

UFRRJ

**INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

DISSERTAÇÃO

**Influência da Mudança do Uso do Solo em
Ecossistema na Amazônia Sul Ocidental**

Natalia Pereira Zatorre

2009



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**INFLUÊNCIA DA MUDANÇA NO USO DO SOLO EM ECOSISTEMA
NA AMAZÔNIA SUL OCIDENTAL**

NATALIA PEREIRA ZATORRE

Sob a Orientação do Professor
Ricardo Luis Louro Berbara

e Co-orientação do Pesquisador
Paulo Guilherme Salvador Wadt

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2009

XXX

XXXXXX Zatorre, Natalia, 1981-

Influência da mudança do uso do solo em ecossistema da Amazônia Sul
Occidental./ Natalia Pereira Zatorre, 2009

93f. : grafs., tabs.

Orientador: Ricardo Luis Louro Berbara.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Instituto de Agronomia.

Bibliografia: f. xx - xx.

1

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

NATALIA PEREIRA ZATORRE

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do solo.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 26/02/2009

Ricardo Luis Louro Berbara. Ph.D UFRRJ
(Orientador)

Érika Flávia Machado Pinheiro, Dra. UFRRJ

Fernanda Covacevich, Dra. FIBA- Argentina

DEDICATÓRIA

A existência da natureza, que se renova a cada dia, na busca do equilíbrio.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeços primeiramente a DEUS, que sempre me iluminou a escolher o caminho a seguir e que me deu forças para vencer as dificuldades que tive nessa vida.

Aos meus pais que mesmo não entendo, muito, a minha ausência, continuou me dando carinho e acreditando em mim.

Ao meu grande companheiro e eterno amor, que esta sempre ao meu lado tendo paciência, carinho e muito amor todos os dias.

Ao meu amigo e orientador, Berbara, que sempre esta ao meu lado ensinado, corrigindo e ajudando, onde eu tenho um carinho muito grande.

Ao meu Co-orientador, Wadt, que caiu de paraquedas na minha vida, ou melhor, na verdade fui eu que cair de paraquedas na vida dela, para perturbar nas coletas e no Skipe. Mas uma grande pessoa, que esta sempre pronta para me ouvir, mesmo estando ocupado e que estará na minha vida como um grande amigo.

A minha grande amiga Camila, que me ajudo na identificação do FMA e no seu carinho.

A família Argentina, Mondino Fernanda e companhia, que me ajudou.

A grande amiga Adriana que me ajudou e continua ajudando desde 2004.

A Luciene, pela ajuda e a grande amizade que

Ao roberto da secretaria

A Cris,

Aos meus estagiários, Nardele, Renato, Renata, Jacson,

A Érika

A Beth

Aos meus amigos dos mestrados que foi a essencial para minha conquista, Anita, Andréa Juliano, Patrick, Fabio, Celeste...

Ao Daniel da EMBRAPA

A Fabiana

A Wallace

Ao Gabriel

Ao prof Sonia e o prof Manlio, pelos ensinamentos

A Luciene

A prof Lucia Helena ..

Ao Gervasio...

Ao Arcângelo, Ademir, Adierson, ..

Ao Zonta

Ao Marcus loss

Muito obrigada.

BIOGRAFIA

Natalia Pereira Zatorre, nascida em 26 de novembro de 1981 em Niterói, filha de Paulo Roberto Zatorre e Ruth Pereira. Ingressou na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em agosto de 2001 no curso de Engenharia Agrônômica. Em 2006 terminou a graduação. Em março de 2007, ingressou no Mestrado no Curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo.

RESUMO

ZATORRE, Natalia Pereira Zatorre. **Influência da mudança no uso do solo em ecossistema da Amazônia Sul Ocidental**. 2009. 93f Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

A utilização de um manejo inadequado no solo ocasiona a sua degradação, caso reversível, requererá tempo e recursos para sua recuperação. As avaliações nas alterações causadas das propriedades do solo utilizando-se de indicadores de qualidade, contribuem para transformar solos menos sensível às reduções na sua natural capacidade produtiva. Desta forma o objetivo deste trabalho foi verificar a influência da mudança no uso da terra nas propriedades do solo, utilizando indicadores de qualidade do solo, e avaliar a relação de fungos micorrízicos arbusculares com estas propriedades em ecossistemas localizados na Amazônia Sul-Ocidental. A amostragem de solo ocorreu em um Argissolo Vermelho Amarelo localizado no Acre, sob três tipos de cobertura do solo: floresta primária densa, pastagem e capoeira. Foram coletadas aleatoriamente cinco amostras de solo compostas, nas profundidades de 0–5 e de 5–10 cm. Em geral, não houve diferença entre as coberturas vegetais dos ecossistemas avaliados nas propriedades físicas do solo, exceto na estabilidade de agregados. Nas características químicas, os atributos ligados à matéria orgânica do solo, apresentaram os seus maiores valores na floresta primária e capoeira. Nas propriedades biológicas do solo, a biomassa microbiana não foi sensível as alterações ocorridas na cobertura do solo. Já fungos micorrízicos apresentaram o maior valor de glomalina na área da capoeira enquanto as taxas de colonização foram maiores na área de pastagem. A utilização da correlação da análise de Pearson entre os atributos estudados, pôde evidenciar os melhores indicadores para demonstrar a influência da mudança no uso do solo, pois correlacionaram com todos os atributos em si. As micorrizas (em especial glomalina) demonstraram eficiência como indicadores de qualidade do solo. A utilização da análise multivariada demonstrou a influência da mudança no uso do solo indicando que a maioria dos atributos estudados está associada à área de floresta e capoeira. Neste sentido, as variáveis consideradas de maior importância para discriminar os diferentes tipos de uso foram o carbono total, CTC, nitrogênio total, glomalina, fração leve livre. Conclui-se que as mudanças nas coberturas vegetais podem afetar as propriedades do solo apesar de que nem todos os fatores avaliados sofrem variações com as mudanças no uso do solo.

Palavras-chave: Indicadores de qualidade do solo. Matéria orgânica do solo. Estabilidade de agregados, Glomalina.

ABSTRACT

ZATORRE, Natalia Pereira Zatorre. **Influence of changes land use soil in ecosystems in south occidental Amazon.** 2009. 93p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science) Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

The inadequate land use may cause degradation which will need time and resources to recover. The evaluation changes in soil properties using soil quality indicators, contribute to turn soils less susceptible to decreases in their natural productive capacity. The aim of this study was to verify the influence of changes in land use cover change on soil properties, using indicators and to evaluate the relationship between arbuscular mycorrhizal fungi with these properties in ecosystems in south occidental Amazon. The study area was located in Acre state in an “Argissolo Vermelho Amarelo” with three different vegetations: a dense primary forest, pasture and a secondary forest. Five composite soil samples were taken in two depths (0-5 and 5-10cm). In general, differences were not observed in soil physical properties, except in the aggregate stability. Chemical properties were correlated with the organic matter especially in the primary forest and secondary forest. As with the biological soil properties, the microbial biomass was not sensible to detect changes. The arbuscular mycorrhizal fungi produced higher amounts of glomalin in secondary forest although the root colonization was higher in pasture. The Pearson correlation analysis between studied attributes was able to show the best indicators associated to changes in land use as it correlates all attributes among themselves. The mycorrhizal (specially in glomalin) was an efficient soil quality indicator. Multivariate analysis showed that most of the studied attributes were associated with forest and secondary forest. Thus the most important variables to indicate differences in land use were total carbon, CEC, total nitrogen, glomalin and free light fraction. We concluded that land use cover change soil properties, although not all of them.

Key words: Soil quality indicators. Soil Organic matter. Aggregate stability. Glomalin.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1	Mudança no Uso da Terra.....	3
2.1.1	Ecossistema terrestre	4
2.1.2	Amazônia Sul Ocidental - Acre	4
2.2	Qualidade do Solo	6
2.3	Indicadores de Qualidade do Solo	7
2.4	Propriedades Químicas do Solo	8
2.4.1	Fertilidade	8
2.4.2	Carbono e nitrogênio do solo.....	10
2.4.3	Fracionamento físico da matéria orgânica do solo	11
2.4.4	Estoque de carbono no solo	11
2.5	Propriedades Físicas do Solo	11
2.5.1	Textura.....	13
2.5.2	Estabilidade de agregados.....	13
2.5.3	Densidade do solo	13
2.6	Propriedades Biológicas do Solo	15
2.6.1	Biomassa microbiana do solo	15
2.6.2	Fungos micorrízicos arbusculares.....	16
2.7	Fungos Micorrízicos Arbusculares como Indicador de Qualidade do Solo	20
3	MATERIAL E METODOS	24
3.1	Descrição da Área em Estudo	24
3.1.1	Localização	24
3.1.2	Característica do clima, vegetação e do solo.	25
3.1.3	Histórico da área	28
3.2	Amostragem do Solo	29
3.3	Propriedades Químicas do Solo	29
3.3.1	Fertilidade do solo	29
3.3.2	Matéria orgânica do solo	29
3.3.3	Estoque de carbono nos solos	29
3.4	Propriedades Físicas do Solo	29
3.4.1	Análise granulométrica.....	29
3.4.2	Estabilidade de agregados.....	30
3.4.3	Densidade do solo	30
3.5	Propriedades Biológicas do Solo	30
3.5.1	Biomassa microbiana do solo	30
3.5.2	Fungos micorrízicos arbusculares.....	31
3.5.3	Densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares	32
3.6	Análises Estatísticas.....	32
3.6.1	Análise paramétrica	32
3.6.2	Análise não paramétrica	32
4	RESULTADO E DISCURSSÃO	33
4.1	Propriedade Química do Solo	33
4.1.1	Fertilidade do solo	33
4.1.2	Dinâmica da matéria orgânica	39
4.1.3	Fracionamento físico da matéria orgânica	41

4.1.4	Estoque de carbono no solo	43
4.2	Propriedade Física do Solo	43
4.2.1	Granulometria do solo	44
4.2.2	Estabilidade de agregados.....	45
4.2.3	Densidade do solo	47
4.3	Propriedade Biológica do Solo	48
4.3.1	Biomassa micorbiana do solo	48
4.3.2	Fungos micorrízicos arbusculares.....	54
4.4	Fungos Micorrízicos como Indicador de Qualidade do Solo	58
4.5	Influência das Propriedades do Solo na Amazônia Sul Ocidental	68
5	CONCLUSÕES	72
6	REFERÊNCIA BLIBLIOGRAFICAS	73
7	ANEXOS	91

1 INTRODUÇÃO

Embora os esforços científicos e tecnológicos tenham permitido enormes progressos na gestão dos recursos ambientais, as atividades agrícolas, pela própria natureza, perturbam o meio ambiente em relação à condição natural, neste contexto, o recurso natural “solo” é importante recurso para a humanidade, e sua qualidade está relacionada à produtividade e sustentabilidade dos sistemas agrícolas. A utilização de um manejo inadequado do solo pode ocasionar um estado de degradação que, quando reversível, requer muito tempo e recursos para sua recuperação. Esse manejo inadequado tem contribuído para o processo de degradação da matéria orgânica, causando perdas de algumas propriedades físicas, químicas e biológicas, acelerando a erosão e diminuindo o potencial produtivo das culturas.

Vários fatores influenciam na sustentabilidade do solo, mas segundo Siddiqui et al., (2008), o principal contribuinte é a atividade microbiana do solo, principalmente os microrganismos indígenas, que contribuem significativamente para a fertilidade do solo. Sabemos muito pouco sobre a diversidade dos microrganismos do solo, suas propriedades, e comportamento no ambiente do solo e na rizosfera e a interação desses com as plantas mediante a disponibilidade de nutriente. É cada vez maior o interesse em estudos sobre a biologia, diversidade e atividade dos microrganismos do solo, principalmente os que cumprem alguma função na ciclagem de nutrientes e/ou produtividade dos ecossistemas, como por exemplo, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA).

Os FMA contribuem indiretamente para a adequação do solo, promoção do crescimento e proteção da planta, podendo alterar características físicas, químicas e biológicas do solo, melhorar a ciclagem de nutrientes, aumentar a matéria orgânica e melhorar a qualidade do solo.

Há pouca informação sobre a diversidade dos FMAs e o seu papel em processos ecológicos do solo em sistemas naturais ou cultivados sob clima tropical e subtropical, principalmente na Amazônia. A investigação científica nesta área envolve abordagens multidisciplinares para entender a adaptação da micorriza na rizosfera, mecanismo de colonização radicular, efeito sobre a fisiologia e o crescimento das plantas, biofertilização, resistência de plantas, controle biológico de patógenos de plantas.

Existem muitas perguntas que precisam ser respondidas sobre a função papel dos FMAs. Qual seria a principal função dos fungos micorrízicos no ecossistema natural para as plantas? Seria apenas transporte de nutrientes? E nos solos, seria a formação de microagregados, e conseqüentemente a formação dos macroagregados? Ou são importantes como dreno de carbono? Os fungos micorrízicos arbusculares influenciam as propriedades do ecossistema, diretamente (agregação do solo e captura de C) ou através de caminhos indiretos como as mudanças em comunidades de plantas e microbianas?

O presente trabalho tem como hipótese testar que a conversão da floresta primária para outro tipo de cobertura vegetal pode influenciar em alguns atributos do solo como, principalmente, nos fungos micorrízicos arbusculares. Ela se sustenta por estes simbiontes estarem correlacionados com várias funções do ecossistema como na produtividade primária, estoque de C, agregação entre outros.

O objetivo deste trabalho foi verificar a influência da mudança no uso da terra (cobertura vegetal parece mais adequado) nas propriedades edáficas, utilizando indicadores tradicionais de qualidade do solo, e avaliar a relação de fungos micorrízicos arbusculares com estas propriedades. E também demonstrar que estes simbiontes são bons indicadores de solo, e respondem bem tanto ao manejo quanto à cobertura em ecossistemas localizados na Amazônia Sul-Occidental.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Mudança no Uso da Terra

O solo é considerado o ecossistema mais complexo e dinâmico do planeta, cuja heterogeneidade de habitats, que varia na escala de nanômetros até quilômetros, abriga enorme biodiversidade, desempenhando papel essencial para a continuidade dos processos da biosfera e para existência da vida no planeta (Moreira et al., 2008). A atividade do homem no uso da terra afeta a cobertura do solo e a interação desta com a superfície e subsuperfície do solo, pois o uso da terra envolve a manipulação dos atributos químicos do solo (Lambin et al., 2003).

O principal motivo para a maioria das mudanças de uso da terra relaciona-se com o crescimento da população, embora existam outros fatores interagindo com as taxas de desmatamento (Ramankutty et al., 2002). Durante o século vinte, a população mundial mais que dobrou de aproximadamente 1,5 bilhões entre 1900 a 5,2 bilhões entre 1990. Mais que 90% do crescimento populacional ocorrem em regiões tropicais e em países em desenvolvimento, por exemplo, na bacia da Amazônia, no Pampa Argentino e entre outros (Hartemink et al., 2008).

Consequentemente, a disponibilidade de terras de ecossistemas naturais está sob severa pressão como conseqüências do aumento populacional, aumentando-se a dependência pela agricultura intensiva dependente de elevadas aplicações de insumos como pesticidas, fertilizantes, entre outros recursos. Entretanto, embora, a curto prazo os impactos sejam positivos, podem resultar em impactos negativos a longo prazo, caso os sistemas sejam manejados acima de sua capacidade de suporte (Moreira et al., 2008), e não é sempre a retirada da cobertura vegetal causa impacto negativo.

Nos sistemas agrícolas, dada sua necessidade de retorno econômico, a principal função das terras agrícolas é sua capacidade de sustentação da produtividade das culturas, enquanto que os problemas relativos à biodiversidade e qualidade ambiental, são freqüentemente colocadas como uma segunda prioridade (Schoenholtz et al. 2000).

Resultando em alguns pontos positivos, como melhoria da drenagem, aumento da fertilidade pela adição de calcário e fertilizante, e também podem promover impactos negativos, como maiores taxas de erosão, diminuição do teor de matéria orgânica e da fertilidade, na comunidade microbiana e degradação da estrutura física.

A mudança do uso da terra também afeta o clima global, através da alteração do ciclo de carbono, do ciclo da água pelo aumento da evapotranspiração e seu efeito sobre o regime hidrológico. Não se pode desprezar, entretanto, que as mudanças do uso de terra também afetam a diversidade da biota do solo, a degradação das terras e a habilidade de sistemas biológicos em apoiar as necessidades humanas (Lambin et al., 2003). É neste contexto que se torna necessário compreender as conseqüências a mudanças de cobertura e os seus efeitos nos ecossistemas globais, para se utilizar o solo de forma sustentável e a assegurar a produção de alimentos para as populações.

2.1.1 Ecossistema terrestre

Odum (1969) descreve ecossistema como o conjunto dos relacionamentos que a fauna, a flora, os microorganismos e o ambiente, composto este pelos elementos solo, água e atmosfera, mantém entre si. Todos os elementos que compõem o ecossistema se relacionam em um equilíbrio dinâmico e são mutuamente dependentes. A alteração de um único elemento causa modificações em todo o sistema, resultando em alterações do equilíbrio anterior para uma nova situação, que pode desencadear alterações nos fluxos de matéria e de energia entre os constituintes do ecossistema. Se por exemplo, uma grande área com mata nativa de determinada região for substituída pelo cultivo de um único tipo de vegetal, pode-se comprometer a cadeia alimentar dos animais que se alimentam as plantas, bem como daqueles que se alimentam destes animais.

No Brasil os principais biomas são: a Amazônica (4.196.943 km²), o Cerrado (2.036.448 km²) e a Mata Atlântica (1.110.182 km²). Além destes, podemos destacar a Caatinga (844.453 km²) na região semi-árida no nordeste e norte de Minas Gerais, o Pampa no sul do país (176.496 km²) e as áreas inundadas sazonalmente na região central denominada “Pantanal” (150.355 km²) (Moreira et al., 2008). Além da grande diversidade de ecossistemas, as interações entre fatores climáticos, geológicos, geomorfológicos e biológicos resultam em grande diversidade de flora e fauna (Mendonça-Santos et al., 2008), que diferencia uns dos outros.

O bioma Amazônico é um dos mais importantes do planeta, ocupando uma superfície de 5,5 milhões de km², sobrepondo-se em grande parte à bacia do rio Amazonas. Distribui-se pelo Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Peru, em Suriname e na Venezuela. No bioma amazônico, a Floresta Amazônica é considerada patrimônio nacional pela Constituição Federal de 1988, condicionando-se a utilização de seus recursos naturais à preservação e proteção do meio ambiente. Este bioma se caracteriza pelo clima predominante equatorial em área de planícies e planalto rebaixado, e vegetação típica de regiões equatoriais úmidas. No Brasil, estendem-se pelos estados do Acre, Amazonas, Rondônia, norte de Mato Grosso, Roraima, Amapá, Pará, noroeste de Tocantins e oeste do Maranhão, e abrange cerca de 3,5 milhões de km² (CIMA, 1991). A Amazônia Legal, divisão política que inclui além do bioma amazônico, parte do bioma cerrados e de biomas de transição para o semi-árido, abrange uma superfície de cerca de 5 milhões de km², ou seja, cerca de 60% do território nacional.

