C-CO₂, porém foi verificada correlação negativa para pastagem alta e caatinga arbustiva e positiva para pastagem baixa e caatinga arbórea. Para umidade relativa e para umidade do solo, foi verificada correlação positiva significativa ($p < 0,05$) para pastagem alta e caatinga arbustiva, uma vez que a emissão de C-CO₂ nessas áreas são diretamente relacionadas com o conteúdo de água no solo, visto que ambas tem menor teor de matéria orgânica, sendo a umidade do solo o principal fator que explica a atividade biológica. Já para a radiação foi verificada correlação positiva significativa apenas para pastagem baixa, quanto maior a radiação solar nessa área maior a emissão de C-CO₂, além disso, há maior retenção de água nesse ambiente proporcionando uma melhor condição para o desenvolvimento microbiano.

Tabela 8. Coeficientes de correlação entre emissão de C-CO₂ e variáveis ambientais em um Planossolo nátrico sob pastagem alta (PA) e baixa (PB) e caatinga arbustiva (CA) e arbórea (CF) na região semiárida.

Variável	PA	PB	CA	CF
Precipitação(mm)	0.36 *	0.12 ns	0.14 ns	0.28 *
Temperatura (°C)	-0.03 ns	0.04 ns	-0.12 ns	0.08 ns
Umidade Relativa (%)	0.28 *	-0.05 ns	0.28 *	0.06 ns
Umidade do Solo (m ³ m ⁻³)	0.48 *	0.32 ns	0.43 *	0.25 ns
Radiação	0.01 ns	0.26 *	-0.16 ns	0.04 ns

Orchard & Cook (1983) e Assis Júnior et al. (2003) observaram que a precipitação afeta diretamente a umidade e a temperatura do solo, e verificaram relações lineares entre o conteúdo de água no solo e sua atividade biológica. Para Prevedello (1996), a temperatura do solo é um dos fatores mais importantes para a atividade microbiana. O solo, além de armazenar e permitir os processos de transferência de água, solutos e gases, também armazena e transfere calor. Ainda segundo o autor, se o solo não apresentar uma temperatura dentre dos limites fisiológicos envolvidos, a atividade microbiológica poderá ser interrompida.

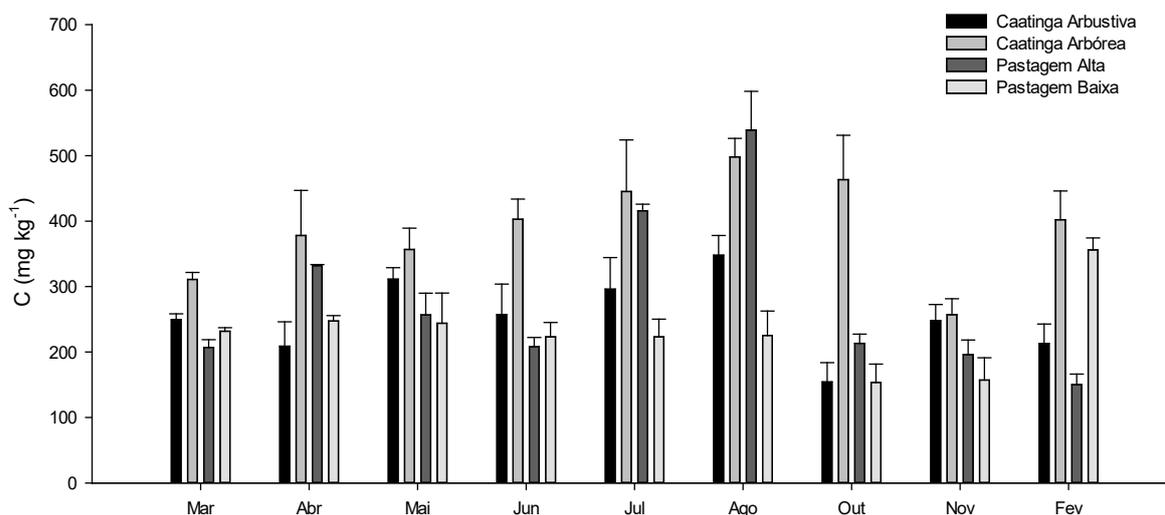
De acordo com Bakke et al. (2001) há um indicativo de que a atividade dos microrganismos aumenta com o aumento da temperatura até valores próximos a 40°C havendo inibição da atividade microbiana quando ocorrem valores superiores próximos aos 50°C promovendo menor produção de CO₂.

4.3.2 Carbono e Nitrogênio da Biomassa Microbiana do Solo

O carbono da biomassa microbiana (CBM) do solo variou em função das áreas, bem como dos intervalos de amostragem do solo (Figura 8). Nas áreas de pastagem os teores médios de CBM foram em média 20% inferiores aos teores médios das áreas de caatinga. No período chuvoso que compreendeu os meses de fevereiro a julho (Figura 1), os teores de CBM na pastagem alta foram 21% mais elevados que a pastagem baixa. Essa diferença foi muito mais expressiva no período de seca, os teores de CBM na área de pastagem alta foram 77% superiores aos teores de CBM na pastagem baixa, o que provavelmente está associado menor atividade biológica nesse período nessa área. Moraes (2007) comparando solos de mata nativa, plantio com espécies arbóreas e pastagem abandonada durante o período de seca e de chuvas, encontrou diferença

estatística apenas entre os valores de CBM nas áreas de pastagem, sugerindo que os solos estudados possuíam graus semelhantes de estabilidade.

Figura 8. Carbono da Biomassa Microbiana do Solo em áreas de pastagem e Caatinga em um Planossolo nátrico na região semiárida na Paraíba.