2.1.2 Amazônia Sul Ocidental - Acre

A Amazônia sul-ocidental representa a porção da Amazônia brasileira que se localiza a oeste do Rio Madeira e ao sul do Rio Solimões-Amazonas. Esta região inclui a totalidade do estado do Acre, parte do Estado do Amazonas e a porção mais a noroeste do estado de Rondônia. Distingue-se das outras regiões da Amazônia devido a sua formação geológica, que por sua vez condiciona características únicas quanto à cobertura florestal, ciclo hidrológico e solos.

A maior parte das terras no Acre é inexplorada. A população está estimada em 560 mil habitantes, com significativo crescimento demográfico da ordem de 215 mil habitantes nos últimos 30 anos (IBGE- Censo Demográfico, 2000). Entretanto, essa grande ocupação em curto período de tempo vem se constituindo uma grande preocupação, principalmente por estar sendo feita de modo desordenado, desrespeitando-se muitas vezes, as condições ambientais (Araújo et al., 2005). A principal atividade é a pecuária extensiva, associada ao extrativismo de látex da seringueira, de castanha do Brasil e madeira de florestas nativas. Estas atividades representam a base da economia primária no Estado.

O local de estudo consiste na antiga sede do Seringal Cachoeira, no município de Xapuri, e atualmente pertence ao projeto Agroextrativista Chico Mendes, onde os assentados desenvolvem atividades extrativistas de castanha, madeira e látex, e atividades agrícolas, notadamente criação de bovinos em pastagens plantadas. Xapuri tem uma área de 4.723,6 km², fazendo fronteira com a Bolívia e divisa com os municípios de Brasiléia, Epitaciolândia, Rio Branco e Capixaba. O município é banhado pelos rios Acre e Xapuri, sendo que sua sede está localizada à margem direita do Rio Acre na confluência do Rio Xapuri. O município apresenta um elevado índice de áreas desmatadas (20,55%) e ao mesmo tempo, apresenta a maior concentração de população extrativista do Acre.

Segundo Araújo et al., (2005), o solo exerce um papel muito importante na qualidade de componente chave no processo de sustentação de tais atividades, mas necessitando de mais estudos no Estado do Acre, no intuito de quantificar a influência nos ecossistemas naturais e agropastoris em que estão inseridos.

O primeiro estudo, importante, foi realizado pelo projeto RADAMBRASIL (Brasil 1976 e 1977), na década de 70, que envolveu toda a extensão territorial do estado, efetuando levantamento pedológico e mapeamento dos solos, geologia, litológica, geomorfologia, clima e vegetação. Na última década, novos estudos estão sendo feitos, com levantamentos de maior nível de detalhamento, pelo programa de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado (Acre, 2000).

Na região sul-ocidental da Amazônia ocorrem várias formações geológicas, no entanto, a Formação Solimões é a mais significativa em termos de superfície ocupada. Esta formação é bastante diversificada e, em sua maior parte, predominam sedimentos argilosos com concreções carbonáticas e gipsíferas, ocasionalmente com material carbonizado (turfa e linhito), concentrações esparsas de pirita e grande quantidade de fósseis de vertebrados e invertebrados. Subordinadamente ocorrem siltitos, calcáreos sílticos-argilosos, arenitos ferruginosos e conglomerados plomíticos. A diversificação da Formação Solimões implica em grande variação das classes de solos, na variabilidade na sua suscetibilidade natural à erosão, no seu ciclo hidrológico e em sua vegetação natural.

A Formação Solimões foi depositada principalmente entre o final do Mioceno e início do Plioceno (Westaway, 2006). Alguns pesquisadores defendem uma origem fluvial/lacustre para os sedimentos desta Formação (Latrubesse et al., 1997; Westaway, 2006) enquanto outros sugerem que houve influência de depósitos de marés, através de transgressões marítimas (Räsänen et al., 1995, Gingras et al., 2002). De qualquer forma, esta Formação está ligada com a orogênese dos Andes e os rios da região percorrem em sua maioria sobre esta Formação. Devido ao soerguimento ainda atuante na Cordilheira Andina, estes rios transportam grande carga de sedimentos, que são também em grande parte fruto da ação destes rios cavando suas calhas sobre esta Formação. Esta dinâmica de sedimentos nos rios e em suas margens, por sua vez, tem um importante papel na determinação da fisionomia e da estrutura das formações vegetais que ocorrem nesta região.

Enquanto na maior parte da Amazônia predominam solos de baixa fertilidade, muito intemperizados e profundos (Lima, 2001), na Formação Solimões é mais comum a ocorrência de solos férteis, como por exemplo, nas planícies aluviais e nos terraços e baixos planaltos das bacias do Purus, Juruá e do Alto Amazonas, originados de sedimentos andinos (Gama et al., 1992; Lima, 2006). A alta fertilidade destes solos tem sido atribuída à sua mineralogia, onde associados a caulinita, ocorrem outros minerais, como vermiculitas, montmorilonita e ilitas. Embora férteis (elevada reserva de nutrientes para as plantas), estes solos são fortemente ácidos (Wadt, 2002). Devido a acidez encontrada nestes solos, as argilas do grupo montmorilonita são instáveis neste ambiente (Volkoff et al., 1989).

Essa área do Acre hoje, um ecossistema terrestre tropical muito ameaçado de extinção, pois seus solos altamente férteis, com altos teores de cálcio e magnésio, são os preferidos para

as práticas de agricultura e pecuária. Isso pode acarretar vários distúrbios ecológicos nos ecossistemas, e muitas das vezes irreparáveis, e o solo exerce um papel muito importante na qualidade de componente chave no processo de sustentação de tais atividades.

2.2 Qualidade do Solo

A rápida degradação do solo sob exploração agrícola no mundo, especialmente nos países tropicais em desenvolvimento, despertou nas últimas décadas, a preocupação com a qualidade do solo e a sustentabilidade da exploração agrícola (Sanchez, 1976; Lal & Pierce, 1991).

Entretanto o conceito de qualidade do solo surgiu no final da década de 70 e durante os dez anos seguintes esteve associado ao conceito de fertilidade (Karlen et al., 2003). Acreditava-se, por exemplo, que um solo quimicamente rico era um solo com alta qualidade, devido a sua capacidade de prover a produção agrícola e pela alta correlação entre qualidade do solo e rendimento agrícola.

Devido às influências de fatores relativos à sua gênese, variabilidade, uso, manejo e devido às diversas funções que pode desempenhar, tem sido difícil para os pesquisadores estabelecer critérios universais para definição e quantificação da qualidade do solo (Glover et al., 2000; Filho et al., 2007). Por essa razão, vários conceitos foram propostos. Todos têm em comum a capacidade do solo de funcionar efetivamente no presente e no futuro. Sendo o conceito mais amplo, aquele da Sociedade Americana de Ciência do Solo, que define qualidade do solo como “a capacidade de um tipo específico de solo funcionar, dentro dos limites de ecossistemas naturais ou manejados, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água, promovendo a saúde humana e a habitação” (Doran & Parkin, 1994; Karlen et al., 1997; Singer & Ewing, 2000; Filho et al., 2007). Na figura 2 expressa muito bem o conceito de qualidade do solo e as suas correlações, segundo Melloni (2007).

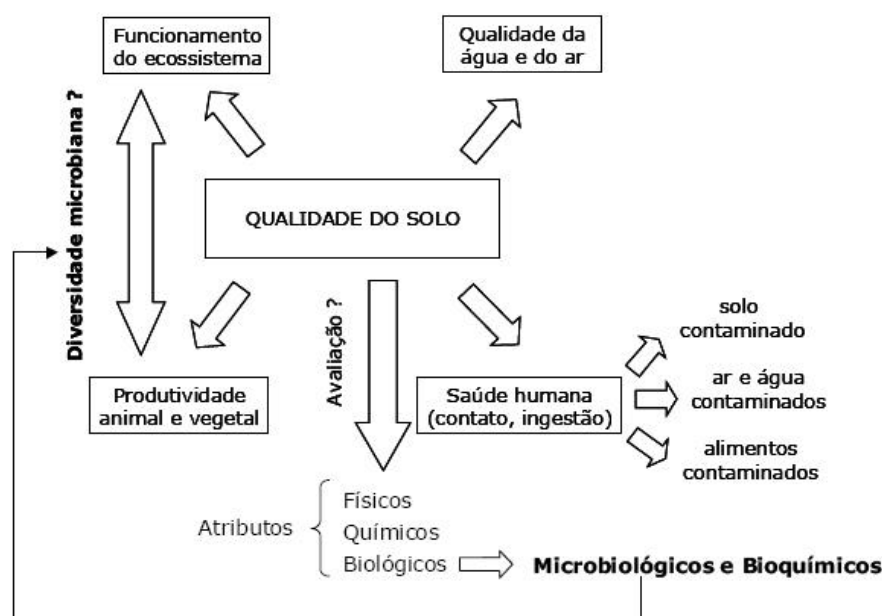


Figura 1: Esquema representando os fatores governados pela qualidade do solo e os atributos utilizados para sua quantificação, com destaque para a diversidade microbiana (Melloni, 2007).

Dessa forma, a qualidade do solo influencia o seu potencial de uso, a produtividade e a sustentabilidade global do agroecossistema, sendo seu estudo necessário para fornecer informações sobre o manejo do solo e assegurar a tomada de decisões para uma melhor utilização desse recurso (Sposito & Zabel, 2003). A caracterização de um processo de degradação do solo, em determinadas situações, ainda é de difícil definição. Os pesquisadores da área de ciência do solo têm procurado superar essa dificuldade a partir da premissa de que a degradação está associada à própria definição de qualidade do solo, ou seja, à medida que as características que determinam a qualidade de um solo forem alteradas, estabelece-se um processo de degradação (Dias & Griffith, 1998).

A avaliação de indicadores de sustentabilidade tem sido uma ferramenta cada vez mais útil para avaliar a capacidade do sistema ser sustentável e de viabilizar-se no presente e no futuro. Revela pontos fortes e fracos dos sistemas de cultivo e pode corroborar sobre a importância da biodiversidade na manutenção dos serviços ecológicos.

2.3 Indicadores de Qualidade do Solo

Para o monitoramento da qualidade do solo, de forma que possam ser sugeridas modificações no sistema de manejo, em utilização pelos agricultores, a tempo de evitar a sua degradação, é necessário definir atributos de solo e do ambiente sensíveis ao manejo e de fácil determinação (Mielniczuk, 2008), depende do uso dos indicadores (Schoenholtz et al., 2000).

Para Nortcliff (2002), há ainda muitas dúvidas na escolha de um indicador, devido a complexidade da natureza do solo e do excepcionalmente grande número de característica do solo que pode ser determinado. E esse mesmo autor agrupa os atributos que podem ser utilizados como indicadores de qualidade do solo, físico, químico, biológico, matéria orgânica do solo, e por último os visíveis. Ele classifica os atributos visíveis, aqueles que nos traz a atenção para as mudanças na qualidade dos solos e provoca a sensibilidade pública, como exemplo, a erosão do solo, exposição do subsolo, baixa disponibilidade de nutrientes para o crescimento para plantas. Mas quando o solo está nessa condição, normalmente a sua recuperação é mais difícil e onerosa.

Segundo Doran & Parkin (1994), os atributos a serem utilizados nos indicadores da qualidade do solo são definidos como propriedades mensuráveis que influenciam a capacidade do solo na produção das culturas ou no desempenho de funções ambientais, refletindo o status ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema (Araújo & Monteiro, 2007). Entretanto, Larson & Pirce (1994), propuseram um conjunto mínimo de variáveis químicas, físicas e biológicas, que, se acompanhada ao longo do tempo, são capazes de detectar as alterações da qualidade do solo em função do manejo. Entretanto, segundo Schoenholtz et al., (2000), é difícil separar claramente as funções do solo em processos químicos, físicos e biológicos, devido à natureza dinâmica e interativa desses processos, dificultando assim, a escolha de qual indicador utilizar. Essa interligação é relevante, especialmente, entre os indicadores químicos e biológicos da qualidade do solo, de tal forma que alguns autores podem considerar a mesma característica (por exemplo, N mineralizável) em qualquer categoria (Doran & Parkin, 1994; Reganold & Palmer, 1995; Powers et al., 1998).

Recentemente, várias estratégias de avaliação da qualidade do solo têm sido propostas, entre elas, destacam-se as que consideram a necessidade de um conjunto numeroso de atributos químicos, físicos e biológicos do solo para a obtenção de um índice confiável de qualidade do solo (Larson & Pierce, 1991; Doran & Parkin, 1994). Em oposição a estas, existem também aquelas que consideram que uns números reduzidos de atributos-chaves, como a matéria orgânica do solo (MOS), podem expressar eficientemente a qualidade do solo (Gregorich et al., 1994; Seybold et al., 1998).

O uso de parâmetros microbiológicos, para avaliar a qualidade do solo ou em ensaios de monitoramento, tem sido adotado com frequência, uma vez que os parâmetros microbiológicos apresentam maior sensibilidade às alterações ambientais do que os parâmetros químicos e físicos (Franchini et al., 2007). Falar mais de microrganismo como indicador.

Segundo Visser e Parkinson (1992), as características ideais de um bom indicador de qualidade do solo devem:

- Ser capaz de responder, de forma rápida e acurada, a um distúrbio no solo.
- Refletir os aspectos do funcionamento do ecossistema.
- Possuir processo de avaliação.
- Ser economicamente viável.
- Ter distribuição universal e independente de sazonalidade

Para Islam e Weil (2000), os indicadores podem ser distinguidos em três grandes grupos: os efêmeros, cujas alterações ocorrem em curto espaço de tempo ou são modificados pelas práticas de cultivo, tais como umidade do solo, densidade, pH, disponibilidade de nutrientes; os permanentes, que são inerentes ao solo, tais como profundidade, camadas restritivas, textura, mineralogia; e, entre esses dois extremos, estão os indicadores intermediários, que demonstram uma crítica influência da capacidade do solo em desempenhar suas funções, tais como agregação, biomassa microbiana, quociente respiratório, carbono orgânico total e ativo. Para esses autores, os indicadores intermediários são os de maior importância para integrarem um índice de qualidade do solo.

Estudos relativos ao monitoramento das propriedades do solo são importantes para avaliar a sustentabilidade das práticas utilizadas no solo e suprir a ausência de dados, além de sinalizar o manejo adequado do ambiente visando à sua conservação e produtividade.

2.4 Propriedades Químicas do Solo

Os principais solos nas regiões tropicais e subtropicais, por exemplo, Latossolos, Argissolos, Nitossolos, são em geral pobres na relação planta-nutriente (Escobar & Hue, 2008). Na busca de mais áreas para produção de alimentos acaba-se desmatando florestas utilizadas por alguns anos, tornando o solo improdutivo, conseqüentemente essa área será abandonada e o produtor procura outra para produzir. Essa mudança no uso do solo, como está ocorrendo em vários ecossistemas, como da Amazônia, podem acarretar mudanças significativas nas propriedades físicas e químicas do solo, em especial na qualidade e quantidade da matéria orgânica do solo.

Vários estudos mostram que essas mudanças na cobertura da terra, principalmente na conversão da floresta primária, afetam, principalmente, o conteúdo de C e N do solo (Martins et al., 1991; Feigl, 1994), com conseqüente aumento no pH, nos teores de cátions trocáveis, redução da acidez trocável e na dinâmica dos íons (Falleiro et al., 2003). Com o passar do tempo esse processo acarreta em diminuição da fertilidade do solo, sendo o fósforo (P) o nutriente que mais limita o desenvolvimento das plantas (Moreira & Gonçalves, 2006). Segundo Mendonça-Santos et al. (2008), os solos quando sofrem processo de desflorestamento, normalmente, são caracterizados por alta saturação de alumínio, baixa disponibilidade de nutrientes, MOS e capacidade de troca cátions (CTC) e isso acarreta alta capacidade de lixiviação das bases.

Entretanto essas alterações dependem de vários fatores, como a classe de solo, a sua fertilidade inicial, o comportamento químico de cada nutriente, suas interações com o meio, a cobertura vegetal introduzida, como também o manejo adotado. O conhecimento das mudanças das características do solo após o desmatamento pode auxiliar no estabelecimento de estratégias para a sua conservação e capacidade produtividade (Alfaia et al., 2008).

O monitoramento desse processo pode ser feito pelos indicadores químicos dos solos, já que eles são alterados na mudança do uso do solo, além de ser de grande relevância a informação sobre esses atributos, na ciclagem e armazenamento dos nutrientes. Dentre os indicadores químicos do solo destacam-se:

- A capacidade de troca de cátions (Larson & Pierce, 1994; Karlen & Stott, 1994; Reganold & Palmer, 1995; Schoenholtz et al. 2000);
- Fósforo (Doran and Parkin, 1994; Burger et al., 1994; Reganold and Palmer, 1995; Harris et al., 1996; Aune and Lal, 1997; Schoenholtz et al. 2000);
- O pH do solo (Kiniry et al., 1983; Doran and Parkin, 1994; Aune e Lal, 1997; Schoenholtz et al. 2000);
- A saturação por alumínio e saturação de bases (V%) (Reuss, 1983; Reuss e Johnson, 1986; Schoenholtz et al. 2000);
- Potássio (Doran and Parkin, 1994; Harris et al., 1996; Aune and Lal, 1997; Reganold and Palmer, 1995; Schoenholtz et al. 2000);
- Mineralização do nitrogênio (Doran and Parkin, 1994; Reganold and Palmer, 1995; Powers et al., 1998; Kelting et al., 1999, citado por Schoenholtz et al. 2000);
- A matéria orgânica do solo (Larson and Pierce, 1994; Doran and Parkin, 1994; Reganold and Palmer, 1995; Manley et al., 1995; Harris et al., 1996; Aune and Lal, 1997; Stott, 1994; Romig et al., 1996, Schoenholtz et al. 2000; Conceição et al. 2005).

Segundo Nambiar, (1997), a utilização de características químicas do solo, como indicadores, muitas vezes pode causar problema devido a heterogeneidade espacial da área, e que pode ser natural ou induzida, não estabelecendo resultados concretos, para demonstrar a performance das características do solo.

2.4.1 Fertilidade do solo

A CTC é de grande importância no que diz respeito à fertilidade do solo, uma vez que indica a capacidade total de retenção de cátions, os quais, em geral, irão tornar-se disponíveis às plantas (Chaves et al., 2004). Conceição et al. (2005) consideram a matéria orgânica como um eficiente indicador para discriminar a qualidade do solo induzida por sistemas de manejo, sendo ainda fonte primária de nutrientes às plantas, influenciando na infiltração, retenção de água e susceptibilidade à erosão (Gregorich et al., 1994). Normalmente os sistemas de manejo alteram esses indicadores, cuja magnitude depende da intensidade e do tipo de uso do solo.