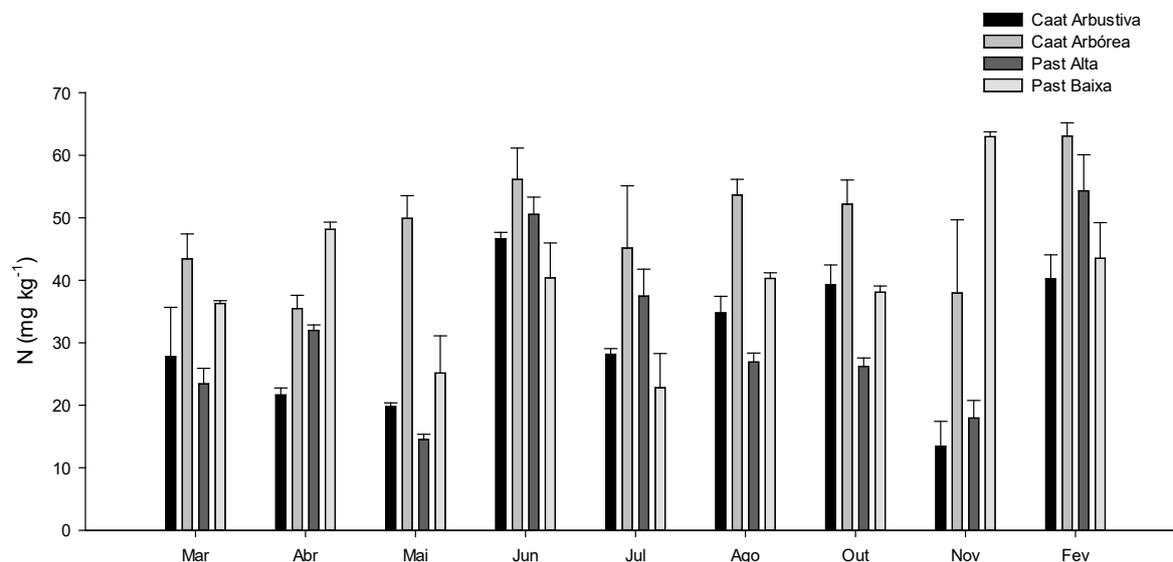
Na área de caatinga arbórea no período chuvoso, o teor médio de CBM encontrado foi de 378 mg kg⁻¹, sendo 43% superior ao teor médio de CBM encontrado na área de caatinga arbustiva, 264 mg kg⁻¹ para o mesmo período. Enquanto que no período seco o teor médio de CBM encontrados na caatinga arbórea foi 88% superior a caatinga arbustiva, resultando que corrobora com os encontrados por Almeida et al (2009) que verificaram aumento no CBM no verão na ordem de 37% em solos com uso de coberturas orgânicas.

Esse comportamento pode estar relacionado com a estabilidade da comunidade microbiana que é beneficiada pela disponibilidade de nutrientes provenientes da serapilheira que tem maior deposição no final do período chuvoso (Alves, 2006), havendo um maior aporte de nutrientes para a biomassa microbiana.

Os teores médios de nitrogênio (NBM) apresentou comportamento semelhante ao CBM em todas as áreas observadas, variando com o uso do solo e nas épocas de avaliação em função do regime hídrico. A relação C/N microbiana foi em média 8:1. Valores semelhantes foram encontrados por Srivastava & Singh (1991) em estudo em ambiente tropical seco na Índia, onde encontraram valores de CBM na ordem de 609

mg g⁻¹ para floresta e 397 mg g⁻¹ para savana e valores de NBM na ordem de 65 e 38 mg g⁻¹ respectivamente.

Figura 9 – Nitrogênio da Biomassa Microbiana do Solo em áreas de pastagem e Caatinga em um Planossolo nátrico na região semiárida na Paraíba.



O comportamento observado pode ser associado à variação da precipitação e da temperatura registrados na área experimental ao longo do ano (Figura 1), uma vez que esses fatores influenciam na atividade da população microbiana (Cattelan e Vidor, 1990).

Orchard & Cook (1983) citados em Assis Júnior et al. (2003) também mostraram que a precipitação afeta diretamente a umidade e a temperatura do solo, e verificaram relações lineares entre o potencial de água no solo e sua atividade biológica.

Os maiores teores de CBM e NBM ocorreram no início do período seco e final do período chuvoso, respectivamente, indicando maior estabilidade da biomassa microbiana. De acordo com Powlson et al (1987), CBM e NBM podem ser utilizados como indicadores do nível de degradação do solo em função do sistema de manejo por constituírem a fração mais lábil do solo. Sendo a fração mais sensível ao sistema de uso do solo por refletir as mudanças que ocorrem no mesmo a médio e a longo prazo (Feigl et al., 1998).

4.3.3 Comunidade Microbiana do Solo

A análise da estrutura da comunidade microbiana do solo determinada pela análise de perfis de ácidos graxos microbianos para as áreas de pastagem alta (PA) e baixa (PB), e áreas de caatinga arbustiva (CA) e arbórea (CF), para os principais meses da estação chuvosa e de seca, e para a relação entre as áreas de caatinga e pastagem nas estações chuvosa e de seca encontram-se na figura 10.