Segundo Raij (1991), a situação pela carência generalizada de fósforo (P) nos solos brasileiros é devido ao fato deste elemento ter forte interação com o solo, o seu conteúdo é afetado pela a textura e o grau de evolução do solo, além do teor de matéria orgânica. Essa característica torna-se mais intrigante quando se considera que em sistemas nos quais o P é mais escasso, como solos tropicais mais intemperizados, os mecanismos de sua manutenção tornam-se mais rígidos. A retenção do P no solo, em formas lábeis ou não, ocorre tanto pela precipitação do P em solução com formas iônicas de Ferro (Fe), Alumínio (Al) e Cálcio (Ca), como, principalmente, de maneira mais significativa, pela sua adsorção pelos oxi-hidroxidos de Fe e de Al, presentes, de modo geral, em maiores quantidades em solos tropicais mais intemperizados, de modo particular nos mais argilosos (Sanchez & Uehara, 1980; Sanyal & Da Datta, 1991; Valladares et al., 2003; Rolim Neto et al., 2004 citado por Novais et al., 2007).

Em muitos solos ácidos do Estado do Acre são encontrados, concomitantemente, elevados teores de Al e Ca trocável, sendo eles os que apresentam maior fixação do P adicionado. Isso indica que, provavelmente, as reações de precipitação sejam as principais responsáveis pela fixação de P, diferentemente do que ocorre em outras regiões do País, onde as principais reações são as de adsorção (Wadt et al., 2005).

Muitas reações químicas que influenciam a disponibilidade de nutrientes são influenciadas pelo ambiente químico do solo, principalmente, o pH do solo. Assim, é coerente que o pH pode ser um indicador químico, especialmente pelo fato de estar incluída na rotina de análise de solo e, além de, ser fácil e barato. E segundo Schoenholtz et al. (2000), a utilização de apenas o pH, pode não indicar muita coisa, pois o pH é influenciado pelas características químicas e biológica do solo, simultaneamente, e só o pH em si oferece pouca informação direta nos processo do solo não sendo a melhor medida de demonstrar a degradação da qualidade do solo (Aune & Lal , 1997). A determinação da saturação de base pode indicar a influência no complexo de troca da solução do solo e a acidez, indicando a fertilidade natural.

A disponibilidade de potássio (K) para as plantas é influenciada por fatores relacionados com os solos, com a própria planta e com o clima (Ernani et al., 2007). A translocação de K nas plantas é facilitada pelo fato de mais de 80 % dele estar presente nos tecidos vegetais em forma solúvel (Rosolem et al., 2003), sendo facilmente lixiviado em presença de água. O principal fator do benéfico aumento da matéria orgânica no solo é a retenção desse elemento no solo e, não pelo fato da matéria orgânica fornecer K ao solo, pois o K não faz parte de nenhuma fração orgânica abiótica do solo, pois não integra nenhum composto orgânico estável. Com o aumento da matéria orgânica no solo, conseqüentemente há um aumento da CTC do solo e um aumento da quantidade de K retido. Em solos onde a CTC é baixa, o K é facilmente lixiviado.

Em alguns solos do Estado do Acre são encontrados valores relativamente elevados para o K total, atribuídos a influência de material vulcânico depositado em épocas geológicas mais recentes, promovendo o rejuvenescimento desses solos (Wadt et al., 2005). Esses mesmos autores afirmam que devido ao grau de intemperismo desses solos, os teores de K que integram as frações fixadas e estruturais podem não representar formas de grande importância na dinâmica do potássio do solo.

2.4.2 Carbono e nitrogênio do solo

O ciclo do carbono orgânico do solo é um componente fundamental dos ecossistemas terrestres sendo uns dos elementos reguladores dos fluxos de gases entre a biosfera e a atmosfera. Os principais elementos definidores da magnitude e rapidez deste ciclo são as relações entre a produtividade primária e a distribuição do carbono entre a parte aérea e as raízes, com os processos de mineralização e imobilização (Brady, 1989).

A origem da MOS é a partir de resíduos que pode ser vegetais e animais, que sofrem transformação e passam a fazer parte da matriz do solo. Entretanto, segundo Moreira & Siqueira (2006), a vegetação é a principal responsável pela deposição de materiais orgânicos no solo, especialmente através da decomposição das folhas, galhos e raízes, que formam a serrapilheira, e os vegetais contribuem com os exsudados das raízes. Entretanto existe uma grande contribuição dos microrganismos também, através de liberação de exsudados, glomalina, da decomposição dos insetos, animais e dos microrganismos, mesorganismos e macrorganismos que habitam o solo.

A importância da MOS aumenta em ecossistemas de floresta tropical, que apresentam solos pobres em nutrientes e onde a vegetação depende em grande parte da reciclagem de nutrientes contidos nos detritos vegetais (Herrera et al., 1978). A MOS, além de fazer parte da matriz do solo na forma de colóides orgânicos, exerce profundos efeitos na suas propriedades e influencia também, direta e indiretamente, plantas e os organismos.

Existem vários fatores que podem caracterizar a quantidade e a qualidade da MOS. Moreira & Siqueira (2006) comentam que o tipo de vegetação e as condições ambientais são fatores determinantes para caracterizar a MOS. Bayer & Mielniczuk (2008) também comentam sobre esses fatores e acrescentam a interação de minerais do solo com a MOS,

devido a alta estabilidade química e física dos solos intemperizados, ocorre a proteção da MOS em relação à decomposição dos microrganismos. Dessa forma, o conhecimento da dinâmica do C dos solos é importante para otimizar o manejo de sistemas agrícolas, visando a sustentabilidade da produção (Alves et al., 2008).

Num ecossistema natural, sem intervenção antrópica acentuada, a quantidade de MOS tende a ser constante ao longo do tempo, pois são representadas pelas saídas de C do sistema (via respiração – decomposição aeróbica, lixiviação e erosão). Estas tendem a ser compensadas pelas entradas, via deposição de biomassa vegetal, principalmente. Em contraste, temos as áreas degradadas que por algum motivo sofreu a remoção por erosão do horizonte superficial do solo, juntamente com a MOS, causando sérios problemas físicos, químicos e biológicos no solo (Munyanziz et al., 1997).

Estudos realizados na Região Amazônica (Picollo et al., 1994; Neill et al., 1995, 1997) têm mostrado que ocorre redução significativa das taxas de mineralização líquida de N no solo, após a conversão da floresta em pastagens exclusivas de gramíneas. Este fato é um dos principais responsáveis pela queda de produção destas pastagens alguns anos após sua implantação e tem sido atribuído à interação entre a composição química da serrapilheira e a mineralização de N (Wedin, 1996).

2.4.3 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

Existe uma forte tendência em se adotarem métodos físicos para o fracionamento de solo em estudos da MOS (Turchenek & Oades, 1979; Stevenson & Elliott, 1989; Balesdent et al., 1991; Gregorich & Ellert, 1993; Golchin et al., 1997; Feller & Beare, 1997; Elliott & Cambardella, 1991; Cambardella, 1997; Christensen, 1992, 1996, 2000). Os métodos físicos são considerados menos destrutivos e mais relacionados com a função e estrutura da MOS *in situ*, do que os métodos químicos (Christensen, 1992, 1996, 2000; Feller et al., 2000). Os métodos podem ser densimétricos ou granulométricos, ou uma combinação de ambos. Um série de esquemas de fracionamento encontram-se descritos na literatura, não havendo uma verdadeira padronização.

O fracionamento densimétrico é utilizado para separar as frações leves da matéria orgânica, que seria a fração leve livre (FLL), que não está vinculada aos minerais e aos minerais associados à matéria orgânica, que seria a fração pesada (Paul et al., 2008). A fração leve é constituída principalmente de restos vegetais reconhecível, mas contendo quantidades razoáveis de resíduos microbianos e da microfauna, inclusive hifas fúngicas, esporos, esqueletos, peletes fecais, fragmentos de raízes e sementes (Molloy & Speir, 1977; Spycher et al., 1983; Golchin et al., 1997; Roscoe & Machado, 2002). A FLL representa apenas uma pequena parte da massa total dos solos minerais, mas pode armazenar parte significativa do C e N totais. Enquanto a massa de solo representada pela FLL varia entre 0,4 a 6,7% do peso, a quantidade de C presente nesta fração pode atingir valores superiores a um terço do C total na amostra (Christensen, 1996).

2.4.4 Estoque de carbono no solo

É crescente a concentração de dióxido de carbono liberado na atmosfera e ao mesmo tempo cresce a demanda global por produtos agrícolas, em decorrência do aumento da população. A sociedade começa a perceber que os mesmos ecossistemas terrestres que provêm bens e renda são muitas vezes a fonte de serviços vitais, como o fornecimento de água potável e a regulação de gases atmosféricos e do clima.

O solo funciona como fonte e reservatório de C, dependendo das taxas relativas de incorporação e decomposição da matéria orgânica pelos organismos do solo. Segundo Lal (2002), o solo é um dos compartimentos que mais armazenam C na Terra, de modo que, em

termos globais, o primeiro metro superior do solo armazena 2,5 vezes mais C que a vegetação terrestre e duas vezes mais C que o presente na atmosfera. O estoque de C no primeiro metro de solo é estimado entre 1.462 e 1.548 Pg, enquanto na profundidade de até dois metros ele varia de 2.376 a 2.456 Pg (Batjes, 1999).

As medidas para a conservação e seqüestro de C no solo são de forte interesse científico e político para ajudar na mitigação nos gases do efeito estufa, que contribuem para o aquecimento global (Izaurrealde et al. , 2001; Izaurrealde & Stuedemann, 2009).

Segundo Paul et al. (1997), os principais fatores que afetam o carbono orgânico (CO) do solo são:

- a) As condições climáticas, tais como temperatura e precipitação;
- b) Produtividade vegetal;
- c) Textura do solo e sua associação com drenagem interna, e
- d) Manejo do solo, principalmente aquele que afetam o tipo e a quantidade da matéria orgânica do solo.

O balanço de C no solo é dependente da relação entre as adições de C fotossintetizado pelas plantas (parte aérea e raízes) e as perdas de C para a atmosfera resultantes da oxidação microbiana do CO a CO₂ (Bayer et al., 2000; Costa et al. 2008). A magnitude desses processos pode ser avaliada em experimentos de longa duração, pela quantificação dos estoques de C orgânico no solo, em comparação ao estoque inicial de C-solo (Costa et al., 2006). Em ecossistema nativo a MOS está em equilíbrio dinâmico, e quando esse sistema é alterado por atividade antrópica, como no caso da Amazônia, o equilíbrio dinâmico é rompido e normalmente, as entradas e saídas, conduzindo a uma redução da quantidade e modificando a qualidade da MOS (Cerri et al., 2008).

As mudanças nos sistemas de manejo podem afetar os teores de C no solo pela alteração do aporte anual de resíduos vegetais e animais e pela modificação da taxa de decomposição da matéria orgânica. No entanto, poucos dados estão disponíveis no manejo do uso do solo, principalmente a conversão da floresta para pastagem, que descrevem a forma como podem influenciar a longo prazo e a dinâmica de CO no solo (Izaurrealde & Stuedemann, 2009).

2.5 Propriedades Físicas do Solo

O solo é formado pelas fases líquida, gasosa e sólida. Elas são compostas de partículas minerais de diferentes tamanhos (areias, silte, argila, cascalhos, calhaus, matacões), raízes de plantas, populações de organismo e a MOS em vários estágios de decomposição. A proporção entre as três fases, porém, varia em função do tipo de solo e das condições ambientais (Moreira e Siqueira, 2006).

Conforme Schoenholtz et al. (2000), os atributos mais amplamente utilizados como indicadores de qualidade física do solo são aqueles que levam em conta a profundidade efetiva de enraizamento; a porosidade total, distribuição e tamanho dos poros; distribuição do tamanho das partículas; densidade do solo; resistência do solo à penetração das raízes; intervalo hídrico ótimo; índice de compressão e a estabilidade dos agregados. Segundo Filizola et al. (2006), os indicadores físicos assumem importância por estabelecerem relações fundamentais com os processos hidrológicos, tais como taxa de infiltração, escoamento superficial, drenagem e erosão. Possuem também função essencial no suprimento e armazenamento de água, de nutrientes e de oxigênio no solo.

Duas propriedades físicas, hierarquicamente mais importantes, referem-se à textura do solo, que é definida pela distribuição de tamanho de partículas, e a estrutura do solo definida pelo arranjo das partículas em agregados. A recuperação da estrutura de um solo degradado também depende da textura do solo, podendo levar de 5 a 50 anos, para sua restauração (Low, 1955). Além das características físicas que é influenciado pela textura, a quantidade de nutrientes também está interligada com a textura do solo, principalmente os elementos móveis no solo. O N é um dos elementos que são limitados pela textura do solo (Blair et al., 1998).

2.5.1 Textura

Segundo Doran & Parkin (1994) a textura pode ser utilizada como indicador, pois dependendo do teor de argila, o solo pode reter e/ou transportar água e nutrientes. Segundo Schoenholtz et al. (2000), a quantificação da textura do solo é fundamental, mesmo sendo um indicador estático, pois influencia a maioria dos processos no solo tais como a retenção e absorção da água e de nutrientes no solo, na troca de oxigênio, no teor de MOS. O único problema na utilização desse atributo como indicador, está no simples fator de não ser de fácil alteração.

2.5.2 Estabilidade de agregados

A estabilidade dos agregados é um dos parâmetros que podem ser utilizado para medir a qualidade do solo, pois é influenciada por diversas características do solo, como textura (Feller et al., 1996), teor de óxidos de ferro e alumínio (Oades & Waters, 1991; Dufranc et al., 2004), teor de matéria orgânica (Roth et al., 1991; Feller et al., 1996; Bertol et al., 2000), sílica coloidal, metais polivalentes, carbonato de cálcio (Silva & Mielniczuk, 1997), atividade dos microrganismos (Tisdall & Oades, 1979; Rillig, 2004; Rillig e Mummey, 2006) e também pelo manejo do solo (Carpenedo & Mielniczuk, 1990; Cambardella & Elliot, 1993). A estrutura do solo refere-se ao tamanho e a forma dos agregados, e a sua formação e a estabilização dos agregados ocorrem simultaneamente na atuação de processos físicos, químicos e biológicos do solo.

Com relação ao tamanho, os agregados podem ser divididos em macroagregados (>250 μm) e microagregados (<250 μm) (Tisdall & Oades, 1982). Os macroagregados são menos estáveis que os microagregados (Cambardella & Elliot, 1993) e, portanto, mais susceptíveis à quebra em consequência do cultivo do solo. A divisão dos agregados em classes de tamanho está baseada em propriedades tais como ligantes e relação carbono/nitrogênio (C/N) no solo (Bronick & Lal, 2005). O tipo de vegetação também interfere na estruturação dos solos. As gramíneas são mais eficientes em aumentar e manter a estabilidade de agregados do que as leguminosas (Carpenedo & Mielniczuk, 1990), provavelmente por apresentarem um sistema radicular extenso.

Segundo Kiehl (1979), para haver formação de agregados no solo são necessárias duas condições fundamentais: a primeira, que uma força mecânica qualquer, provoque a aproximação das partículas do solo; esse movimento pode ser causado pelo crescimento das raízes, por animais de hábito terrestre, pelo fenômeno da expansão e contração do solo provocado pelo molhamento e secamento alternado ou pela floculação; a segunda condição é a de que, após o contato das partículas, haja um agente cimentante para consolidar essa união, gerando o agregado.

Existem vários agentes cimentantes, por exemplo, nos Latossolos, principalmente, são os óxidos de ferro (Dick & Schwertmann, 1996; Muggler et al., 1999), mas em solos menos intemperizados, o principal agente cimentante é a matéria orgânica do solo. Outra opção seria as substâncias produzidas pelos microrganismos no solo, como os polissacarídeos, produzido

pelas bactérias e a glomalina pelos FMA. Segundo Nichols (2008), a glomalina produzida pelos FMAs são mais eficientes na formação dos agregados do que os polissacarídeos produzidos por outros organismos, pelo simples fato da glomalina ser hidrofóbica tornando-se mais estáveis e os polissacarídeos serem solúveis em água sendo de fácil decomposição.

Os FMA podem influenciar potencialmente na agregação do solo em diferentes níveis (Dorioz et al., 1993; Rillig & Mummey, 2006): 1) orientação de partículas de argila ao redor das células; 2) produção de glomalina, que induzem ligações locais de partículas de argilas e, 3) efeito de empacotamento pelas hifas, que conduzem a uma nova microestrutura das partículas nas adjacências da célula. Tisdall (1994) em estudos realizados na Austrália, encontrou estreita relação entre o cultivo, o comprimento total das hifas e a proporção de agregados estáveis; ou seja, em solos cultivados ou em pousio foi observado menos de 5 m de hifas por g de solo e menos de 5% de agregados estáveis, enquanto no solo virgem esses valores chegaram a 17 m de hifas e 24% de agregados estáveis.

Segundo Wendling et al. (2005), conforme o manejo adotado, a estabilidade de agregados é sensível às alterações, por isso, este parâmetro tem sido usado como indicador da qualidade física do solo.

2.5.3 Densidade do solo

A densidade do solo refere-se à relação entre a massa de solo seco e o volume total. É afetada pela cobertura vegetal, quantidade de resíduos à superfície, teor de matéria orgânica e uso e manejo do solo (Corsini & Ferraudo, 1999; Silva et al., 2006). O aumento excessivo da densidade do solo acarreta diminuição do volume total de poros, redução da permeabilidade e da infiltração de água, quebra dos agregados e aumento da resistência mecânica à penetração, o que ocasiona prejuízo à qualidade física do solo.

A densidade do solo varia entre os solos de diferentes texturas, estruturas, e teor de matéria orgânica, mas dentro de um determinado tipo de solo, ele pode ser usado para monitorar o grau de compactação do solo. A compactação esta relacionada pelo tráfego de máquinas e uso de implementos, com efeitos em superfície ou em sub-superfície.

A densidade do solo pode ser obtida por métodos não destrutivos (sonda de nêutrons) ou por métodos destrutivos (anel volumétrico e torrão parafinado). Além de ser um indicador da qualidade do solo, é utilizada para determinar a quantidade de água e de nutrientes que existam no perfil do solo com base no volume. Padrões críticos de densidade do solo são difíceis de serem definidos. No entanto, valores em torno de 1,0; 1,1 e 1,3 mg. m⁻³ podem ser encontrados em solos sem interferência antrópica, em solos cultivados ou sob intenso tráfego, respectivamente. Para uma adequada avaliação, devem-se comparar os valores obtidos nas áreas em estudo com outros valores de áreas comprovadamente não compactadas, preferencialmente com mesmo tipo de solo e relevo (Mendes et al., 2006).

2.6 Propriedades Biológicas do Solo

Na agricultura, existe a necessidade de dispor de atributos sensíveis a mudanças provocadas pelo manejo do solo, de modo a avaliar o grau de sustentabilidade de um sistema e muitas das vezes os indicadores químicos e físicos não demonstram as mudanças ocasionadas pelo uso inadequado do solo. Como conseqüências buscam-se indicadores que espelhem a robustez da vida do solo e reflita o seu grau de perturbação (De-Polli e Guerra, 1996) através, por exemplo, de índices biológicos (Doran & Parkin, 1994; Karlen et al., 1997; Singer & Ewing, 2000; Schoenholtz et al., 2000; Nortcliff, 2002; Filho? et al., 2007). Os microrganismos podem ser utilizados como sensíveis bioindicadores da qualidade do solo. Segundo Doran e Parkin (1994), bioindicadores são propriedades ou processos biológicos dentro do solo que indicam o estado deste ecossistema, podendo ser utilizados no biomonitoramento, que é a medida da resposta de organismos vivos a mudanças no seu ambiente (Wittig, 1993).

O componente biológico ocupa uma fração de menos de 0,5 % do volume total do solo e representa menos de 10 % da matéria orgânica, mas que realiza diversas funções essenciais para o funcionamento do solo e sobrevivência das comunidades vegetais e animais, como, decomposição, imobilização/mineralização, liberações de nutrientes em formas disponíveis às plantas e degradação de substâncias tóxicas (Kennedy e Doran, 2002). Estima-se que podem ultrapassar de 10 a 100 vezes os números de espécies descritas atualmente, a maior parte das espécies desconhecidas localiza-se nas florestas tropicais que contêm a maior diversidade do planeta, cerca de 50% do total de espécies, mas que ainda foram pouco pesquisadas (Moreira e Siqueira, 2006).

A utilização de microrganismos como indicadores da qualidade do solo tem sido bastante debatido, especialmente na última década, com o advento de técnicas de biologia molecular que têm favorecido a avaliação dos microrganismos em amostras ambientais (Coutinho et al., 1999; Tiedje et al., 2001). O principal argumento a favor dessa característica ambiental é o fato da diversidade microbiana manter-se naturalmente inalterada ao longo do ano (Johnson et al., 2003).

2.6.1 Biomassa microbiana do solo

Um solo de qualidade possui intensa atividade biológica e contêm populações microbianas balanceadas, sendo vários os indicadores microbiológicos que podem ser utilizados para fornecer uma estimativa da qualidade do solo (Tótola e Chaer, 2002). Por isso, o conhecimento dos fatores que afetam os microrganismos do solo é fundamental para a manutenção sustentável do ambiente (Wang et al., 2006; Vazquez-Murrieta, 2006).

Dentre as variáveis biológicas, com o intuito de mensurar a mudança no uso do solo, uma das mais utilizadas está relacionada com a quantidade de biomassa microbiana do solo (BMS) (Anderson e Domsch, 1980; De-Polli & Guerra, 1997; Gama-Rodrigues et al., 1997; Bayer e Mielniczuk, 1999; Gama-Rodrigues et al., 2008), que envolve grande variedade de microrganismos e corresponde à parte viva da matéria orgânica do solo, excluindo raízes e animais maiores do que aproximadamente 5 mm. A biomassa microbiana do solo (BMS) incluem bactérias, actinomicetos, fungos, algas e microfauna de vida livre, que convivem no solo formando uma comunidade extremamente diversificada nos seus componentes e que realizam inúmeras funções no solo, como mineralização de substratos orgânico em nutrientes minerais (Wardle, 1992; Moreira & Siqueira, 2002, 2006).

As características biológicas do solo sofrem influência direta da MOS, pois esta atua como fonte de C, energia e nutrientes para os microrganismos heterotróficos e, através da mineralização do N e S orgânico, atuam como fonte de energia aos microrganismos autotróficos, de modo que a relação entre a matéria orgânica e os microrganismos podem ser

avaliadas a partir da biomassa e atividade microbiana, atributos representativos da integração dos efeitos da matéria orgânica sobre as condições biológicas do solo (Bayer & Mielniczuk, 1999). A BMS representa um considerável reservatório de vários nutrientes para as plantas, em seus tecidos, com cerca de 20 a 30 g kg⁻¹ do C total e até 5 g kg⁻¹ do N total do solo (Anderson & Domsch, 1980) e de 10 a 30 g kg⁻¹ do S total do solo (Moreira & Siqueira, 2002).

De acordo com as condições edafoclimáticas e da qualidade da serapilheira, a biomassa microbiana, por atuarem nos processos de mineralização / imobilização, pode exercer funções catalisadoras, de fonte e/ou reserva de nutriente (Paul & Clark, 1989; Wardle, 1992; Aquino et al., 2005; Gama-Rodrigues et al., 2008). Na situação de catálise, as quantidades de entrada e saída são iguais, ou seja, o balanço é nulo (Gama-Rodrigues et al., 2008). Quando a BMS atua como dreno recebe mais massa do que fornece ao ambiente, assim ela aumenta, imobilizando nutrientes, e quando atua como fonte, parte do material acumulado no corpo microbiano é liberado ao ambiente, beneficiando as plantas (Aquino et al., 2005).

Assim, o estudo da biomassa microbiana e a sua atividade podem servir como indicadores de qualidade do solo (Doran & Parkin, 1994; Kaiser et al., 1995; Daniel et al., 1999), auxiliando na avaliação e no estabelecimento de um novo equilíbrio biodinâmico do solo, além de fornecer subsídios para o planejamento do uso da terra (D'andréa et al., 2002).

2.6.2 Fungos micorrízicos arbusculares

Entre os simbiossiontes de raízes, temos os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), os quais são onipresentes no solo (Read et al., 1976; Sparling & Tinker, 1978; Johnson et al., 2002), representando mais de 90% de sua atividade biológica (Siddiqui et al., 2008). Eles colonizam a maioria das espécies de plantas nos vários ecossistemas (Smith & Read, 1997), e para Olsson et al. (1999), os FMAs são indiscutivelmente uns dos organismos mais importantes do solo.

Os FMAs pertencem ao Filo Glomeromycota (Schüssler et al., 2001), desenvolvem relações simbióticas com cerca de 80% das plantas superiores (Harley & Smith 1983; Schüssler, Schwarzott & Walker, 2001), são simbiossiontes obrigatórios e recebem carbono, sob a forma de hexose - açúcares simples, proveniente dos produtos da fotossíntese das plantas terrestres. Segundo Bago et al. (2000), essa quantidade representa, cerca de 5 bilhões de toneladas de C por ano, que são estimados para o consumo por fungos para completar o seu ciclo de vida. Em contrapartida, o fungo fornece nutrientes para a planta, incluindo os essenciais como o fósforo e N (Solaiman & Saito 1997; Smith & Read, 1997), aumenta a tolerância ao estresse hídrico e a eficiência fotossintética (Brown & Bethlenfalvay, 1987). Melhoram o crescimento do sistema radicular e até mesmo uma planta inteira, muitas vezes controlando certos patógenos de plantas (Allen, 1991; Hwang et al., 1992; Newsham et al., 1995; Borowicz, 2001; Parniske, 2008).

Além dos benefícios que os FMAs trazem para as plantas, eles influenciam o metabolismo e equilíbrio do solo, na manutenção da sua fertilidade, principalmente na estocagem de C e N no solo (Rillig, 2004), ao intemperismo de minerais (Van Breemen et al., 2000), e por promoverem efeitos positivos sobre a agregação do solo e influência na conservação do solo (Wright et al., 1996; Rillig, 2004, 2005, 2007). Eles contribuem com impacto relevante sobre o crescimento e diversidade das comunidades vegetais (Van Der Heijden et al., 1998), influenciando assim na produtividade primária nos ecossistemas terrestres (Bever, 2002; Parniske, 2008).

A pesquisa atual tem focado a contribuição dos FMA, no dreno de C para solo e quanto ao efeito estufa. Segundo Vandenkoornhuyse et al. (2002, 2003, 2007) os FMAs são importantes para o ciclo do C porque mais de 20% dos fotoassimilados podem ser translocados por eles via planta, por terem acesso direto às fontes de C da planta. Como

consequência, existem evidências de que FMAs colaboram no aumento dos drenos de C da atmosfera, variável importante e pouco estudada frente aos processos de mudanças climáticas (Leake et al., 2004). Estas características fazem com que a simbiose micorrízica arbuscular tenha um potencial biotecnológico e ecológico imenso ainda a ser explorado. Estas características os diferenciam de boa parte dos microorganismos saprófitos que adquirem açúcares (energia) a partir de fontes diversas e espacialmente limitadas. Estes organismos são energizados por uma quantidade e qualidade de fontes orgânicas praticamente ilimitadas, desde que hajam plantas metabolicamente ativas sendo colonizadas. Esta vantagem competitiva lhes confere uma significativa parcela da biomassa microbiana presente no solo (Bago et al., 2000; Graham, 2000).

Representam um grupo importante, pois têm uma ampla distribuição, e pode contribuir significativamente para a biomassa microbiana do solo e aos processos de reciclagem de nutrientes nas plantas (Harley & Smith, 1983), e exercem um papel importante na sustentabilidade de vários ecossistemas (Vandenkoornhuysen et al., 2002).

a) Glomalina

Os FMAs contribuem significativamente na biomassa microbiana do solo em muitos ecossistemas terrestres, freqüentemente representando uma fração dominante da biomassa do fungo. E dentre as estruturas dos FMAs, o micélio extra radicular é o que apresenta a maior extensão e biomassa, em comparação com esporos, vesículas ou arbusculos, concentrando, talvez, a maior quantidade de carboidratos destinados ao fungo.

A contribuição das hifas extra radiculares não se limita à sua biomassa ou a aumentos na capacidade de plantas em mobilizar nutrientes. Estas são características clássicas e fundamentais na simbiose micorrízica. Entretanto, o micélio externo também é responsável pela exsudação (ou incorporação em suas paredes celulares bem como de esporos) de glicoproteínas hidrofóbicas chamadas glomalinas. Estas proteínas muito provavelmente são produzidas por FMAs uma vez que em sua ausência, glomalinas não são encontradas (Leake et al., 2004). Elas apresentam alta estabilidade no solo podendo permanecer 42 anos até sua mineralização completa, período bem superior aos de hifas, que não ultrapassa 5-7 dias (Rillig et al., 2001; Zhu & Miller, 2003) ou raízes que variam de 10 dias até à morte da planta arbórea (Fitter & Moyersoen, 1996).

A glomalina foi descoberta por Wright e seus colaboradores em 1996, utilizando técnicas imunológicas com um anticorpo monoclonal (MAb32B11). Usando imunofluorescência indireta com este anticorpo, glomalina foi revelada em hifas fúngicas de FMA, em raízes colonizadas, matéria orgânica, partículas do solo, e dentro das células das raízes (Wright et al., 1996; Wright & Upadhyaya, 1999; Wright, 2000). (A glomalina apresentava similaridade genéticas com proteínas de choque térmico e Gadkar e Rillig, (2006), identificaram o gene (GiHsp 60) para a produção glomalina, podendo confirmar essa teoria. Purin e Rillig, 2008, trabalhando com *Glomus intraradices*, em culturas *in vitro*, utilizando anticorpo monoclonal, MAb32B11, detectaram a localização da produção da glomalina, através de microscopia eletrônica, na célula citoplasmática, da parede das hifas e dos esporos de FMA.) confuso

Glomalina é tipicamente quantificada utilizando o método de Bradford, que indica a quantidade de proteína total e pela metodologia de *enzyme-linked immunosorbent assay* (ELISA) utilizando MAb32B11 (Wright et al., 1996; Rillig, 2004; Nichols & Wright, 2004, 2005, 2006; Rillig et al., 2007). A quantidade de glomalina é abundante (normalmente, 2-15 mg Bradford proteína reativa g⁻¹ de solo), e já foram detectado em uma ampla gama de ambientes terrestres (Wright & Upadhyaya, 1998; Wright et al., 1999; Rillig et al., 2001). Devido às diferentes formas de quantificação, Rillig (2004) introduziu nova nomenclatura para identificar a glomalina do solo: se ela for quantificada via ELISA será GRSP, caso ela

seja pelo método de Bradford, a concentração de glomalina total será BRSP. Esta mudança de nomenclatura exibe vários problemas na área da pesquisa da glomalina (Nichols, 2008). No entanto, apesar da falta de informações sobre a estrutura e função dos glomalina e um método definitivo para a quantificação, este método ainda está sendo usado para determinar glomalina em uma ampla variedade de ecossistemas (Nichols & Wright, 2004; Rillig, 2004; Purin et al., 2006; Rillig et al., 2007; Borie et al., 2008). Como estes estudos demonstram, a investigação nesta área continua extremamente importante devido ao papel que tem sido demonstrada para glomalina (Nichols & Wright, 2004, 2005, 2006; Rillig, 2004; Rillig et al., 2007).

A glomalina constitui-se em um importante componente do C do solo podendo atingir $1,45 \text{ Mg C ha}^{-1}$ em florestas tropicais apenas nos 10 cm do perfil, se estabilizando em geral na fração argila (Lovelock et al., 2004). A função das glomalinas é incerta, entretanto é provável que elas tenham impacto sobre a construção de nichos ao promover a agregação do solo e sua estruturação com a conseqüente redução dos processos erosivos, mas não existem resultados comprobatórios. Desta forma, apesar de estudos de hifas fúngicas intra radiculares absorverem maior atenção graças a sua maior facilidade e ao interesse nos mecanismos de transferência de nutrientes, são as hifas extra radiculares que atuam diretamente sobre atributos relacionados à qualidade do solo, entendido como expressão de um conjunto de processos que estimulam ganhos de produtividade sem prejuízo das funções nele realizadas (Nichols, 2008). Isso porque, como já mencionado, estas estruturas ultrapassam em muito o espaço rizosférico, mobilizam nutrientes para além da zona de depleção, produzem uma série de compostos quelantes (entre eles as glomalinas), células mortas que interagem com outros organismos criando uma “hifosfera” característica e particular comunidade microbiana (Berbara et al., 2006). Bactérias específicas, não encontradas na rizosfera, interagem com glomalinas ampliando o efeito rizosférico criando uma “micorrizosfera”, com propriedades próprias (Vancura et al., 1990; Bomberg et al., 2003). Se, além destas qualidades, considerarmos a influência de hifas extraradiculares nos processos de agregação do solo, a conclusão de que FMAs são um fundamental indicador de qualidade de manejo e cobertura do solo. Falta vender o peixe.

b) Colonização micorrízica arbuscular

Como os FMAs dependem do hospedeiro para sua própria existência, não existe dúvida da importância central da simbiose para fungos micorrízicos. No caso das plantas, existe uma faixa grande de resposta à simbiose (Berbara et al., 2006). Espécies vegetais têm sido classificadas quanto à dependência micorrízica em facultativas, obrigatórias ou não micorrízicas (Smith & Read, 1997). Como resultado destes múltiplos níveis de dependência da planta ao fungo micorrízico, a associação acaba por influenciar na modelação da estrutura da paisagem sendo um dos componentes definidores da diversidade de espécies vegetais e da produtividade primária (Berbara et al., 2006; van der Heijden, 2003). É um livro com o título *Mycorrhizal Ecology*.

Por outro lado, buscam-se sinais produzidos pela grande maioria das plantas conhecidas. Como todas as plantas superiores fixam CO_2 , e se considerarmos que os FMAs colonizam plantas pelo que delas podem obter, isto é, C, é natural supor que variáveis ligadas ao metabolismo deste elemento estejam ligadas à sua própria sobrevivência, ou seja, à produção de esporos. Tal especulação é reforçada pelo fato de a colonização também estar significativamente associada ao metabolismo do carbono e à presença de açúcares redutores produzidos por raízes (Siqueira, 1995) e pelo efeito positivo de CO_2 no ambiente para o processo de colonização (Becard et al., 1992).

O desenvolvimento dos FMAs é acompanhado por uma troca de sinalização molecular entre os simbioses, os quais levam a uma integração morfo-funcional entre as células de

plantas e fungos. Diferentes tipos de interfaces podem ser criados durante a interação micorrízica arbuscular sendo dependente do modo pelo qual o fungo penetra ou não na célula hospedeira. As interfaces intercelulares são formadas por hifas crescendo entre as células do córtex radicular. As intracelulares ocorrem quando a hifa intercelular penetra na parede celular da célula hospedeira e se desenvolve dentro da mesma, formando estruturas tais como arbúsculos, que são estruturas muito ramificadas, se distinguem morfológicamente em apenas dois tipos, *Arum* ou *Paris* (Dickson, 2004). Os arbúsculos são fundamentais na simbiose micorrízica, pois representam uma forma extrema de compatibilidade entre fungo e planta, onde ocorre a troca mútua dos nutrientes e dos metabólicos. A formação de arbúsculos dentro das células do hospedeiro está associada a mudanças morfológicas e fisiológicas em ambos os sócios simbióticos (Paszkowski, 2006).

Toth et al. (1990) mostraram que a contribuição da interface arbuscular em raízes de milho inoculadas com *Glomus fasciculatum autor*, pode alcançar uma área de 60.292 μm^2 . É suposto que a disponibilidade de carbono na interface possa regular a localização, distribuição e função dos arbúsculos no córtex radicular. Smith e Read (1997) sugerem que a presença de diferentes interfaces (arbuscular e intercelular) possa conferir uma separação funcional e espacial dos diferentes processos de transporte na simbiose micorrízica arbuscular. Embora a composição e estrutura do apoplasto possam afetar os processos de absorção e translocação de nutrientes entre os simbiotes, o movimento de nutrientes entre estes pode ser controlado por ambos, mas as proteínas de membrana da planta atuam mais eficientemente no controle da troca de solutos dentro e fora das células colonizadas (Berbara et al., 2006)

A colonização micorrízica arbuscular resulta no aumento da demanda de C nas raízes (Wright et al., 1998a; Black et al., 2000), funcionando como um forte dreno que compete com a planta hospedeira por C fixado. No caso das micorrizas arbusculares, cerca de 10-20% do carbono fixado é direcionado ao crescimento e manutenção micelial (Smith & Smith, 1997). Têm sido hipotetizado que um aumento no dreno de C para raízes micorrizadas (Fitter, 1991; Wright et al., 1998a; Black et al., 2000) e/ou o conteúdo de P foliar (Allen et al., 1981; Fredeen & Terry, 1988; Azcon et al., 1992) seriam os responsáveis pelos incrementos na assimilação de CO_2 em plantas micorrizadas, embora o custo de C tenha uma estrita relação com a dependência micorrízica. Wright et al. (1998b) demonstraram que plantas de trevo (*Trifolium repens* L.) micorrizadas e não micorrizadas, mesmo apresentando similaridades no conteúdo de N e P nas folhas, altura e taxa de crescimento, a que apresentava FMA foi capaz de induzir aumentos significativos na taxa fotossintética, de forma a compensar o carbono requerido pelo fungo e assim eliminar as reduções no crescimento.