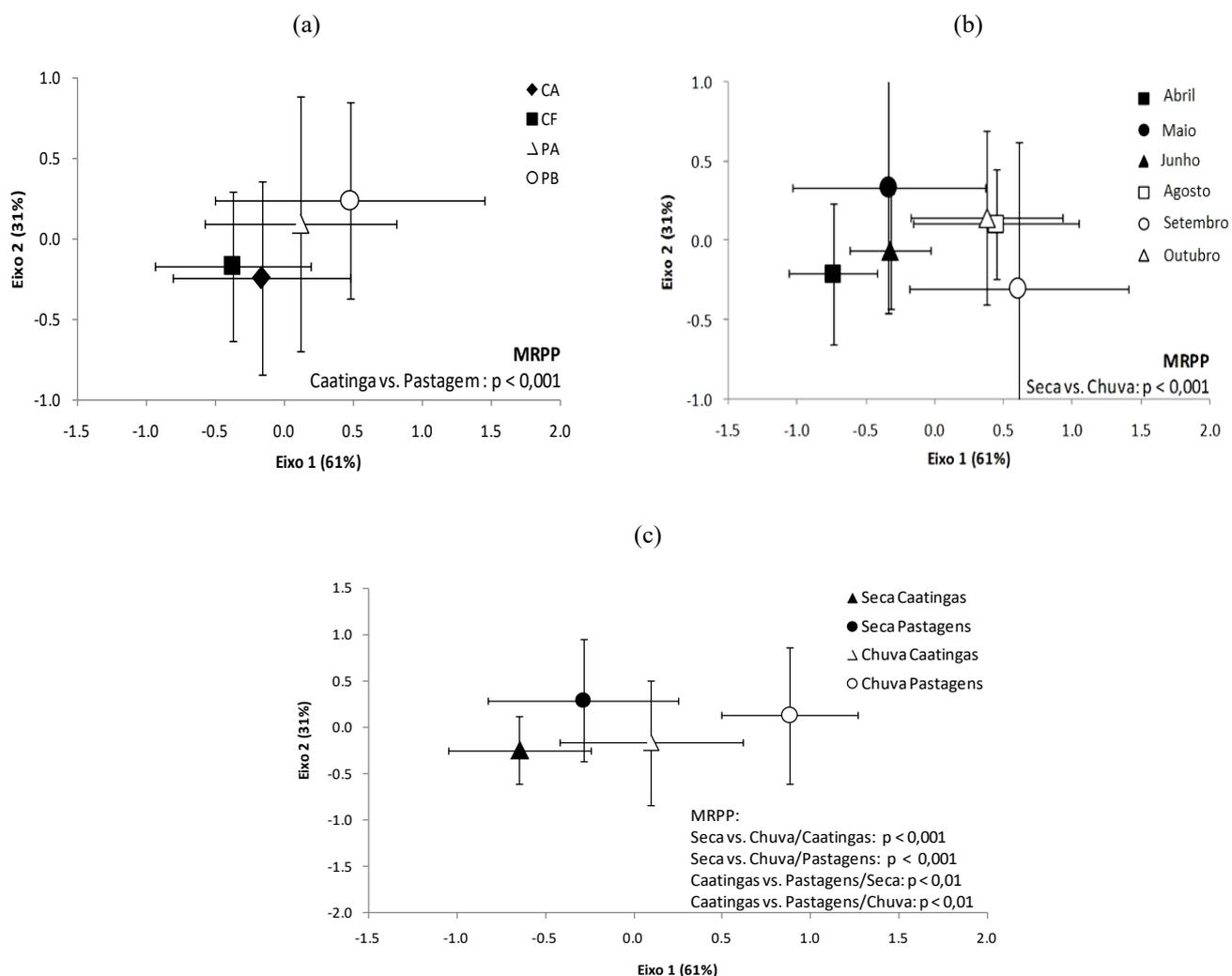
Na figura 10a foram comparadas as áreas de pastagem (PA e PB) com as áreas de caatinga (CA e CF) em todas as datas de amostragem, a estrutura das comunidades microbianas nas áreas de caatinga foi diferente ($p < 0,01$) para CA e PB, CF e PB e CF e PB, porém na comparação entre as áreas de caatinga e entre as áreas de pastagem não houve diferença significativa, indicando que a comunidade dentro das áreas com mesma vegetação é semelhante, ou seja, independente da densidade da vegetação na caatinga e do relevo na pastagem, no entanto a PA não diferiu ($p > 0,01$) da CA.

Na figura 10b, quando comparado o efeito da época de amostragem, verificaram-se diferenças significativas entre a estação chuvosa e a estação seca, indicando comportamento sazonal da comunidade microbiana, comportamento este também encontrado por Moore-Kucera & Dick (2008) que verificaram efeito significativo da sazonalidade na comunidade microbiana do solo.

Quando se comparou a comunidade microbiana das áreas de caatinga e pastagem nas épocas de seca e de chuva, (Figura 10c), houve diferença significativa apenas para as áreas com pastagens na estação chuvosa em relação às demais, que não diferiram entre si independentemente da estação do ano.

Cerca de 92% da variabilidade dos dados foi representada no gráfico bidimensional por NMS, no qual o eixo 1 representou 61% da variabilidade e o eixo 2 representou outros 31% da mesma, os quais foram positivamente correlacionados ($p < 0,01$) para todas as variáveis.

Figura 10. Relação entre as estruturas das comunidades microbianas do solo sob diferentes vegetações (a), em diferentes meses de amostragem (b) e comparação das vegetações nas épocas de amostragem. Símbolos representam os centroides das repetições sob uma mesma condição. Distâncias gráficas entre os símbolos são proporcionais à dissimilaridade na estrutura das comunidades microbianas por eles representadas. Barras horizontais e verticais expressam 1 D.P. da distribuição das amostras em relação aos centroides ao longo dos eixos 1 e 2.



Na tabela 5 encontram-se os coeficientes de correlação entre as porcentagens molares de ácidos graxos biomarcadores de grupos microbianos e os escores das amostras de solo nos eixos de ordenação por NMS. No presente estudo foram identificados biomarcadores para cinco grupos microbianos, bactérias gram positivas (15:0i, 15:0a, 16:0i, 17:0i, 17:0a), (O’Leary & Wilkinson, 1988); bactérias gram negativas (16:1 ω 7c, 17:0cy, 19:0cy), (Wilkinson, 1988); actinomicetos (16:0 10Me, 17:0

10Me), (Kroppenstedt, 1992); fungos (18:2 ω 6c), (Olsson, 1999) e fungos micorrízico arbusculares (FMA) (16:1 ω 5c), (van Aarle & Olsson, 2003).

Os marcadores mais comuns na estação chuvosa foram 15:0i, 15:0a, 16:0i, 17:0i, 17:0 (bactérias gram positivas) e 16:1 ω 7c, 17:0cy, 19:0cy (bactérias gram negativas) que apresentaram scores negativos no eixo 1 (Figura 10b) tendendo a concentrações mais elevadas durante a estação chuvosa, enquanto que na estação seca os marcadores predominantes foram 16:0 10Me, 17:0 10Me (actinomicetos), 18:2 ω 6c (fungos) e 16:1 ω 5c (FMA).

De acordo com Guckert et al.,(1986), maiores concentrações de bactérias que contêm o ácido graxo 19:0cy seria esperado na estação seca, pelo fato de que estas bactérias são capazes de manter uma membrana celular mais estável, minimizando as alterações na membrana celular devido à degradação celular sob estresse ambiental. No entanto, os dados indicam a maior ocorrência de bactérias na estação chuvosa.

Moore-Kucera & Dick (2008) estudaram o efeito de um corte raso e áreas de pousio sobre a dinâmica temporal da comunidade microbiana do solo, e observaram que, embora os padrões PLFA tenham mudado devido ao efeito do corte raso, as alterações sazonais foram mais significativas do que as diferenças entre as áreas de pousio, provavelmente devido a variações de disponibilidade de nutrientes e água durante todo o ano. Clegg (2006), estudando pastagens na Inglaterra, afirma que a pastagem pode afetar significativamente comunidade microbiana do solo indicada por interação entre a pastagem e adubação na análise de abundância de PLFAs individuais.

O tipo de vegetação é um fator determinante da estrutura da comunidade microbiana do solo, pois as plantas são os maiores fornecedores de formas específicas de carbono e fontes de energia (Garbeva et al., 2004). Desse modo, o tipo de vegetação bem como as condições ambientais torna-se fatores que determinam a quantidade e qualidade do material depositado no solo, influenciando a heterogeneidade e taxa de decomposição (Moreira e Siqueira 2006) atuando diretamente sobre a comunidade microbiana do solo.

Tabela 9. Coeficientes de correlação entre as porcentagens molares de ácidos graxos biomarcadores de grupos microbianos e os escores das amostras de solo nos eixos da ordenação por NMS.

Biomarcadores	Grupos microbianos	Coeficiente de Correlação (r)	
		Eixo 1	Eixo 2
15:0i	Bactérias Gram +	-0,838 ^{***}	0,363 ^{**}
15:0a	Bactérias Gram +	-0,566 ^{***}	0,422 ^{***}
16:0i	Bactérias Gram +	-0,781 ^{***}	0,091 ^{ns}
17:0i	Bactérias Gram +	-0,712 ^{***}	-0,089 ^{ns}
17:0a	Bactérias Gram +	-0,743 ^{***}	0,154 ^{ns}
16:1 ω 7c	Bactérias Gram -	0,045 ^{ns}	0,392 ^{**}
17:0cy	Bactérias Gram -	-0,677 ^{***}	0,000 ^{ns}
19:0cy	Bactérias Gram -	-0,553 ^{***}	-0,206 ^{ns}
16:0 10Me	Actinomicetos	-0,513 ^{***}	0,106 ^{ns}
17:0 10Me	Actinomicetos	0,363 ^{**}	0,362 ^{**}
16:1 ω 5c	Fungos micorrízicos arbusculares	0,645 ^{***}	0,495 ^{***}
18:2 ω 6c	Fungos	0,589 ^{***}	-0,782 ^{***}

O biomarcador 16:1 ω 5c (FMA) aumentou significativamente em direção a estação seca o que não condiz com o comportamento característico de fungos micorrízico, que segundo Cavalcante et al (2009) são biotróficos obrigatórios, sendo estritamente dependentes de um hospedeiro ativo com o qual consiga estabelecer relação simbiótica. Como vegetação na caatinga é caducifolia, não há fotossíntese durante a estação seca e não haveria crescimento de FMA, conseqüentemente, deveria haver menos FMA no período seco. Porém os resultados mostram a tendência oposta à esperada, o que possivelmente se deve a influência da técnica utilizada, uma vez que EL-FAME que também pode extrair ácidos graxos derivados de lipídios neutros (LN) e glicolipídios (GL), que podem estar associados a células mortas e material de reserva (Fernandes, 2006), enquanto que PLFA extrai apenas FAMES viáveis, ligados a células vivas, como fosfolipídios é convertido em LN e GL após a morte microbiana (King et al., 1977), está pode ser a principal causa de variação do método.

Fernandes (2006) em estudo comparativo das técnicas PLFA e EL-FAME relatou diferenças entre os métodos para marcadores de fungos (18:1 ω 2c) e para FMA

(16:1w5c) e sugeriu estarem associadas a lipídeos neutros e glicolipídios extraídos por EL-FAME. É possível que os FMA tenham esporulado no início da estação seca, como um mecanismo de sobrevivência à falta de água no solo e à falta de suprimento de fotossintatos derivados das raízes na estação seca, em detrimento da produção de mais hifas ativas. Como os esporos de FMAs são grandes reservatórios de lipídios neutros, é possível que o aumento em 16:1w5c na estação seca na caatinga tenha sido derivado da fração neutra utilizada como reserva nos esporos de FMA.

Na análise de correlação entre a estrutura da comunidade microbiana e variáveis climáticas do mês anterior a coleta das amostras (Tabela 6), as variáveis umidade do solo, temperatura ambiente e precipitação foram significativamente ($p < 0,01$) correlacionadas com o comportamento da comunidade microbiana.

Tabela 10. Coeficientes de correlação entre as variáveis climáticas relativas ao mês antecedente à coleta das amostras e os escores das amostras de solo nos eixos da ordenação por NMS

Biomarcadores	Coeficiente de Correlação (r)	
	Eixo 1	Eixo 2
Umidade do solo	-0,238*	0,176 ^{ns}
Temperatura	-0,342**	-0,045 ^{ns}
Precipitação	-0,564***	0,100 ^{ns}

De acordo com Silveira e Freitas (2007), os fatores ambientais como temperatura ambiente, umidade do solo, precipitação e radiação solar são diretamente responsáveis pelo desenvolvimento da microbiota do solo, influenciando diretamente à atividade microbiológica no solo e de acordo com o tipo de vegetação, determina as comunidades microbianas que potencialmente estarão presentes ou ausentes no local, podendo ainda estar relacionados as porcentagens de cada grupo microbiano.