Caldas et al. (2004) pesquisando solos de áreas degradadas e não degradadas, verificaram que os atributos índice de colonização micorrízica (percentual de colonização por segmento de raiz) e porcentagem de colonização micorrízica (percentual total de colonização) não foram considerados bons indicadores de recuperação, visto a pouca variação encontrada entre as raízes coletadas “in situ” nessas áreas. Resultados semelhantes foram obtidos por Theodoro et al. (2003), comparando solos sob mata nativa e agroecossistemas cafeeiros pelo atributo microbiológico C da biomassa e colonização micorrízica.

c) Diversidade de fungos micorrizicos arbusculares

À medida que os estudos avançaram ficou cada vez mais evidente a importância da taxonomia para o entendimento dos FMAs nos processos ecológicos, e a classificação dos FMAs sofreu grandes alterações no decorrer do tempo e ao mesmo tempo muitas discussões entre os pesquisadores. Na primeira classificação estabelecida para esses organismos por Gerdemann & Trappe (1974), estes pertenciam à divisão Zygomycota, ordem Endogonales e família Endogonaceae, e a identificação se baseava exclusivamente na avaliação de caracteres morfológicos, principalmente aspectos subcelulares, relacionados com as paredes do esporo (Walker, 1983). Em 1988, surgiu a chave de identificação para as espécies ou descrições evidenciando características com valor taxonômico como: esporos (ontogenia, tamanho, coloração, constituição das paredes), tipo de hifa esporígena, células auxiliares (forma e tamanho), criada por Schenck & Pérez (1988), sendo utilizada até os dias atuais, por muitos pesquisadores.

A obtenção de novos conhecimentos resultou em uma nova proposta para classificação, com inclusão em uma nova ordem (Stubblefield & Taylor, 1988; Pirozynski & Dalpé, 1989; Morton, 1990). Em 1990, Morton & Benny propuseram uma nova classificação colocando estes fungos na ordem Glomerales a qual estava subdividida em três famílias: Glomeraceae, Acaulosporaceae e Gigasporaceae. Em 2001, foi publicada a nova classificação dos FMAs, com base em estudos de convergência filogenética de características morfológicas, bioquímicas e moleculares, com a proposição do filo Glomeromycota (Schüßler et al., 2001).

Na Tabela 1, traz à classificação filogenética atual do filo Glomeromycota a distribuição das espécies segundo ordem, família e gênero (Berbara et al., 2006; de Souza et al., 2008 aqui está demonstrando que foram eles quem fizeram esta classificação, e não foi cuidado). Entretanto o aceite dessa proposta pela comunidade científica ainda não está completamente estabelecido, embora a mesma, em alguns casos, represente uma inflação de gêneros e famílias dentro da Divisão Glomeromycota e não necessariamente uma contribuição significativa do grupo (Sturmer & Siqueira, 2008).

Tabela 1. Classificação filogenética atual dos glomeromycota segundo Ordem, Famílias, Gênero, Número de espécies descritas por gênero.

	Ordens	Famílias	Gênero	Espécies
Filo Glomeromycota	Glomerales	Glomeraceae	Glomus	107
	Diversisporales	Gigasporaceae	Gigaspora	8
			Scutellospora	33
		Acaulosporaceae	Acaulospora	33
			Kuklospora	2
		Entrophosporaceae	Entrophospora	2
		Pacisporaceae	Pacispora	7
	Diversisporaceae	Diversispora	1	
	Paraglomerales	Paraglomeraceae	Paraglomus	2
	Archaeosporales	Geosiphonaceae	Geosiphon	1
		Ambisporaceae	Ambispora	7
		Archaeosporaceae	Archaeospora	1
		Intraspora	1	

(Fonte: de Souza et al., 2008).

Após a proposta do novo filo foi sugerida uma nova denominação para os esporos dos FMAs. Assim como os esporos de basidiomicetos são basiosporos, os de Ascomycetos são

ascosporos, Goto & Maia (2006), denominaram os esporos dos fungos que formam micorrizas arbusculares de glomerosporos. São os glomerosporos os propágulos mais utilizados para a identificação das espécies já que estes possuem todas as estruturas que permitem caracterizar as espécies (Morton et al., 1995). A maneira mais fácil de fazer essa identificação é através de coletas de amostras de solo e utilização de culturas armadilhas. Em todo o mundo foram identificadas e aceitas, 205 espécies de FMAs (de Souza et al., 2008). Contudo, devem existir muitas espécies não descritas e muitas delas podem estar no Brasil.

Apesar dos glomerosporos apresentarem diferenças morfológicas, essas diferenças não são sempre evidentes a ponto de permitirem sua diferenciação no nível de espécies (Lanfranco et al., 2001), e muita das vezes as características morfológicas são influenciadas por condições ambientais (Silva & Colozzi Filho, 2007). A diversidade de espécie refere-se à variedade de espécies de organismos vivos de uma determinada comunidade, habitat ou região. E a diversidade dos FMAs é frequentemente alterada em função da mudança no uso do solo. Retirar todos os tremas, caiu na nova ortografia

Existem diferentes medidas para a quantificação da diversidade, e segundo Magurran, (1988), os índices de diversidade provêm uma alternativa adequada para as medidas de diversidade. Os índices de diversidade podem ser usados para adicionar conhecimentos sobre as comunidades microbianas do solo. A diversidade é função de dois componentes: a riqueza de espécies, também chamada de densidade ou abundância de espécies é baseada no número total de espécies presentes, e a uniformidade também chamada de equitabilidade, é baseada na abundância relativa de espécies e no grau de sua dominância em relação às outras (Odum, 1988; Kennedy & Smith, 1995; Caproni, 2001).

Muitos índices de diversidade têm sido propostos, sendo que, os que avaliam a riqueza e dominância são os mais usados. O mais consagrado índice de diversidade é o de Shannon-Wiener já tradicionalmente designado como Índice de Shannon, que fornece a distribuição e abundância das espécies, e também revela uma espécie rara (maior índice = maior diversidade). Os índices de dominância de Simpson e de equitabilidade de Pielou também estão entre os mais usados (Rosso, 1996). O índice de Simpson mostra a distribuição das espécies abundantes, com mais peso às espécies comuns (maior índice = maior dominância). A equitabilidade (valor entre 0 e 1), fornece informações sobre a distribuição da abundância das espécies (maior índice = maior diversidade).

A riqueza dos FMAs varia muito, sendo encontrada de duas a 33 espécies por ecossistema. Embora diversos trabalhos já tenham sido desenvolvidos, a riqueza, a diversidade e o potencial simbiótico de populações dos FMAs nos ecossistemas brasileiros não foram ainda suficientes estudados (Moreira e Siqueira, 2006). Poucos estudos de diversidade dos FMAs foram realizados no país e se concentram nos estados de São Paulo e Minas Gerais. Segundo levantamento realizado por Stürmer & Siqueira (2006) existem apenas quatro estudos sobre FMAs nativos na região Sul do país e na região Nordeste apenas três estados iniciaram seus levantamentos de diversidade destes fungos, ficando a Região Norte sem registros de sua diversidade, em artigos publicados bem mentira isso.

2.7 Fungos Micorrizicos Arbusculares como Indicador de Qualidade do Solo

A atividade de microrganismos, como exemplo os fungos micorrízicos arbusculares, apresentam grande potencialidade de utilização como indicadores da qualidade do solo em áreas degradadas (Visser & Parkinson, 1992; Turco et al., 1994), pela participação nos ciclos biogeoquímicos e incorporação de N, otimização da utilização de nutrientes pelas plantas, contribuição ao processo de agregação do solo e sustentabilidade do solo (Siqueira et al., 1994; Franco & Faria, 1997; Smith & Read, 1997; Moreira & Siqueira, 2002). Apresentam alta sensibilidade a variações químicas, físicas e biológicas no solo, normalmente provocadas por atividades antropogênicas, além de altas correlações com as funções benéficas do solo (Brockwell et al., 1995; Kling & Jakobsen, 1998; Doran & Zeiss, 2000).

Os FMAs são importantes nos componentes do ciclo do C no solo devido a sua direta influência sobre:

(a) a produtividade primária graças ao seu impacto na absorção de nutrientes e água por plantas;

(b) a estabilidade de agregados do solo e;

(c) por sua imensa biomassa e produção de Glomalinas (Zhu & Miller, 2003), que são proteínas de alta estabilidade produzida por hifas de FMA.

Assim, a funcionalidade deste grupo microbiano afeta diretamente a qualidade e a fertilidade do solo e contribui para o funcionamento dos ecossistemas (Brookes, 1995). Avaliando a reabilitação de solos de mineração por meio de atributos relacionados à propágulos de FMAs, Melloni et al. (2003 e 2006) verificaram, apesar da variação na sensibilidade, grande potencial de utilização do número, micélio extra radicular total e número de esporos de FMAs como indicadores microbiológicos da reabilitação.

Mais recentemente, a investigação tem colocado uma ênfase maior, perspectiva multifuncional dos FMAs, incluindo os efeitos da simbiose micorrízica em plantas e comunidades microbianas, e no ecossistema processos confuso.

Mudanças no uso do solo podem modificar a estrutura da comunidade de micorrizica do solo, afetando as funções por elas realizadas e, conseqüentemente, a sustentabilidade dos ecossistemas. Dessa forma, avaliar o impacto de mudanças no ambiente do solo sobre população e comunidade de microrganismo torna-se importante não só para o seu manejo, mas também para o delineamento e prática que favoreçam a funcionalidade dos agroecossistemas e a produtividade agrícola sustentável. Os FMAs ocorrem em comunidades com grande diversidade (Bruns, 1995) com variações dentro de curtas distancias (Genney et al. 2006). E, muitas vezes a produção de esporos muitas vezes não representa de forma precisa os padrões das comunidades de FMAs de uma área (Gardes & Bruns 1996).

A importância da diversidade de FMA tem sido demonstrada em experimentos de casa de vegetação e experimentos de campo. O desempenho da planta hospedeira e até mesmo da comunidade de plantas pode ser afetado pelas espécies de FMAs (Newsham et al., 1995; van der Heijden et al., 1998; Klironomos et al., 2000; Helgason et al., 2002). Além disso, tem aumentado o número de evidências de que a composição da comunidade de FMA de ecossistemas temperados e tropicais depende da identificação da planta hospedeira (Husband et al., 2002; Helgason et al., 2002; Vandenkoornhuyse et al., 2002). Assim, distúrbios que diminuem a diversidade de plantas de uma comunidade também podem diminuir a diversidade de FMAs.

Embora a maioria dos trabalhos enfoque a absorção de nutrientes, há grande interesse no papel das micorrizas sobre o aumento da habilidade das plantas se estabelecerem em ambientes naturais ou naqueles alterados pela ação antrópica (Reid, 1990). Francis & Read (1994) destacam a importância da presença de FMAs sobre a estrutura e sucessão de comunidades vegetais em decorrência do seu grau de micotrofismo, isto é, sua dependência micorrízica. Além disso, é importante avaliar quais os efeitos da atividade humana sobre a

comunidade de FMAs nos habitats alterados, tanto quantitativa quanto qualitativamente. Nesse último caso, os FMAs podem ser utilizados como indicadores dos efeitos da alteração do ambiente causada pelo homem (Leyval et al., 1997). Segundo Duamanski & Pierri (2000), a qualidade do solo e agrobiodiversidade estão intimamente ligadas, e desta maneira, devem ser avaliadas em conjunto com as outras propriedades do solo.

Assim, comparando-se a diversidade de FMA, a sua simbiose com as raízes das plantas hospedeira e a quantidade de glomalina nos solos, em uma área que sofreu mudança no uso da terra com uma área não teve uma ação severa do homem de uma mesma região (fixando os efeitos do relevo, material de origem e tipo de solo, condições climática), pode-se estimar a existência de alguma influência na ação antrópica, e tomar as medidas necessárias para sua recuperação e sustentabilidade.

Recentemente, alguns indicadores foram estudados quanto à sua potencialidade de refletir estas alterações na qualidade do solo. Os indicadores físicos mais utilizados com este objetivo são a densidade do solo, a porosidade total e a taxa de infiltração de água (Reichert et al., 2003). Os indicadores de natureza química mais utilizados são o Carbono Orgânico e o Nitrogênio, pH e quantidade de bases extraíveis (Lewandowski & Zumwinkle, 1999). Os indicadores de ordem biológica ainda são os menos explorados devido à grande variabilidade que apresentam ao longo do ano, porém refletem sensivelmente as variações de ordem ambiental (Lewandowski & Zumwinkle, 1999; Schloter et al., 2003). Neste trabalho sugere-se a utilização dos fungos micorrizicos arbusculares como indicador de qualidade do solo.

3 MATERIAL E METODOS

3.1 Descrição da Área em Estudo

3.1.1 Localização

A pesquisa foi realizada no Seringal Cachoeira, no município de Xapuri, estado do Acre. O trabalho foi financiado pelo projeto Casadinho (CNPQ), em parceria à UFAC e CPGA-CS na UFRRJ.

O estado do Acre localiza-se na porção sudoeste da Amazônia brasileira, entre as latitudes 07°07' S a 11°08' S e longitude 66°30' W a 74°W Gr. Ao norte, faz fronteira com o estado Amazonas; a leste, pelo estado de Rondônia e Bolívia; ao sul, com a Bolívia o Peru e a oeste com o Peru. Ocupa uma área de 153.149,9 km², perfazendo 1,79% do território nacional e a 3,9% da Amazônia brasileira (Amaral, 2000).

A área de estudo situa-se no Projeto de Assentamento Agroextrativista Cachoeira, conhecido localmente por Seringal Cachoeira, por tratar-se de um antigo seringal (área de floresta nativa explorada com atividade extrativista de látex de seringueiras). A área localiza-se no município de Xapuri, à leste do Rio Acre e Rio Xapuri, a uma distância aproximada de 19 km da BR 317, 25 km da fronteira com a Bolívia e a 60 km da sede do município, a área de estudo foi escolhida por ser a antiga sede do Seringal, e assim, possuir já um histórico de uso com mais de 20 anos (Figura 2).

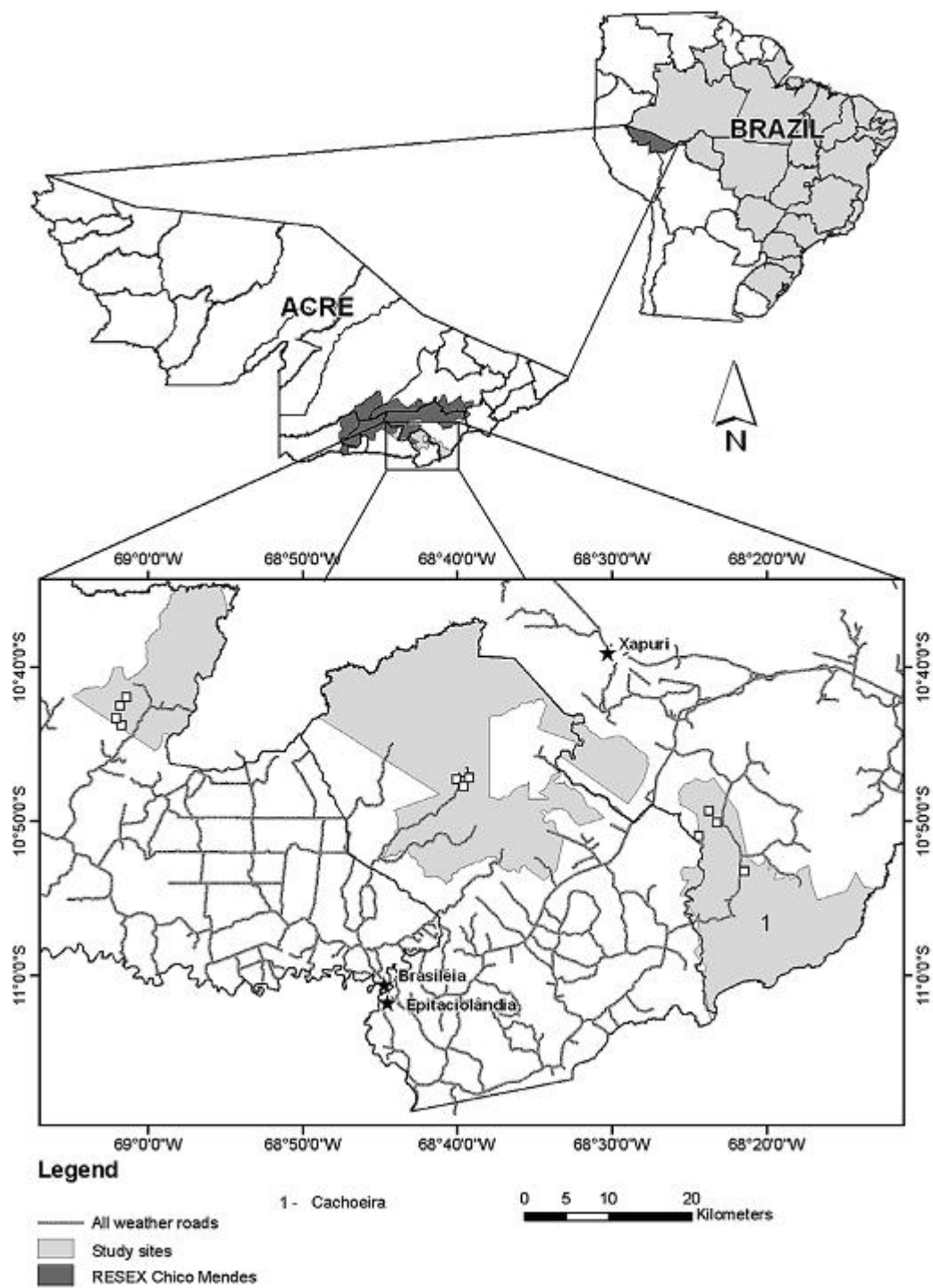


Figura 2. Localização da área de estudo, no estado do Acre (adaptado de Wadt et al., 2008). A área de estudo está inserida no seringal Cachoeira.

3.1.2 Característica do clima, vegetação e do solo

Clima

O clima predominante na região é o Am Equatorial, conforme classificação de Köppen: quente e úmido, com temperatura médias anuais variando entre 24,5°C e 32°C (mínima e máxima). Ocorrem duas estações distintas: uma seca e a outra chuvosa, conforme de pode observar durante o período que foi conduzido este trabalho (Figura 3).

Durante as estações secas, que se inicia no mês de maio prolongando-se até o mês de outubro, desaparecem as chuvas, sendo comuns as “friagens”. Estas são resultantes do avanço de uma frente Polar impulsionada por uma massa de ar Polar Atlântica que avança pela Planície do Chaco e Pantanal Mato-grossense até a Amazônia sul-ocidental, provocando queda de temperatura (Acre, 1993).

A estação chuvosa, ocorre de novembro a abril, sendo caracterizado por chuvas constantes e abundantes. A umidade relativa do ar nesta época normalmente situa-se acima de 90%. Na área de estudo, os índices pluviométricos variam de 1800 mm a 1900 mm.ano⁻¹.