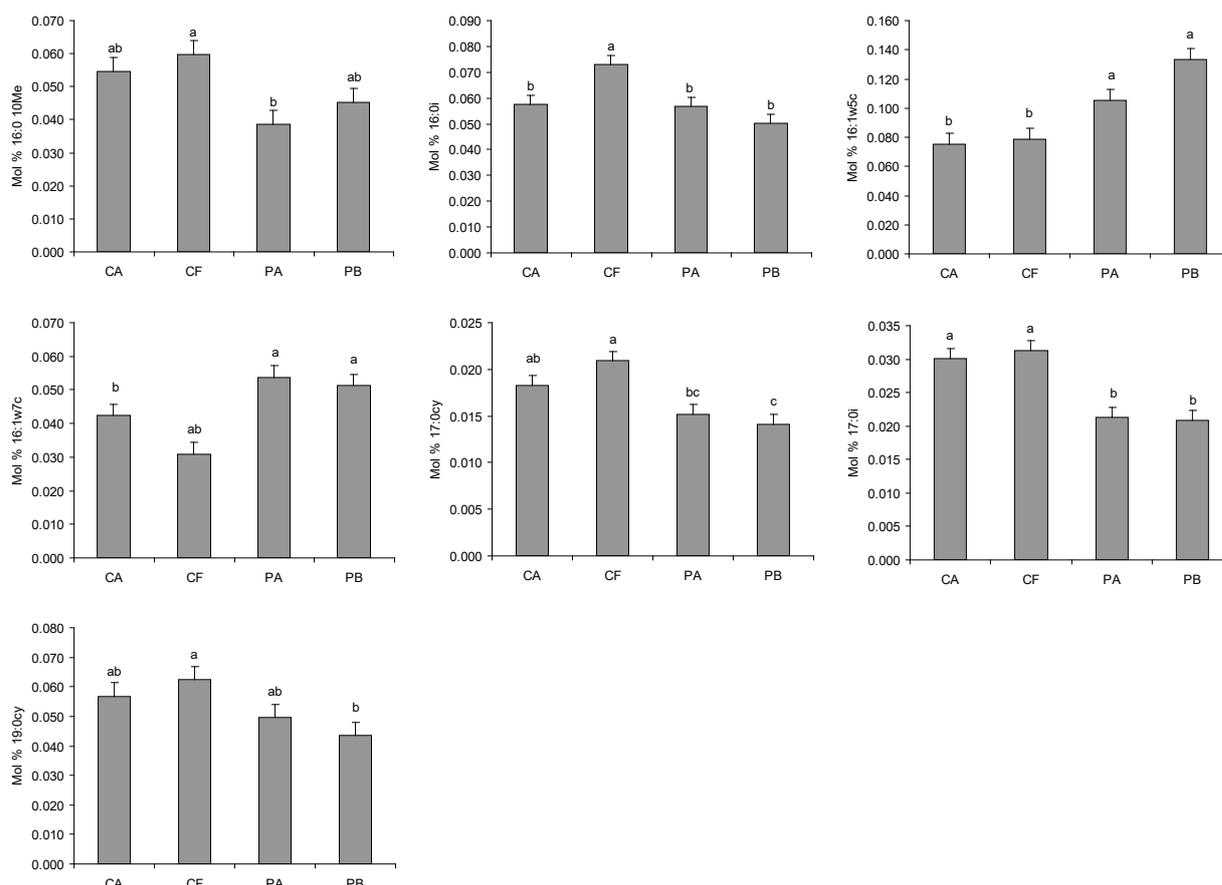
As concentrações (mol %) de diferentes ácidos graxos marcadores de grupos microbianos em amostras de solo para as diferentes vegetações de caatinga aberta (CA), caatinga fechada (CF), pastagem alta (PA) e pastagem baixa (PB), estão dispostas na figura 11, nas quais as médias apresentadas referem-se aos valores ajustados após considerar o efeito das épocas de amostragem sobre as concentrações dos ácidos graxos marcadores microbianos. Apenas os marcadores que apresentaram efeito significativo ($p < 0,05$) de vegetação de acordo o teste de Bonferroni foram utilizados.

O biomarcador 16:0 10Me (actinomicetos) apresentou maior ocorrência na área de caatinga fechada seguida da caatinga aberta que não diferiu das áreas de pastagens o que pode estar relacionado com o teor de umidade do solo. De acordo com Groth et al. (1999) atuam na decomposição da matéria orgânica e contribuem com a estruturação do solo, através de ligações de suas hifas com as partículas do solo.

Os marcadores 16:0i e 17:0i (bactérias gram +), 17:0cy e 19:0cy (Gram -) tiveram maior ocorrência nas áreas de caatinga, enquanto apenas o 16:1 ω 5c (FMA), 16:1 ω 7c (Gram -) tiveram maior ocorrência nas pastagens. Quirino et al. (2009) estudando solos de Cerrado nativo e sob pastagens encontrou maior predominância do grupo α -proteobactérias seguido de acidobactérias e actinobactérias em solo de área nativa, no mesmo estudo a conversão para pastagens alterou a dominância dos grupos mais abundantes no solo sendo a predominância das seqüências pertencentes ao grupo actinobactérias seguido de acidobactérias e α -proteobactérias. Bossio et al. (2005) pela técnica de PLFA identificou maior abundância de fungos e de bactérias gram-negativas em solos de floresta e de áreas reflorestadas de regiões de clima tropical. A conversão deste tipo de solo em uma área agrícola indicou altos níveis de actinomicetos e bactérias gram-positivas.

As mudanças na estrutura da comunidade microbiana, devido à cobertura vegetal e padrões sazonais, no presente trabalho, pode ser indicada por diferenças na abundância dos mesmos grupos específicos, como não houve exclusão ou a presença exclusiva de um determinado grupo de microrganismos nos perfis ELFA analisados.

Figura 11. Concentrações (mol %) de diferentes ácidos graxos marcadores de grupos microbianos em amostras de solo sob vegetações de caatinga aberta (CA), caatinga fechada (CF), pastagem alta (PA) e pastagem baixa (PB). Médias com mesma letra não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($p < 0,05$). Barras de desvio referem-se a 1 E.P. da média.



Bresolin (2006) afirma que em ecossistemas naturais a cobertura vegetal possui estreita ligação com os fatores físico, químico e biológico do solo, por meio de processos essenciais como a ciclagem de nutrientes, dessa forma a comunidade microbiana de solos tropicais é diretamente influenciada pelo tipo de vegetação presente no local. Viana et al. (2011) ao comparar áreas de cerrado nativo com áreas convertidas a pastagens pela técnica de PLFA observou maior predominância de bactérias gram-negativas em áreas nativas e bactérias gram-positivas e microrganismos eucarióticos em áreas de pastagem, evidenciando o efeito da cobertura vegetal na composição da comunidade microbiana.

4.4. CONCLUSÃO

Os maiores valores de emissão de CO₂ ocorreram com as temperaturas mais altas e maiores precipitações no período chuvoso independente do sistema de uso do solo, evidenciando as diferenças da atividade microbiana entre as áreas de estudo ao longo do ano.

A maior densidade da vegetação nas áreas de caatinga e a área mais baixa do relevo sob pastagem, influenciaram positivamente o conteúdo de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo.

A estrutura da comunidade microbiana do solo foi alterada pelo relevo na pastagem e a densidade da vegetação na caatinga e mostrou correlação com variáveis ambientais como umidade do solo, temperatura e precipitação, interferindo na microbiota ao longo do ano.

As maiores concentrações de marcadores de bactérias e actinomicetos ocorreram nas áreas de caatinga, enquanto que nas pastagens houve predominância de fungos e fungos micorrízicos arbusculares, independente da densidade da vegetação na caatinga e do relevo na pastagem.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159p.
- AMORIM, L. B. **Caracterização da serrapilheira em caatinga preservada e mudanças no carbono do solo após o desmatamento sem queima**, Brasil. 2009, 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- ANDERSON, J. P. E. Soil respiration. In. PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.) **Methods of soil analysis**. 2. Ed. Madison: American Society of Agronomy: Soil Science of Agronomy, 1982. Part 2, p. 831-872.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. **Biology and fertility of soils**. V. 1, p. 81-89, 1985.
- ANDRADE, A.G. de; CABALLERO, S.S.U.; FARIA, S.M. de. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. EMBRAPA (**Documento nº 13**), 1999.
- ANGELOTTI, F., SÁ I. B., MELO, R. F. **Mudanças climáticas e desertificação no semiárido brasileiro**. Petrolina, PE: Embrapa Semi-Árido; Campinas, SP: Embrapa informática Agropecuária, 2009. 295p
- ASSIS JUNIOR, S. L.; ZANUNCIO, J. C.; KASUYA, M. C.; COUTO, L.; MELIDO, R. C. N. Atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais, monoculturas, mata natural e área desmatada. **Revista Árvore**, v. 27, n.1, p.35-41, 2003.
- BEARE, M.H.; PARMELEE, R.W.; HENDRIX, P.F.; CHENG, W. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. **Ecol. Monogr.**, v. 62, p. 569-591, 1992.
- BECKER, J.; MAKUS, P.; SCHRADER, S. Interactions between soil micro- and mesofauna and plants in an ecofarming system. **Eur. J. Soil Biol.**, v. 37, n.1, p. 245-249, 2001.

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

BOSSIO, D.A., GIRVAN, M.S., VERCHOT, L., BULLIMORE, J., BORELLI, T., ALBRECHT, A., SCOW, K.M., BALL, A.S., PRETTY, J.N. E OSBORN, A.M. Soil Microbial Community Response to Land Use Change in na Agricultural Landscape of Western Kenya. **Microbial Ecology**. 49: 50-62; 2005.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Avaliações e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da caatinga**. Brasília, 2002.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Nova delimitação do Semi-árido brasileiro**. Brasília, DF, 2005. 32 p.

BRAY, J.R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, v.2, n.1, p.101-157,1964.

BRESOLIN, J. D. **Comparação da comunidade microbiana de solos sob vegetação nativa e sob diferentes sistemas agrícolas em áreas de plantio comercial na região central do Cerrado**. Brasil, 2006. 110p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.

BRIDGHAM, S.D., PASTOR, J., McCLAUGHERTY., RICHARDSON, C.J.. Nutrient-use efficiency: a litterfall index, a model, and a test along a nutrient-availability gradient in North Carolina peatlands. **Am. Nat.** 1995145:1-21.

BURESH, R. J.; TIAN, G. Soil improvement by trees in sub-Sahara África. In: **Agroforestry system special issue**. [S.l.: s.n.], 1998.

CARPANEZZI, A.A. **Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e em uma plantação de eucaliptos no interior do estado de São Paulo**. 1980. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

CARVALHO, F. **Atributos bioquímicos como indicadores da qualidade de solo em floresta de Araucária angustifolia (Bert.) O. Ktze. no Estado de São Paulo**. 2005.

79f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

CASTRO, O.M. de.; PRADO, H. de. Avaliação da atividade de microrganismos do solo em diferentes sistemas de manejo da soja. **Scientia Agricola**, v.50, n.2, p.212-219, 1993.

CASTELETI, C. H. M.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, L.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora da UFPE, 2003. p. 719-734.

CAVALCANTE, U. M. T. GOTO. B. T. MAIA, L. C. Aspectos Da Simbiose Micorrízica Arbuscular. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica**, Recife, vols. 5 e 6, p.180-208, 2008-2009.

CLEGG, C.D. Impact of cattle and inorganic fertilizer additions to managed grassland on the microbial community composition of soils. **Applied Soil Ecology**, v.31, p.73-82, 2006.

COLE, D.W.; RAPP, M. Elemental cycling in forest ecosystems. In: REICHLE, D.E. (Ed.). **Dynamic principles of forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, p.341-409, 1981.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação da serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto alegre: Gênese, 1999. p. 197-225.

CORRÊA, F.L.O.; RAMOS, J.D.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; MULLER, M.W. Produção de serapilheira em sistema agroflorestal multiestratificado no Estado de Rondônia, Brasil. **Ciênc. Agrotec.** 30 (6): 1099-1105, 2006.

DANTAS, S.V. **Dinâmica da produção e decomposição de folheto e ciclagem de nutrientes em um ecossistema de Caatinga arbórea no agreste da Paraíba**. 2003. 32

f. Monografia (Graduação) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba-PB

DEC, J.; HAIDER, K.; BOLLAG, J. Release of substituents from phenolic compounds during oxidative coupling reactions. **Chemosphere**, v. 52, p. 549-556. 2003.

DRUMOND, M.A., KIILL, L.H.P., LIMA, P.C.F., OLIVEIRA, M.C., OLIVEIRA, V.R., ALBUQUERQUE, S.G., NASCIMENTO, C.E.S. & CAVALCANTE, J.

Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga. In: Seminário para avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga. **Anais EMBRAPA/CPATSA, UFPE e Conservation International do Brasil, Petrolina. 2000.**

ELLERT, B.H., E.G. GREGORICH. Management-induced changes in the actively cycling fractions of soil organic matter. In. MCFEE, W. W., KELLY, J. M. (eds.) Carbon forms and functions in forest soils. SSSA, Madison, Wisconsin, 1995, p. 119-139

FERNANDES, M. F. Fatty acid profiling of soil microbial communities: A comparison of extraction methods and temporal dynamics in plant residue amended soils. **(Dissertation)**. Crop and Soil Science, Oregon State University, Corvallis, 2006. 154 p

FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M. **Análise de Perfis de Ácidos Graxos como Ferramenta para Estudos em Microbiologia do Solo**. Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2010. 37 p.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G.F.; LUCIANO BUDANT SCHAAP, L.B.; FIGUEIREDO, D.J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F.; SANTOS, M.L. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Campinas, v. 27, p. 1021-1031, 2003.

GARBEVA, P.; VEEN, J.A.; ELSAS, J.D. van. Microbial diversity in soil: selection of microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppressiveness. **Annual Review of Phytopathology**, v.42, p.243-270, 2004.

GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G.; CHILD, G.L.; DUEVER, M.J. HARTE, J.; RAWA, A.; PRICE, V. Effects of manipulated soil microclimate on mesofaunal biomass and diversity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, n. 3, p. 313-322, 1996.

GUCKERT, J.B.; HOOD, M.A.; WHITE, D.C. Phospholipids ester-linked fatty acid profile changes during nutrient deprivation of *Vibrio cholerae*: increases in the trans/cis ratio and proportions of cyclopropyl fatty acids. **Applied and Environmental Microbiology**, v.52, p.794-801, 1986.

HEAL, O.W.; DHILLION, S. Soil function in changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **Eur. J. Soil Biol.**, v. 33, n. 4, p. 159-193, 1994.

JACOMINE, P.K.T. Distribuição geográfica, características e classificação dos solos coesos dos Tabuleiros Costeiros. In: REUNIÃO TÉCNICA SOBRE SOLOS COESOS DOS TABULEIROS, Cruz das Almas, 1996. **Pesquisa e desenvolvimento para os Tabuleiros Costeiros**; anais. Aracaju: EMBRAPA, CPATC; EMBRAPA, CNPMF; EAUFBA; IGUFBA, 1996.p.13-24

JENKINSON, D. S.; LADD, J. M. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J. M. (Ed.) **Soil biochemistry**. New York: Marcel Dekker. 1981, v. 2, p. 415-471.

JOHNSON, K.; JACOBSEN, C.S.; TORSVIK, V. Pesticide effects on bacterial diversity in agricultural soil – a review. **Biology and Fertility of Soils** n. 33, p. 443 – 453, 2001.

KAISER, P.A.; LUSSENHOP, J. Collembolan effects on establishment of vesicular-arbuscular mycorrhizae in soybean (*Glycine max*). **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, n.4, p. 307-308, 1991.

KROPPESTEDT, R. M. The genus *Nocardiopsis*, p.1139-1156. In. A. BALOWS, H. G. TRÜPPER, D. M., W. HARDER, K. H. SCHLEIFER (ed.), **The prokaryotes**, vol. 2. Springer, Berlin. 1992.

KING, J.D., D.C. WHITE, C.W. TAYLOR. Use of lipid composition and metabolism to examine structure and activity of estuarine detrital microflora. **Applied and Environmental Microbiology**, v.33:1177-1183. 1977.

KIEFT, T. L.. AND L. L. ROSACKER. . Application of respiration and adenylate-based soil microbial assays to deep subsurface terrestrial sediments. **Soil Biology and Biochemistry**, 1991, 23:563-568.

KING, J. D.; WHITE, D. C. et al. Use of lipid composition and metabolism to examine structure and activity of estuarine detrital microflora. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 33, p. 1177-1183, 1977.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa. 2000. 531p.

LAVELLE, P.; BINELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; IENSON, P.; **Ciclagem de minerais em ecossistemas de floresta tropical úmida**. São Paulo: EPU/EDUSP, 256 p., 1978.

LIRA, A. C. S. de. **Comparação entre um povoamento de eucalipto sob diferentes práticas de manejo e vegetação natural de cerradão, através da respiração, infiltração de água e mesofauna do solo**. Piracicaba, 1999. 70p. Dissertação (M. S.) Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba: ESALQ.

LEITE, R. P.; EGEL, D. S.; STALL, R. E. Genetic analysis of hrp-related DNA sequences of *Xanthomonas campestris* strains causing diseases of citrus. **Applied and Environmental Microbiology**. V. 60, p. 1078-1086, 1995.

M.E.F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, n.4, p. 565-571, 2005.

- MARTINS, C.M. **Atributos de solos e sua relação com o processo de desertificação no semiárido de Pernambuco.** 2009, 94 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciência do Solo). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife-PE.
- MARTINS, F.R.; SANTOS, F.A.M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Revista Holos**, Centro de estudos Ambientais da Universidade estadual Paulista, edição especial, p. 236-267. 1999.
- MAYO, S.J.; BARBOSA, M.R.V. **Pesquisa Botânica Nordestina: progresso e perspectivas.** Recife, Sociedade Botânica do Brasil, 1996, p.191-201.
- MENDES, B.V. **O Semi-Árido brasileiro.** In: Congresso Nacional Sobre Essências Nativas, 2, 1992. São Paulo. Anais... São Paulo, 1992. p. 394-399.
- MILES, L; NEWTON, A.C.; DeFRIES, R.S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; VALERIE KAPOS, V.; GORDON. J.E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography** 33: 491-502, 2006.
- MOÇO, M.K.S; GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; CORREIA,
- MOORE-KUCERA, J.; DICK, R.P. PLFA profiling of microbial community structure and seasonal shifts in soils of a Douglas-fir chronosequence. **Microbial Ecology**, v.55, p.500-511, 2008
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** 2 ed. Lavras: UFLA, 2006. 729p.
- O'LEARY, W. M., S. G. WILKINSON. Gram-positive bacteria, p. 117-201. In. C. RATLEDGE, S. G. WILKINSON (ed.), **Microbial lipids**, vol. 1. Academic Press, San Diego. 1988.
- OLSSON, P. A.. Signature fattyacids provide tools for determination of the distribution and interactions of mycorrhizal fungi in soil. **FEMS Microbiology Ecology** 29:303-310. 1999.
- ODUM, E.P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara, 1993. 434p.

ORCHARD, V.; COOK, F. J. Relationship between soil respiration and soil moisture. **Soil Biology Biochemistry**, v. 15, n. 4, p. 447-453, 1983

PARKIN, T.B.; DORAN, J.W.; FRANCO-VIZCAINO, E. Field and laboratory tests of soil respiration. In: DORAN, J.W.; JONES, A. (Eds.). *Methods for assessing soil quality*. Madson: **Soil Science Society of America**, 1996. p. 231-245

PROCTOR, J. Nutrient cycling in primary and old secondary forest. **Applied Geography**, v. 7, n.2, p.135-152. 1987.

QUIRINO, B. F.; PAPPAS, G. J.; TAGLIAFERRO, A. C.; COLLEVATTI, R. G.; NETO, E. L.; DA SILVA, M. R. S. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KRÜGER, R. H. Molecular phylogenetic diversity of bacteria associated with soil of the savanna-like Cerrado vegetation. **Microbiological Research**, v. 164, n. 1, p. 59-70, 2009.