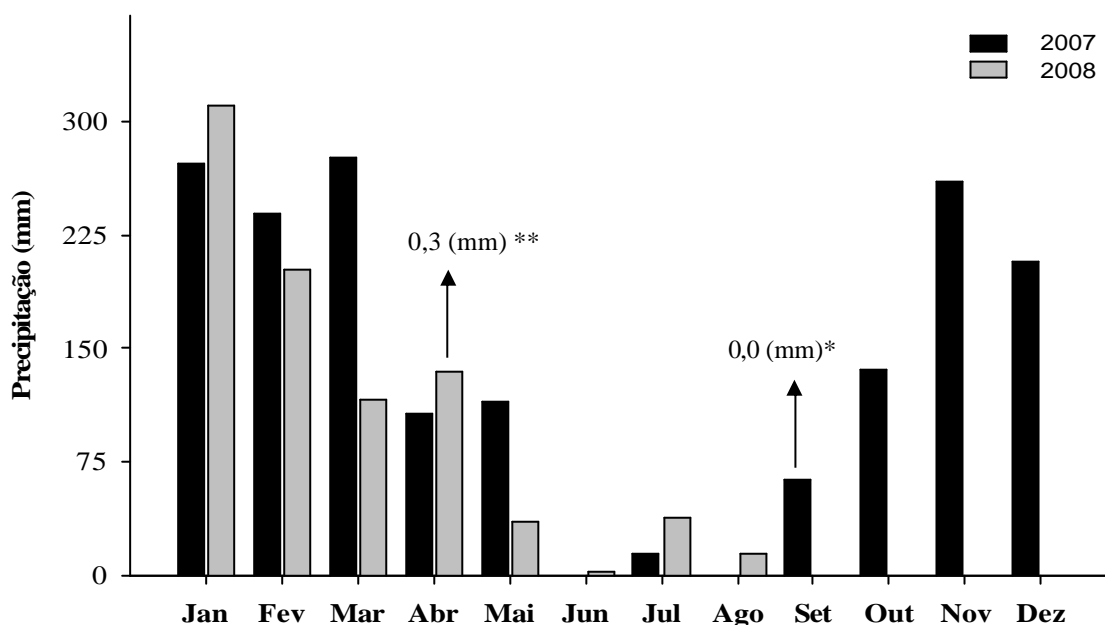


Figura 3. Índices Pluviométricos mensais (mm) registrados no Município de Xapuri, AC, no período de Janeiro de 2007 a Agosto de 2008. (Fonte: Bioclima Acre).

* Dia da coleta da época seca, que ocorreu em agosto. No gráfico mostra setembro

**Dia da coleta da época chuvosa, que ocorreu em abril.

Vegetação

A tipologia vegetal predominante no município de Xapuri é a Floresta Ombrófila, densa ou aberta (RADAMBRASIL, 1977), sendo que estima-se que nesta região, aproximadamente 21% da cobertura florestal nativa tenha sido convertida em áreas antropizadas (Amaral, 2000). Associado a tipologia de floresta aberta, ocorrem diferentes formações, com predomínio de cipós, tabocais (gramíneas do grupo dos bambus) e palmeiras.

As áreas antropizadas normalmente são convertidas em pastagens e, algumas vezes, abandonadas, transformando-se em capoeiras ou florestas secundárias.

As áreas de estudo foram selecionadas de uma vegetação original de Florestas Ombrófila aberta com predomínio de palmeiras, constituindo-se a área com cobertura original, uma capoeira com idade aproximada de 20 anos e pastagem, formada com *Brachiaria decumbes*, com idade aproximada de 30 anos (Figura 4).



Figura 4. Representação da Área experimental, com as diferentes coberturas do solo. A letra A representa a floresta primária, a B a capoeira e a letra C a pastagem, em Xapuri, AC.

Solos

O solo da área de estudo foi reconhecido como sendo um Argissolo Vermelho Amarelo eutrófico, constituídos horizontes A, BA, Bt, com horizonte Bt apresentando-se profundo, bem drenado, com cerosidade forte e com um horizonte A de pequena espessura, com textura argilo arenosa (Figura 5).



Figura 5. Representação do solo, Argissolo Vermelho amarelo na área experimental, em Xapuri, AC.

3.1.3 Histórico da área

Os tipos de uso da terra selecionados consistem de uma área de floresta nativa que vem sendo utilizada há cerca de 100 anos com atividades extrativistas (inicialmente látex de seringueira, e atualmente, extração de castanha do Brasil, látex de seringueira e madeira), e embora manejada freqüentemente, ainda preserva sua estrutura florística, e, portanto, do ponto de vista da qualidade do solo, pode ser considerada com uma área de referência.

Na área de pastagem, formada há aproximadamente 30 anos, embora sobre um solo de baixa fertilidade, o desenvolvimento da gramínea ainda é vigoroso. A pastagem apresenta boa cobertura e boa capacidade de suporte, mesmo sem ter recebido qualquer fertilização ou correção em todo seu histórico de uso, mesmo na única oportunidade em que foi feito um cultivo anual de milho. As pastagens representam, hoje, ao lado das áreas de capoeiras, o principal ecossistema artificial da Amazônia.

A terceira área (capoeira) representa a borda de contato entre a pastagem e a floresta, sendo caracterizada por uma intensa perturbação florística, causada por queimadas periódicas não controladas, porém sem qualquer intervenção direta no solo, por meio de operações de preparo do solo. Assim, as três áreas representam, em minha opinião, áreas sob influência humana de baixo (floresta), médio (capoeira) e alto (pastagem) impacto.

3.2 Amostragem do Solo

Foram realizadas duas coletas, uma no final da estação seca, que ocorreu no dia 28 de agosto, e a outra no final da estação chuvosa, que ocorreu no dia 29 de abril de 2008. Em cada área amostrada foram tomadas aleatoriamente, cinco amostras compostas por dez sub-amostras cada, nas profundidades de 0–5 cm e 5–10 cm, fazendo-se as coletas com enxada. Após a coleta, ainda no campo, as amostras foram passadas em peneira de 8,0 e 4,0 mm de malha e após o peneiramento, estas foram levadas para a área de preparo e recepção de amostras, na Embrapa Acre, onde foram secas ao ar e homogeneizadas (terra fina seca ao ar - TFSA). Subamostras do material, foram armazenadas em isopor com sacos de gelo, mantendo-se preservadas nesta situação até serem submetidas aos procedimentos analíticos posteriores.

3.3 Propriedades Químicas do Solo

3.3.1 Fertilidade do solo

Foram avaliados os seguintes nutrientes do solo: pH em água, Alumínio (Al), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) trocáveis segundo o método do KCl 1 mol L⁻¹, e o fósforo (P) e potássio (K) (Mehlich-1), de acordo com EMBRAPA, 1997).

3.3.2 Matéria orgânica do solo

Carbono orgânico

A determinação do carbono orgânico (CO) foi por oxidação com dicromato de potássio em meio ácido e titulação contra sulfato ferroso amoniacal (Walkley e Black, 1934). Para a estimativa do teor de matéria orgânica do solo (MOS) foi utilizado o fator 1,724 sobre a quantidade de carbono orgânico determinada pelo método da oxidação com dicromato.

Nitrogênio

A quantificação do Nitrogênio (N) foi segundo o método de N (Kjeldahl), e descrito de acordo com Alves et al. (1994).

Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

O procedimento utilizado para o fracionamento densimétrico das frações leve livre (FLL) da MOS, foi realizada a metodologia proposta por Sohi et al. (2001), com modificações (Freixo et al., 2002). Para a extração usou-se 5 g de TFSA, utilizando a densidade do Iodeto de Sódio (NaI) (1,8 g cm⁻³) para segregar o material orgânico do material mineral do solo.

3.3.3 Estoque de carbono nos solos

O estoque de carbono do solo (Cs) foi determinado associando-se o teor de C orgânico encontrado nas diferentes profundidades com a sua respectiva densidade do solo. O processo de ajuste da massa de solo foi de camada a camada seguindo a diferença entre a densidade do solo de cada camada. O estoque de carbono pode ser calculado utilizando a seguinte equação matemática: cadê a equação?

3.4 Propriedades Físicas do Solo

3.4.1 Análise granulométrica

O método utilizado para a separação das frações granulométricas foi o método da pipeta, segundo Day (1965).

3.4.2 Estabilidade de agregados

A determinação do tamanho e estabilidade dos agregados em água foi feita segundo o princípio descrito por Kemper & Chepil (1965). Para a determinação da distribuição das classes de agregados, foi utilizado o tamisamento via úmida, com o aparelho preconizado por Yoder (1936), utilizando o jogo de peneiras com malhas de 2,00; 1,00; 0,50; 0,25 e 0,10 mm, e submetidas à agitar no aparelho de Yooder, que foi calibrado para funcionar durante 15 minutos, com 38 oscilações por minutos, num intervalo espacial de 3,5 cm de amplitude entre o ponto máximo e mínimo a obtenção do diâmetro médio ponderado (Castro Filho et al., 1998).

3.4.3 Densidade do solo

Para coleta da densidade do solo, que ocorreu em Abril de 2008, foram abertas três trincheiras de 1,0 x 1,20 x 1,20m sob cada área. Amostras de terra foram coletadas em uma parede de cada trincheira, nas profundidades: 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 30-35, 50-55, 70-75 e 90-95 cm. Foi utilizado para coleta anéis de metal com volume interno de 99,8 cm³ (anéis de Kopecky). A introdução do anel foi cuidadosamente inserida, sem compactação, em cada profundidade do solo amostrada e, após a retirada do excesso de solo externamente aos anéis, foi transferido o conteúdo para saco plástico. No laboratório, as amostras foram colocadas para secar a 55 a 65°C Onde? até peso constante, e depois, divididas em duas sub-amostras, uma das quais foi seca em estufa a 105°C, por 48 horas, para determinação do peso seco e, a segunda subamostra foi separada para a determinação do teor de carbono orgânico, conforme descrito acima. O cálculo da densidade é feita através da massa do solo (mg) dividida pelo volume do solo (m³).

3.5 Propriedades Biológicas do Solo

3.5.1 Biomassa microbiana do solo

Carbono da biomassa microbiana do solo (BMS- C)

A quantificação do carbono da biomassa microbiana (BMS-C) foi realizada por fumigação-extração, de acordo com o método proposto por De-Polli e Guerra (1999). O BMS-C foi calculado pela diferença entre a quantidade de N recuperado no extrato da amostra F e a verificada na amostra NF, multiplicada pelo fator de correção kN igual a 0,33, preconizado por Sparling & West, (1988). A quantificação da contribuição do carbono presente na biomassa micorbiana no carbono orgânico total do solo (COT) chama-se de Cmim C, que é a divisão da BMS-C/COT.

Nitrogênio da biomassa microbiana do solo (BMS-N)

O nitrogênio da biomassa microbiana (BMS-N) foi realizado segundo Silva et al. (2007), utilizando os mesmos extratos obtidos na fumigação-extração realizada para quantificação da BMS-C. O BMS-N foi calculado pela diferença entre a quantidade de N recuperado no extrato da amostra F e a verificada na amostra NF, multiplicada pelo fator de correção kN igual a 0,54, preconizado por Brookes et al. (1985). A quantificação da contribuição do nitrogênio presente na biomassa micorbiana no nitrogênio orgânico total do solo (NOT) chama-se de Cmim N, que é a divisão da BMS-N/NOT.

Respiração basal do solo (RBS)

As perdas de carbono microbiano na forma CO₂ foram determinadas pela respiração basal do solo (RBS), que é o mesmo que respiração microbiana baseado no método proposto por Jenkinson e Powlson (1976), previamente adaptado.

Quociente metabólico do solo (qCO₂)

A determinação do quociente metabólico (qCO₂) foi realizada pela divisão dos valores de RBS pelos de BMS-C. Os resultados finais, dados em µg (micrograma) foram então multiplicados por 1000, obtendo-se a unidade em ηg (nanograma). Quociente microbiano (BMS-C/COT*100) foi calculado para refletir os aportes de carbono e a conversão de substratos orgânicos para o BMS-C (Sparling, 1992).

3.5.2 Fungos micorrízicos arbusculares

Taxa de colonização

As amostras de raízes foram lavadas e armazenadas em álcool 80%. Antes de iniciar a coloração das raízes, estas foram novamente lavadas para retirar o álcool utilizado para a conservação. O procedimento consistiu em separar-se 1g de raiz de cada sub-amostra, acondicionando-as em tubos contendo solução de KOH 10% e submetidas a aquecimento de 90°C por 30 minutos, para clarificação; a seguir, foram lavadas em água corrente; acidificadas com HCl 1%; e novamente aquecidas em solução de glicerol ácido e azul de metileno. A avaliação da percentagem de colonização das raízes foi feita em um microscópio estereoscópico (Trouvelot et al., 1986).

Glomalina

A quantificação de glomalina total (GT) foi realizada segundo o ensaio de Bradford (1976) modificado por Wright & Upadhyaya (1998). Para a quantificação de GT, foram utilizadas duas repetições de 1,0g de TFSA. A extração foi feita com 8 mL de citrato de sódio 50mM pH 8,0 ao longo de 3 ciclos de autoclavagem a 121°C, cada ciclo com duração de 1 hora. O extrator foi separado do solo através de centrifugação a 3.500 rpm durante 10 minutos. A proteína presente no sobrenadante foi quantificada através do ensaio de Bradford, usando soro-albumina bovina como padrão (Wright et al., 1996).

A concentração de glomalina foi corrigida para mg g⁻¹ considerando-se o peso seco do solo e o volume total de sobrenadante. Neste estudo, não foi possível realizar o ensaio de imunoreatividade (ELISA). Porém, há claras evidências de que a GT possui fortes correlações com as frações imunoreativas. Desta maneira, o ensaio de Bradford consiste em uma maneira simples e confiável de avaliar as correlações na mudança no uso do solo, quando não se é possível conduzir um ensaio de ELISA (Wright & Upadhyaya, 1998; Wright et al., 1999).

3.5.3 Densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares

Retirou-se 100 ml de solo de cada amostra, previamente secadas à sombra e passadas em peneira com malha de 5 mm. Foram realizadas extrações de glomerosporos dos FMAs pelas técnicas de peneiramento úmido (Gerdemann & Nicolson, 1963), utilizando peneiras com malhas de 38 μm , seguida pela centrifugação com sacarose (Daniels & Skipper, 1982) à 45%. Realizou-se a contagem A em placas de Petri canaletadas, com auxílio de estereomicroscópio e fez-se a estimativa da densidade (D) dos esporos de FMA em 100 ml de solo segundo a equação de Brower et al., 1990 cadê a equação?.

Identificação das espécies de FMAs

Após a estimativa da densidade, os glomerosporos foram separados por cor e tamanho e montados em lâminas com resina PVLG e PVLG+Melzer. As espécies foram identificadas com base no manual de identificação de FMA de Schenck e Pérez (1990), nas home page das coleções internacionais de FMAs (<http://invan.caf.wvu.edu/>), <http://www.lrz-muenchen.de/~schuessler/amphylo/> e publicações mais recentes contendo a descrição de novas espécies. A interpretação das características taxonômicas foi feita por observações em microscópio óptico com iluminação de campo-claro e objetiva de imersão. Os glomerosporos foram identificados de acordo com a análise morfológica clássica. Os caracteres taxonômicos observados nos glomerosporos foram: número e tipo de camadas das paredes e sua reação ao reagente de Melzer; características das paredes internas, quando presentes; morfologia da hifa de sustentação em variação da cor e tamanho dos esporos.

Análise dos dados das espécies dos FMAs

A partir das identificações de espécies de FMA determinou-se a riqueza, com base no número total de espécies presentes em cada área. A frequência relativa das espécies foi determinada como o número de amostras contendo glomerosporos de uma determinada espécie dividido pelo número total de pontos amostrais vezes 100. Além disso, foram calculados os índices ecológicos de Dominância de Simpson (C), de Diversidade de Shannon (H') e de equitabilidade de Pielou (I) de acordo com Brower & Zar (1984). Estes índices foram escolhidos por representarem a diversidade levando-se em conta não somente os números de espécies, mas também a uniformidade de ocorrência dos indivíduos.

3.6 Análises Estatísticas

3.6.1 Análise paramétrica

As características químicas, físicas e biológicas da área em diferentes profundidades e época de coleta nas distintas coberturas do solo foram feitas utilizando o programa estatístico SISVAR para a análise de variância e os valores médios comparados entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

3.6.2 Análise não paramétrica

Os dados das variáveis físico-químicas e biológicas do solo foram avaliados pela estatística multivariada através da análise de componentes principais (ACP), por meio do programa Canoco (Ter Braak & Smilauer, 1998).

4 RESULTADO E DISCURSSÃO

4.1 Propriedade Química do Solo

4.1.1 Fertilidade do solo

Nas Tabelas 2 e 3, são apresentados os resultados da fertilidade do solo, nas áreas estudadas e nas distintas épocas de coleta. No geral a fertilidade do local apresentou diferença significativa entre as coberturas vegetais, representando a maior parte da variabilidade encontrada em todas as propriedades químicas do solo, com exceção ao potássio e ao sódio. Os dados apresentados confirmam a literatura que sustentam em geral que, no Acre, os solos são bastante férteis (Carneiro, 1930; Volkoff et al., 1989; Wadt, 2005), principalmente nas soma das bases, diferenciando do restante da Amazônia. Quando cita tabelas elas devem vir logo depois do parágrafo.

Qualquer diagnóstico da fertilidade é baseado, normalmente, na interpretação da disponibilidade desses nutrientes, e a quantidade necessária para a recomendação de fertilizantes para as principais culturas. Entretanto, o objetivo deste trabalho não é recomendar adubação, e sim, avaliar as características e a sua correlação com as outras propriedades do solo e se a alteração na cobertura do solo pode modificar as características das propriedades químicas, da região do Amazônia Sul Ocidental. Existem várias interpretações para os resultados de fertilidade do solo de acordo com o método de análise utilizado e da região estudada. A mais indicada é a classificação de Alvarez Venegas et al. (1999), apresentada no anexo A, onde a interpretação é baseada na recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais.

Em geral os valores do coeficiente de variação (CV) foram muito altos nas duas profundidades, em algumas análises, provavelmente devido ao fato de serem amostras ambientais. De acordo com a estatística os valores de CV (%), diminuem a precisão dos resultados apresentados, logo, mesmo com tanta heterogeneidade, na mesma cobertura, há uma diferença estatística, entre as áreas. Essa diferença pode ser explicada por variações existentes em suas condições ambientais, pois as áreas apresentam diferentes composições florísticas na área da capoeira e na floresta.

Conforme a Tabela 2, os valores da média de fósforo na área de floresta e de capoeira diferenciou-se significativamente da pastagem, na camada superficial, apresentando valores de 4,18 e 3,91 mg.dm⁻³ para a floresta e capoeira respectivamente. Na pastagem a média já foi de 2,39 mg.dm⁻³. Na profundidade de 5-10 cm não houve diferença significativa entre as coberturas, variando os valores entre 2,06 e 2,65 mg. dm⁻³. Já entre épocas, houve diferença significativa para o fósforo presente nas coberturas vegetais.

Melo et al., 2006, encontrou resultados de P parecido, na área de pastagem sobre diferentes usos, em vários Argissolos no norte da Amazônia. Moreira e Malavolta (2004), obtiveram resultados de P em floresta primária de 2,94 mg.dm⁻³ e com a sucessão dessa floresta para pastagem e depois o cultivo de cupuaçu houve um aumento para 5,13 mg.dm⁻³ no fósforo disponível. Araújo et al., 2004, em um Argissolo Amarelo distrófico no Acre, encontrou valores baixos de fósforos disponíveis para área sob pastagem e floresta.

Em relação à época na média geral, não diferiu-se significativamente para o fósforo presente nas coberturas vegetais. Na época seca os maiores valores de fósforo foram na área sob floresta, diferindo estatisticamente das outras áreas na camada correspondente de 0-5 cm. A época chuvosa a floresta e também a capoeira, foram maiores que a pastagem, que não alterou em nenhuma das épocas os seus valores médios (Tabela 2).

A quantidade de fósforos disponível, no geral, encontrado nas três áreas e nas duas profundidades, pode ser considerada baixa. Segundo Wadt & Cravo (2005), a classificação da disponibilidade de fósforo disponível no solo é definida em função da textura do solo, conforme esses autores. Se o teor de argila estiver entre 15 e 35 % para classificar-se como baixo o fósforo disponível no solo, seu valor deve ser menor que 10 mg.dm^{-3} , pelo extrator Mehlich-1. Alvarez V. et al., 1999, apresenta uma interpretação para disponibilidade de fósforo no solo, um pouco diferente dos apresentados por Wadt & Cravo (2005). Entretanto, independente de qual autor utilizar para interpretar os dados, os dois autores classificam, com esse teor de argila, a disponibilidade de fósforo baixo (Tabela 2).

Os solos ácidos são os principais problemas para fixação do P, pois normalmente apresenta elevados teores de alumínio e ferro, sendo eles os que apresentam maior fixação do fósforo. O P mineralizado, quando não absorvido pelas plantas, passaria rapidamente para formas não-lábeis (Novais & Smyth, 1999). Nesse sentido, a disponibilidade de P poderia estar sendo regulada pela fração de P orgânico, ou então, estar ocorrendo precipitação do P em solução com as formas iônicas de Fe, Al e Ca. O fósforo disponível no solo, não seria um bom indicador de qualidade do solo, pois os teores de fósforos são naturalmente baixos no Brasil e também no Acre.

Segundo Ernani et al. (2007), o K é um dos nutrientes mais abundantes nos solos, podendo atingir concentrações de 0,3 a 30 g.kg^{-1} (Sparks, 2000), os quais são um pouco menores nas regiões tropicais 0,9 a 19 g.kg^{-1} (Fassbender, 1984). Diferentes dos outros nutrientes como nitrogênio, fósforos e outros, o potássio tem uma participação extremamente pequena da matéria orgânica do solo, pois o potássio se restringe na fração orgânica viva.

As quantidades de potássio encontradas nas áreas estudadas foram médias, de acordo com Wadt & Cravo (2005), em todos os resultados apresentados, variou entre $0,10 \text{ cmolc kg}^{-1}$ para o menor valor na área sob capoeira na profundidade de 5-10 cm e o maior valor na pastagem com $0,30 \text{ cmolc kg}^{-1}$. Não houve diferença significativa entre as épocas apresentadas, nas duas profundidades. Na camada superficial, as médias do pasto nas duas épocas, apresentaram maiores valores, mas mesmo assim, a classe de interpretação da disponibilidade de potássio no solo foi média.

Volkoff et al. (1989) estudando a região do alto Purus, no Estado do Acre, em um Podzólico Vermelho – Amarelo, na classificação antiga (hoje, provavelmente é um Argissolo Vermelho Amarelo), encontraram valores parecidos de fósforo nas áreas estudadas.

De acordo com a interpretação de Wadt & Cravo (2005), a classe de disponibilidade média para o potássio no solo, para região do Acre, está entre 0,10 a $0,30 \text{ cmolc kg}^{-1}$, extraída pelo método Mehlich-1. A interpretação de Alvarez Venegas et al. (1999), para os resultados apresentados são altos, que variam de 73 a 120 mg. dm^{-3} na conversão de cmolc kg^{-1} para mg. dm^{-3} , pois os valores encontrados se encontram na faixa de 71 a 120 mg. dm^{-3} .

De acordo com a Tabela apresentada por Ernani et al. (2007), para disponibilidade de potássio, os valores encontrados na área estudada, convertendo para mg. dm^{-3} são altos para região de Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Cerrado e Minas Gerais. Moreira et al. (2004), concluem que em vários locais na Amazônia, pelo menos 76% desses solos, apresenta o potássio, utilizando a classificação de Alvarez Venegas et al. (1999), como baixo e muito baixo. Enquanto que estudos de Araújo et al. (2004), na região do Acre, encontraram teores de potássio variando entre 0,02 a $0,31 \text{ cmolc kg}^{-1}$, tendo os maiores valores na área de pastagem em relação à floresta, apresentando valores semelhantes aos dados obtidos neste trabalho.

Para Doran and Parkin (1994), qualquer característica química, pode ser incluída como indicador básico da qualidade do solo. Para Harris et al. (1996), o potássio pode ser um bom indicador, pois é um elemento essencial para as plantas. Segundo Ernani et al. (2007), a disponibilidade de K para as plantas é influenciada por fatores relacionados com os solos, com a própria planta e com o clima podendo assim ser utilizado com indicador de qualidade.

Tabela 2. Análise química (Fósforo disponível, Potássio, Cálcio, Sódio e soma de Bases) do solo sob diferentes sistemas de cobertura vegetal e profundidade.

Cobertura Vegetal	Fósforo disponível (mg.dm ⁻³)					
	Época seca	Época Chuvosa	Média	Época seca	Época Chuvosa	Média
	0-5 cm			5-10 cm		
Floresta	4,77 Aa	3,6 ABa	4,18 A	2,5 Aa	2,8 ABa	2,65 A
Capoeira	3,44 ABa	4,4 Aa	3,91 A	1,8 Aa	3,0 Ab	2,42 A
Pastagem	2,59 Ba	2,2 Ba	2,39 B	2,1 Aa	2,0 Ba	2,06 A
Medias	3,60 A	3,40 A		2,1 A	2,6 B	
CV%		26,74			28,96	
Potássio (cmolc kg ⁻¹)						
Floresta	0,18 Aa	0,20 Aa	0,19 B	0,12 Aa	0,16 Aa	0,14 A
Capoeira	0,21 Aa	0,26 Aa	0,23 AB	0,10 Aa	0,12 Aa	0,11 A
Pastagem	0,31 Aa	0,28 Aa	0,29 A	0,14 Aa	0,17 Aa	0,16 A
Medias	0,23A	0,25 A		0,12 A	0,15 A	
CV%		35,40			45,25	
Cálcio (cmolc kg ⁻¹)						
Floresta	5,42 ABa	3,40 Ab	4,41 A	3,80 Aa	1,22 Bb	2,51 B
Capoeira	6,04 Aa	4,44 Aa	5,24 A	4,40 Aa	1,88 Ab	3,14 A
Pastagem	3,78 Ba	1,26 Bb	2,52 B	4,24 Aa	1,10 Bb	2,67 AB
Medias	5,08 A	3,03 B		4,15 A	1,40 B	
CV%		30,66			20, 61	
Magnésio (cmolc kg ⁻¹)						
Floresta	3,26 Aa	1,66 Ab	2,46 A	2,42 Ba	0,92 Ab	1,67 B
Capoeira	2,62 Aa	1,36 Ab	1,99 AB	3,00 Aa	1,08 Ab	2,04 A
Pastagem	2,88 Aa	0,9 Ab	1,89 B	2,38 Ba	0,84 Ab	1,61 B
Medias	2,92 A	1,31 B		2,60 A	0,95 B	
CV%		24,03			18,99	
Sódio (cmolc kg ⁻¹)						
Floresta	0,03 Ba	0,03 Aa	0,03 A	0,02 Aa	0,02 Aa	0,02 A
Capoeira	0,02 Ba	0,03 Aa	0,03 A	0,01 Ab	0,03 Aa	0,02 A
Pastagem	0,05 Aa	0,02 Ab	0,03 A	0,02 Aa	0,04 Aa	0,03 A
Medias	0,03 A	0,03 A		0,02 B	0,03 A	
CV%		60,2			80,56	
Soma das Bases (cmolc kg ⁻¹)						
Floresta	8,87 Aa	4,41 Ab	6,64 A	6,34 Aa	2,16 Bb	4,33 B
Capoeira	8,87 Aa	5,51 Ab	7,19 A	7,50 Aa	2,99 Ab	5,30 A
Pastagem	6,97 Ba	2,18 Bb	4,57 B	6,76 Aa	1,98 Bb	4,46 B
Medias	8,24 A	4,28 B		6,87 A	2,53 B	
CV%		18,53			12,19	

Os valores são médias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Turkey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

O estudo da quantidade de cálcio não é suficiente para saber sobre a sua absorção pelas plantas. É necessário conhecer a quantidade de Mg e de K pois a sua absorção esta associada com as relações de equilíbrio desses dois elementos na solução do solo (Sousa et

al., 2007). A concentração de cálcio na solução do solo varia conforme o tipo de solo, e essa diferença esta correlacionada com o material de origem, o grau de evolução do solo e com o clima. Geralmente as interpretações de cálcio e de magnésio estão vinculadas à correção de acidez do solo (Cantarutti et al., 2007).

Os resultados indicaramque, na época seca ocorreram os maiores valores de cálcio no solo, tanto na camada superficial e subsuperficial do solo, como efeito da sazonalidade para esse elemento no solo (Tabela 2). A liberação ou a imobilização do cálcio é contribuída com a mineralização e imobilização da matéria orgânica (Wadt et al., 2005). Segundo Souza et al. (2007), com a mineralização da matéria orgânica, há liberação de bases que encontram imobilizadas nos tecidos vegetais, para a solução do solo. Provavelmente os altos valores de cálcio na época seca sejam devidos a que a disponibilidade do cálcio está associada ao teor de matéria orgânica do solo, que também foi mais alto na época seca (Figura 6).

Os resultados de Mg acompanharam a mesma tendência, para os valores de Ca no solo em relação à época, e, também no ecossistema natural continuam se destacando com maiores valores de Mg em relação à pastagem (Tabela 2). Esse resultado era esperado, pois o Ca e o Mg têm o comportamento muito parecido no solo, devido a sua semelhança química, ambos são cátion divalente e o seu tamanho iônico também são próximos um dos outros (Hodges et al., 1992).

Os maiores valores apresentado de Cálcio, independente da época estudada, foi na área da capoeira, com médias de 5,24 e 3,14 cmolc kg^{-1} e em seguida a floresta, 4,41 e 2,51 cmolc kg^{-1} . A área sob pastagem apresentou valores bastantes inferiores que as outras áreas nas duas épocas e nas profundidades, com médias 3,78 e 1,26 cmolc kg^{-1} (tabela 2). Para o Magnésio os valores médios encontrados, nas áreas estudadas, variaram de 0,84 cmolc kg^{-1} , para pastagem na profundidade de 5-10 cm, até 3,26 cmolc kg^{-1} para área de floresta, na camada superficial. Entretanto não houve diferença significativa entre as coberturas vegetais na camada subsuperficial, quando se isola as épocas de seca e de chuva, apenas houve diferença, entre as coberturas, com as médias das duas épocas.

Provavelmente os valores de Mg e também de Ca foram perdidos com o tempo na área de pastagem pois nessa área não houve nenhuma adição de fertilizantes, havendo apenas a ciclagem de nutrientes existente na pastagem. Araújo et al. (2004) encontraram valores diferentes na profundidade de 0-10 cm, em outra região do Acre para a soma de Cálcio e Mg, em torno de 0,7 cmolc kg^{-1} para Floresta e na pastagem encontrou-se valores um pouco maiores. Volkoff et al. (1989) encontraram em outra região do Acre valores acima de 10 cmolc kg^{-1} , para a soma de Cálcio e Magnésio.

Segundo de Moreira et al. (2005), quimicamente, os solos da região da Amazônia, na sua maioria, são distróficos, com a soma dos teores de Ca e Mg trocáveis menores que 1,5 cmol dm^{-3} , correspondendo a aproximadamente 88%. Numata et al. (2007) encontraram valores parecidos, para soma de Ca e Mg, em uma região de Rondônia, sobre Floresta primária e na pastagem, com diferentes idades.

Segundo Wadt et al. (2005), o fato deesses solos apresentarem altos valores de bases, provavelmente, é devido que em épocas geologicamente recentes sofreram um rejuvenescimento pela adição de cinzas vulcânicas. Entretanto os teores de cálcio trocável não possuem correspondência com o grau de evolução pedogenética, sendo comuns valores desse elemento muito acima daqueles encontrados em solos similares de outras regiões do País.

Regiões com altas precipitações pluviiais apresentam tendência à maior acidificação dos solos pela remoção de cátions de caráter básico do complexo de troca, como Ca, Mg, K e Na, através da lixiviação, e como consequência há o acúmulo de cátions de natureza ácida, como Al e H (Sousa et al., 2007). O conhecimento da característica da CTC, a soma das bases, o índice de saturação por base e acidez potencial, tem como intuito de avaliar a

influencia da mudança no tipo de cobertura e poder estabelecer estratégias para a conservação do solo.

A soma das bases e a CTC, apresentaram os maiores valores na floresta e na capoeira, nas duas épocas estudadas, e no período seco foi onde se obteve o maior resultado. Entre os sistemas a pastagem apresentou os menores valores de soma das bases e de CTC. Segundo Alfaia et al. (2008), a CTC dos solos da Amazônia é muito baixa, e a soma das bases em consequência é baixa.

Segundo a interpretação da fertilidade de Alvarez Venegas et al. (1999), a área de floresta e capoeira no período de seca está classificado como muito alto e no período chuvoso como alto, na camada superficial, entretanto na camada subsuperficial o período chuvoso o teor de S.B. são médios. Na pastagem apenas na época chuvosa os seus valores foram muito altos, pois os outros resultados os valores foram médios. confuso

Quanto a classificação para a CTC efetiva, foi encontrado variação de alto a muito alto para todos os resultados apresentados.

Tabela 3. Ácidos Peotencial (H+Al) do solo sob diferentes sistemas de cobertura vegetal e profundidade. Na tabela só tem epoca

Cobertura Vegetal	Acidez potencial (H + Al)					
	Época seca	Época Chuvosa	Média	Época seca	Época Chuvosa	Média
	0-5 cm			5-10 cm		
Floresta	3,34 Aa	3,00 Aa	3,17 A	2,9 Aa	3,2 Aa	3,0 A
Capoeira	2,62 Ba	2,74 Aa	2,68 B	2,0 Ba	2,3 Ba	2,2 B
Pastagem	2,44 Bb	2,78 Aa	2,61 B	2,2 ABb	2,9 Aa	2,6 B
Medias	2,80 A	2,84 A		2,4 B	2,8 A	
CV%	14,02			16,76		
Alumínio (cmolc kg ⁻¹)						
Floresta	0,1 Aa	0,09 Aa	0,09 A	0,0 Ab	0,64 Aa	0,32 A
Capoeira	0,0 Ba	0,0 Aa	0,0 B	0,17 Aa	0,12 Ba	0,15 AB
Pastagem	0,0 Bb	0,1 Aa	0,05 AB	0,02 Ab	0,17 Ba	0,10 B
Medias	0,03 A	0,06 A		0,06 B	0,31 A	
CV%	167			115,41		
pH (água)						
Floresta	5,05 Ba	5,17 Ba	5,11 B	4,7 Aa	5,0 Ca	4,84 B
Capoeira	5,60 Ab	5,98 Aa	5,79 A	5,2 Aa	5,4 Ba	5,30 A
Pastagem	5,35 ABb	5,98 Aa	5,66 A	5,2 Ab	5,7 Aa	5,44 A
Medias	5,33 B	5,71 A		5,0 B	5,4 A	
CV%	6,04			5,97		
CTC efetiva (cmolc kg ⁻¹ do solo)						
Floresta	12,21 Aa	7,41 Ab	9,81 A	9,20 Aa	5,38 Ab	7,37 A
Capoeira	11,49 Aa	8,25 Ab	9,87 A	9,50 Aa	5,29 Ab	7,45 A
Pastagem	9,41 Ba	4,96 Bb	7,18 B	8,96 Aa	4,90 Ab	7,02 A
Medias	11,04 A	6,87 B		9,22 A	5,34 B	
CV%	12,32			9,59		
Saturação por bases (%)						
Floresta	72,4 Aa	59,4 Ab	65,8 B	69,2Ba	39,8 Bb	55,33 B
Capoeira	76,7 Aa	66,3 Ab	71,5 A	78,8 Aa	56,7Ab	68,18 A
Pastagem	73,9 Aa	43,9 Bb	58,9 C	75,2 ABa	40,2 Bb	58,66 B
Medias	74,35 A	56,54 B		74,37 A	47,07 B	
CV%	6,98			10,36		

Valores são medias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

Mendonça-Santos et al. (2008) afirmam que a remoção da cobertura vegetal resulta em substituição das espécies primarias da floresta, eficientes na ciclagem de nutrientes, por culturas ou espécies pioneiras e secundárias bem menos eficientes. E os mecanismos dessa ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais é através da queda de resíduos senescentes da parte área das plantas, que formam a serrapilheira na superfície do solo e sua gradativa decomposição, retornando ao solo os nutrientes (Correia e Andrade, 2008).
Numerosos fatores biológicos, químicos e físicos influenciam a qualidade do solo. Entre eles, as comunidades microbianas da rizosfera têm sido demonstrado que afetam diretamente a fertilidade do solo, através da realização de processos essenciais que contribuem para a

ciclagem de nutrientes, e reforçando a estrutura do solo e crescimento das plantas (Mader et al., 2002; Wu et al., 2005; Miransari et al., 2007; St-Arnaud e Vujanovic, 2007).

4.1.2 Dinâmica da matéria orgânica

Matéria orgânica do solo (MOS)

O teor de matéria orgânica apresentou o mesmo comportamento da soma das bases e da CTC, ou seja, as coberturas sob floresta e capoeira foram significativamente superiores quando comparada com a área de pastagem, na camada superficial, e a época seca se destacou com os maiores valores. O aumento nas bases trocáveis e pH podem estimular a decomposição e mineralização da matéria orgânica do solo, por propiciar um meio mais favorável ao desenvolvimento das populações de microrganismos (Sanchez, 1976; citado por Mendonça-Santos et al., 2008).

Na camada superficial (0-5 cm), foi verificado que, os maiores valores ocorreram na floresta e na capoeira, nas duas épocas estudadas, diferenciando-se significativamente (Figura 6), na pastagem os valores apresentados foram bastantes inferiores, entorno de 40% a menos, em relação às outras coberturas. Entre as coberturas, nas médias gerais com as somas das duas épocas, a floresta e a capoeira, apresentaram valores próximos de 36 e 38 g de C. kg⁻¹ de solo, não diferenciando entre si, e enquanto que a pastagem apresentou 20,20 g de C. kg solo (Anexo B). Esse resultado era esperado, pois nas áreas da pastagem não se tem a deposição de serrapilheira como ocorre nas áreas sob floresta e capoeira apresentando uma elevada deposição de material orgânico na superfície do solo. A principal contribuição para a formação da MOS na área da pastagem, provavelmente é a decomposição das raízes e os exsudados radiculares, ocorrendo uma incorporação acelerada do processo de decomposição, não havendo um acúmulo de matéria orgânica, como ocorre nas outras áreas.