ROSCOE, R.; BODDEY, R. M.; SALTON, J. C. Sistemas de manejo e matéria orgânica do solo. In: ROSCOE, R.; MERCADANTE, F. B.; SALTON, J. C. (Ed.) **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária oeste, 2006, p. 17-42.

RUSTAD, L.E.; HUNTINGTON, T.G.; BOONE, R.D. Controls on soil respiration: implications for climate change. **Biogeochemistry**, v. 49, n. 1, p. 1–6. 2000.

SAMPAIO, E.V.S.B. & SILVA, G.G. Ciclagem de nutrientes. In: SAMPAIO, E.V.S.B.; SAMPAIO, E.V.S.B. Ciclagem de nutrientes. In: SAMPAIO, E.V.S.B.; MAYO, S.J.; BARBOSA, M.R.V. (Ed.) **Pesquisa Botânica Nordestina: progresso e perspectivas**. **Sociedade Botânica do Brasil**, Recife, 1996. p.191-201.

SAMPAIO, E.V.S.B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge, Cambridge University Press, 1995. p. 35-63.

SANTANA, J.A. da S.; SOUSA, L.K.V. dos S.; ALMEIDA, W. da C. Produção anual de serapilheira em floresta secundária na Amazônia Oriental. **Revista de Ciências Agrárias**, n.40, p.119-132, 2003.

SANTANA, J.A.da S. **Estrutura fitossociológica, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de Caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte**. 2005. 184 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB.

SANTANA, J.A.S. **Estrutura fitossociológica, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte**. 2005, 184 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

SAVIN, M.C.; GÖRRES, J.H.; NEHER, D.A.; AMADOR, J.A. Biogeophysical factors influencing soil respiration and mineral nitrogen content in an old field soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.33, n.4-5, p. 429-438, 2001

SCHLENTNER, R.E.; VAN CLEVE, K., Relationships between CO₂ evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest types in interior Alaska. **Can. J. For. Res.**, v. 15, p. 97–106.1985.

SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J.; HERNANDES, J.I; KÖNIG, F.G. Produção de serapilheira em uma floresta de Araucária angustifolia (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande – RS. **Revista Árvore**, v.28, n.1, p.29-37, 2004.

SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J.; RODRIGUES, L.M.; SANTOS, E.M. dos. Retorno de nutrientes via deposição de serapilheira em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, v.27, n.6, p. 791-798, 2003.

SCHUTTER, M. E.; DICK, R. P. Comparison of fatty acid methyl ester (FAME) methods for characterizing microbial communities. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 1659-1668, 2000.

SHARMA, S.; RANGGER, A.; von LÜTZOW, M.; INSAM, H. Functional diversity of soil bacterial communities increases after maize litter amendment. **Eur. J. Soil Biol.**, v.34, n.2, p. 53-60, 1998.

SILVEIRRA, A. P. D. FREITA, S. S. Microbiota do solo e qualidade ambiental/editoras Adriana Parada Dias da Silveira; Sueli dos Santos Freitas. Campinas: Instituto Agronômico, 2007, 337p.

SINGH, J. S.; RAGHUBANSHI, A. S; SINGH, R. S.; SRIVASTAVA, S. C. Microbial biomass acts as source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. **Nature**. V. 338, p. 499-500, 1989.

SINGH, J.; PILLAI, K.S. A study of soil microarthropod communities in some fields. **Revue d'Ecologie et Biologie du Sol**, v.12, n.3, p.579-590, 1975.

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of soil microbial biomass estimations, In: BOLLAG, J.; STOTZKY, D. G. (Ed.) **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker. 1990. V. 6, p. 357-396.

SJOGERSTEN S, WOOKEY PA, Climatic and resource quality controls on soil respiration across the forest-tundra ecotone in Swedish Lapland. **Soil Biol Biochem**, 2002, 34:1633–1646.

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

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

SAGGAR, S.; BETTANY, J. R.; STEWART, J. W. B. Measurement of microbial biomass sulfur in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 13, p. 493-498, 1982

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Berkeley: University of California Press, 1979. p. 66-117

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Berkeley: University of California Press, 1979. p. 66-117

TORRES, P.A.; ABRIL, A.B.; BUCHER, E.H. Microbial succession in litter decomposition in the semi-arid Chaco woodland. **Soil Biology & Biochemistry**, 37 (1): 49-54, 2005.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. (Ed.) **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 195-276.

TAUK, S.M. Biodegradação de resíduos orgânicos no solo. **Revista Brasileira de Geociência**, v.20, n. 1-4, p.299-301, 1990.

VAN AARLE, I. M., P. A. OLSSON. 2003. Fungal lipid accumulation and development of mycelial structures by two arbuscular mycorrhizal fungi. **Applied and Environmental Microbiology** 69:6762-6767.

VAN DEN DRIESSCHE R.. Soil fertility in forest nurseries. In: Duryea ML, Landis TD, editors. Forest nursery manual: production of bareroot seedlings. Boston (MA): Martinus Nijhoff/Dr W Junk Publishers. 1984, p 63-74.

VANHALA, P. Seasonal variation in the soil respiration rate in coniferous forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.34, n.10, p. 1375-1379, 2002.

VIANA, L.T., BUSTAMANTE, M.M.C.DA., MOLINA, M., PINTO, A.S., KISSELLE, K., ZEPP, R. E BURKE, R. Microbial communities in Cerrado soils under native vegetation subjected to prescribed fire and under pasture. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.46, n.12, p.1665-1672. 2011.

VITOUSEK, P.M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, 1984. 65:285-298.

VOGT, K.A.; GRIER, C.C.; VOGT, D.C. Production, turnover and nutrient dynamics of above and belowground detritus of world forests. **Advances in Ecological Research**, 15: 203-234, 1986.

WILKINSON, S. G. Gram-negative bacteria, p. 299-457. In: C. RATLEDGE, S. G. WILKINSON (ed.), *Microbial lipids*, vol. 1. Academic Press, San Diego. 1988.

ZIBILSKE, L. M. Carbon mineralization. In: WEAVER, R. W.; SCOTT, A.;
BOTTOMLEY, P. J. (Ed.) **Methods of soil analysis.**: microbiological and biochemical
properties. Madison: Soil Science Society of American. 1994. Part 2, p. 836-864.