A época seca, apresentou maiores valores do que?, em toda as coberturas, em relação a chuvosa, com média geral de 39,95 g de C. kg⁻¹ de solo, para o período seco e o chuvoso com 26,36 g de C. kg⁻¹ de solo. O período chuvoso estimulou uma rápida decomposição da MOS, provavelmente, devido a uma maior umidade, aumentando a atividade da biomassa microbiana e conseqüentemente um aumento também da taxa de decomposição, que é regulada pela qualidade do resíduo, atividade da biota e por fatores ambientais (Moreira e Siqueira, 2006). Foi verificado que não houve diferença na atividade dos microrganismos do solo (Figura 7), mas segundo Stevenson (1989), a relação de decomposição no solo não é estática, pois apresenta uma dinâmica temporal complexa, com reflexos em curto prazo na reciclagem da MOS e dos nutrientes, então provavelmente, o “pool” de atividade dos microrganismos ocorreu em um período anterior a coleta, sendo suficiente para aumentar a taxa de decomposição da MOS, principalmente na área da pastagem, onde a umidade, provavelmente é menor.

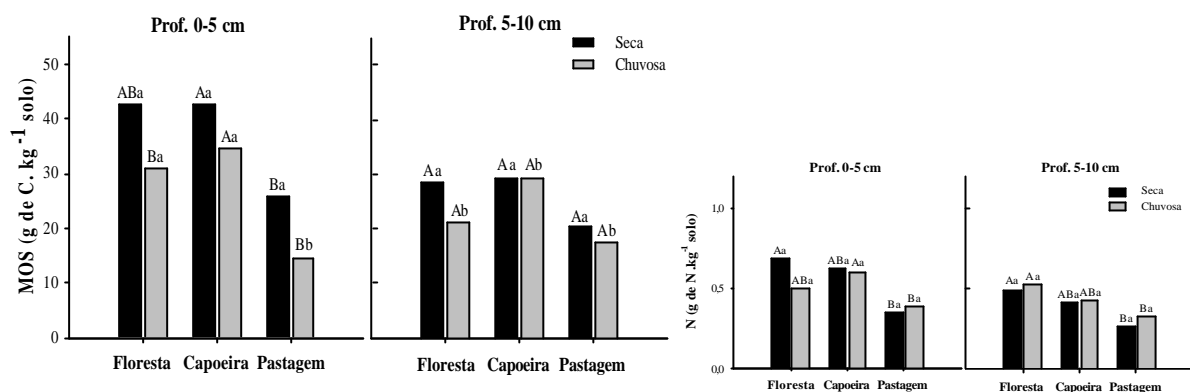


Figura 6. Matéria orgânica e Nitrogênio do solo, em áreas sob diferentes coberturas vegetais e épocas. Valores são médias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente a comparação entre o tipo de cobertura vegetal em cada época, e, a letra minúscula corresponde a variação entre cada cobertura nas duas épocas, em cada cobertura isoladamente.

Na camada subsuperficial (5-10 cm) não houve diferença significativa entre as coberturas vegetais, nas duas épocas e na média geral das coberturas. Entretanto, houve diferença entre a época, onde o período seco foi a que apresentou maior variabilidade, com valor de 19,23 g de C. kg⁻¹ de solo, e o período chuvoso com 14,18 g de C. kg⁻¹ de solo, diferenciando estatisticamente entre si.

De acordo com Cerri et al. (1995), nos ambientes em equilíbrio, os ganhos de C são equivalentes às perdas. Esses autores acrescentam que a matéria orgânica do solo pode ser caracterizado pelo estoque de carbono e qualidade dos constituintes orgânicos nele presentes. A matéria orgânica do solo destaca-se como um indicador de qualidade do solo sensível às práticas de manejo. É importante fonte primária de nutrientes sendo também responsável pelo aumento da CTC e da soma das bases dos solos.

Dependendo do tipo de cobertura de vegetação sobre o solo, floresta, pastagem, cultura????, e até mesmo a época do ano, podem ocorrer diferentes aporte de MOS e reações no solo, como mineralização, imobilização ou decomposição do material depositado (Benites et al., 2005). Essa capacidade de manter o alto teor de carbono orgânico ocorre, possivelmente, devido às características químicas e da resistência do material à decomposição microbiana.

Nitrogênio do solo

Os teores de nitrogênio no solo, no geral foram baixos, não passando de 0,68 g de N. kg⁻¹ de solo (figura 6). A média dos valores nas duas épocas, na pastagem foi a que apresentou os menores resultados, comparativamente com a floresta e a capoeira, e entre as épocas não houve diferença (Anexo B). Quando se faz o desdobramento (Figura 6), dos resultados para cada época, a pastagem, no período da seca, apresentou o menor valor, em relação à floresta e capoeira, já na época chuvosa, não houve diferença significativa. Os resultados na camada subsuperficial (Figura 6), indicaram diferenças entre as coberturas, com a pastagem tendo os menores valores, nas duas épocas e a floresta continuou apresentando os maiores valores, e a capoeira mostraram valores intermediários entre a floresta e a pastagem. Entre as épocas não houve diferença significativa, como ocorreu na camada superficial.

Provavelmente, a quantidade de N na área de estudo, está com quantidade baixa devido, provavelmente a característica climática da região, pois o alto índice pluviométrico

pode estar ocasionando a lixiviação do nitrogênio, e a imobilização do nitrogênio, que já é pouca, pelos microrganismos.

Os resultados de MOS e de N tiveram a mesma tendência entre as coberturas vegetais e épocas estudadas, e os valores de nitrogênio está baixo em relação à quantidade de MOS presente na área. Moreira e Malavolta (2004) avaliando as alterações nos solos submetidos à sucessão de cobertura vegetal e de manejo na Amazônia Ocidental, verificaram que com os teores de MOS, semelhante ao encontrado na área estudada, o valor de nitrogênio foi 1,87 g de N. kg⁻¹ de solo, na área sob floresta primária, em Latossolo Amarelo distrófico.

Gama-Rodrigues (1997) não encontrou diferença nos teores de carbono e nitrogênio do solo, no sul da Bahia, sob diferentes coberturas vegetais.

4.1.3 Fracionamento físico da matéria orgânica

O carbono da fração leve é constituído por materiais orgânicos derivados, principalmente, de restos vegetais, com quantidades razoáveis de resíduos microbianos e da microfauna (Molloy e Speir, 1977). Devido a sua facilidade de decomposição, a fração leve está muito ligada ao suprimento de resíduos orgânicos do sistema solo (Christensen, 1992) e, por esta razão, sua quantidade e composição no solo apresentam maior variabilidade espacial e sazonal que as demais frações (Spycher et al., 1983).

A distribuição do peso das fração leve e livre (FLL) do fracionamento da matéria orgânica, na camada superficial, foram maiores na área de floresta do que nas outras áreas, apenas no período seco, os valores da época chuvosa ficaram próximos entre si (Figura 7). Já na camada subsuperficial não houve diferença significativa entre as coberturas em nenhuma das épocas amostradas. Não foi feita a estatística comparando as profundidades estudadas, mas observa-se que na camada abaixo da superfície os valores foram bastante inferiores ao encontrado na camada superficial, em todas as áreas, coberturas e épocas.

De acordo com Christensen (1992), o acúmulo de fração leve é influenciado pelo uso do solo, tipo de vegetação e outros fatores que alteram o balanço entre a produção e a decomposição da matéria orgânica. E Roscoe e Machado (2002) também afirmam que a quantidade de FLL pode ser influenciada pelo tipo de vegetação, mas normalmente há um acúmulo nos horizontes superficiais. Em sistemas dominados pela deposição superficial de liteira, como florestas e savanas densas, este acúmulo é mais acentuado que em sistemas onde predomina a deposição de liteira subterrânea (resíduos de raízes), como pastagens nativas e cultivadas.

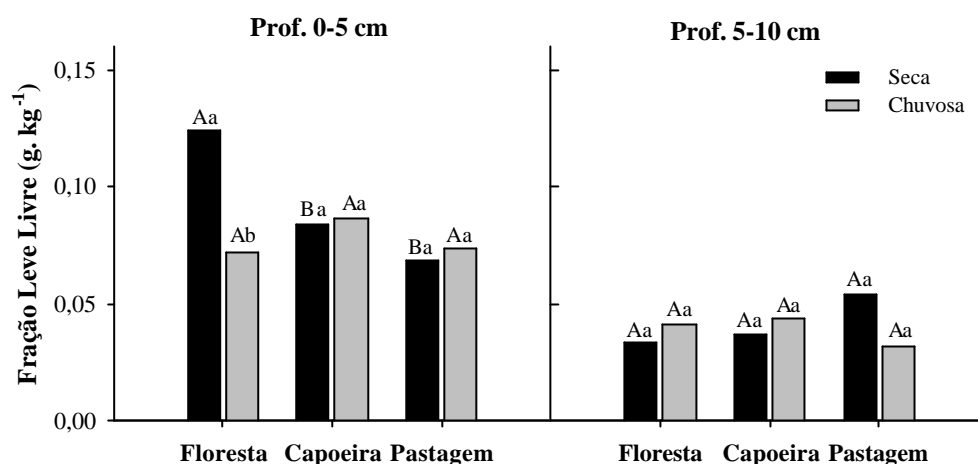


Figura 7. Fração Leve e Livre (FLL) do fracionamento físico da matéria orgânica do solo, nas duas época e profundidade de coleta, em áreas sob diferentes tipos de coberturas vegetais. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente a comparação entre o tipo de cobertura vegetal em cada época, e, a letra minúscula corresponde a variação entre cada cobertura nas duas épocas, em cada cobertura isoladamente.

Paul et al. (2008) conduzindo um trabalho nos trópicos úmidos do noroeste do Equador, com objetivo de avaliar a mudança da pastagem para floresta, verificaram que com a mudança de cobertura houve uma diminuição da quantidade de carbono presente na FLL sob pastagem. Devido a sua relativa facilidade de decomposição, a FLL está muito ligada, em termos de dinâmica, ao suprimento de resíduos orgânicos do sistema (Christensen, 2000). Por esta razão, a sua quantidade no solo e composição apresenta maior variabilidade espacial e sazonal que as demais frações (Spycher et al., 1983; Christensen, 2000). A FLL mostrou a alta sensibilidade sobre os efeitos da mudança no uso do solo das áreas amostradas, podendo ser utilizada como um bom indicador.

4.1.4 Estoque de carbono no solo

Os estoques de carbono nos diferentes tipos de coberturas do solo são apresentados na Tabela 4, considerando-se um perfil de 0-100 cm. Os valores de estoque de carbono, em um metro de profundidade nas diferentes coberturas, variou de 47 a 58 Mg. ha⁻¹. Entre as coberturas vegetais, a área sob capoeira foi a que apresentou um maior estoque de carbono no solo, em todas as profundidades avaliadas. Melo (2003) estimou o estoque de carbono nos solos do Estado do Acre, encontrando variações de 30,00 a 36,00 t.ha⁻¹ em Argissolos e 33,00 a 42,00 t.ha⁻¹ em Latossolos, na profundidade de 0-0,30 m; e densidade aparente entre 1,10 g.cm⁻³ nos horizontes superficiais e 1,50 g.cm⁻³ em profundidade.

Tabela 4. Densidade do solo em diferentes profundidades sob diferentes coberturas vegetais, em Xapuri (AC). (barras de erros indicam o erro padrão da média, de 3 repetições).

Cobertura vegetal	0-10 cm	0-60 cm	0-100 cm
	Estoque de C (Mg. ha ⁻¹)		
Floresta	20,14 ± 3,20	43,60 ± 5,74	47,98 ± 6,18
Capoeira	29,37 ± 1,29	54,21 ± 8,50	58,74 ± 8,86
Pastagem	20,28 ± 2,43	45,32 ± 4,27	48,94 ± 4,39

No sudoeste da Bacia Amazônica, Moraes et al. (1996), estudando atributos de solo, observaram que, apesar das variações nos teores de argila, o estoque de carbono do solo sob vegetação de floresta é de 37,00 t.ha⁻¹, considerando-se uma profundidade de 0-0,30 m.

A área da capoeira apresenta uma heterogeneidade de vegetação, entre ela plantas do tipo C3 e C4, enquanto na pastagem só ocorre plantas do tipo C4 e na floresta C3 e, essa diversidade pode estar fazendo a diferença no seu estoque de carbono. A área de capoeira também apresentou uma maior estabilidade de agregados e um maior teor de glomalina, esses atributos podem estar contribuindo para uma maior quantidade de carbono no solo.

Segundo Zinn et al. (2005), as maiores taxas de decomposição da MOS observadas em áreas sob cultivo ocorrem devido às perturbações físicas do solo, que implicam no rompimento dos macroagregados (reduz a proteção física da MOS), expondo a MO protegida aos processos microbianos, contribuindo, dessa forma, para aumentar as taxas de emissão de CO₂ para a atmosfera.

4.2 Propriedade Física do Solo

Como não existe na literatura informações que apontem para alterações nas propriedades físicas do solo sem que o mesmo tenha sofrido processos erosivos intensos, e ainda menos que haja variação sazonal em curto prazo, não foi considerado necessário realizar-se análise da segunda coleta para as características físicas do solo. Schoenholtz et al., 2000 sustentam que algumas propriedades físicas do solo são estáticas no tempo, e alguns são mais dinâmicas em diferentes escalas temporais. Segundo Doran e Parkin (1994), se o indicador for insensível às alterações da mudança no uso do solo, são de pouca utilidade no monitoramento da qualidade do solo.

No geral não houve muita diferença entre as coberturas vegetais nas características físicas do solo, provavelmente devido as áreas estarem muito próximas e a sua formação pedológica serem a mesma, não sendo suficientes para modificar algumas dessas características. A textura constitui-se uma das características físicas mais estáveis. Segundo

Seybold et al. (1999), o efeito do manejo sobre as propriedades físicas do solo é dependente da sua textura e mineralogia, as quais influenciam a resistência e a resiliência do solo a determinada prática agrícola.

4.2.1 Granulometria do solo

Os solos da área estudada apresentaram alto teor de areia, confirmando a característica dos solos desta região em virtude do material de origem destes solos oriundos por argilitos, arenitos finos a médios e siltitos argilosos, oriundos de sedimentos no período terciário (Amaral & Araújo, 1998).

Na Tabela 5 estão apresentadas as principais características físicas dos solos das áreas estuda. Os teores de areia total e argila variaram de 690 a 720 g.kg⁻¹ e 200 a 210 g.kg⁻¹, respectivamente, sendo que não houve alteração em profundidade. Os teores de areia total, argila total permitiram caracterizar a textura da profundidade na camada superficial como franco-arenosa, segundo a classificação da EMBRAPA (2006).

A análise estatística confirmou não haver diferenças entre as coberturas do solo e mesmo entre as duas profundidades de amostragem, significando que as amostras, embora provenientes de três tipos distintos de uso do solo, representam à mesma unidade pedológica (Tabela 5). Resultados semelhantes também foram obtidos por Araújo et al. (2004), onde não se observou efeito da cobertura do solo na distribuição de partículas em áreas adjacentes. Aqui como não houve diferença entre as coberturas vegetais, podemos descartar o efeito da granulometria nas outras características do solo apresentada, não havendo o efeito de manejo.

Em Argissolos, normalmente têm-se valores altos de argila natural, com textura superficial arenosa e acentuado gradiente textural. A quantidade de argila natural não diferiu, na camada superficial, entre as coberturas vegetais, enquanto que na profundidade de 5-10 cm a floresta apresentou uma maior quantidade de argila natural. Com a determinação de argila total e a argila natural é possível calcular o grau de flocculação, o qual dá informação sobre o potencial de agregação do solo. Enquanto a flocculação é um fenômeno eletrostático, as estabilizações dos agregados envolvem agentes ligantes e cimentantes, que podem ser associações inorgânicas, organo-minerais ou orgânicos (Tisdall & Oades, 1982).

Salienta-se que o grau de flocculação de argila não se correlacionou com nenhuma das outras propriedades avaliadas e não apresentou diferença estatística na superfície, apenas na profundidade de 5-10 cm, destacando que na área do pasto não houve diferença entre as profundidades. Nesse solo, os possíveis fatores reguladores da flocculação foram de ordem química e mineralógica.

Tabela 5. Análise física do solo em áreas sob diferentes coberturas vegetais e profundidades.

Cobertura Vegetal	Argila Natural (%)			Grau de Floculação (%)		
	0-5 cm	5-10 cm	Média	0-5 cm	5-10 cm	Média
Floresta	8,29 Aa	12,98 Aa	10,64 A	66,4Aa	48,3 Bb	57,4 B
Capoeira	8,44 Aa	11,48 ABa	9,96 AB	64,9 Aa	56,1 ABa	60,5 AB
Pastagem	6,19 Aa	6,26 Ba	6,23 B	66,8 Aa	67,9 Aa	67,3 A
Medias	7,64 B	10,24 A		66,0 A	57,4 B	
CV%	40,26			14,00		
	Argila total (%)			Areia total (%)		
Floresta	21 Aa	21 Aa	21 A	71 Aa	70 Aa	70 A
Capoeira	21 Aa	21 Aa	21 A	69 Aa	71 Aa	70 A
Pastagem	20 Aa	20 Aa	20 A	69 Aa	72 Aa	70 A
Medias	20 A	21 A		69 A	71 A	
CV%	21,18			7,52		
	Silte (%)			Umidade (%)		
Floresta	8 Aa	9 Aa	8 A	13,75 Aa	11,22 Aa	12,49 A
Capoeira	10 Aa	8 Aa	9 A	15,42 Aa	12,28 Aa	13,85 A
Pastagem	11 Aa	8 Aa	9 A	14,09 Aa	12,31 Aa	13,20 A
Medias	9 A	8 A		14,42 A	11,94 B	
CV%	15,75			28,51		

Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

Alguns estudos têm descrito a relação significativa da argila com outros atributos do solo. Laurance et al. (1999), por exemplo, relataram que na profundidade de 0-20 cm, o conteúdo de argila está positivamente correlacionado com a matéria orgânica e a biomassa, o que também foi observado por McGrath et al. (2001). Desjardins et al. (2004) no estudo da dinâmica de carbono em pastagem em solos da Amazônia, encontraram uma forte relação entre a textura do solo e o conteúdo de carbono no solo, onde que na camada argilosa o teor de carbono era três vezes maior que nos solos arenosos.

4.2.2 Estabilidade de agregados

Para demonstrar a estabilidade dos agregados, foi utilizado o diâmetros médios ponderados (DMP). A estabilidade dos agregados, em suas diferentes classes de tamanho, apresentou maiores valores na área de capoeira, apenas na camada superficial, diferenciando das outras coberturas e em profundidade. Os DMPs para as duas profundidades foram 4,22 e 3,06 mm para capoeira e nas outras áreas variou de 2,7 mm para pastagem e 3,1 mm na floresta (Figura 8).

A área da capoeira é o único manejo que está em constante transformação, pois apresenta característica de vegetação da floresta primária bem como a mesma gramínea presente na pastagem, ou seja apresenta plantas do tipo C₄ e C₃. Portanto, na ausência de perturbações maiores, aparentemente o sistema radicular da gramínea e os componentes vegetais presente na capoeira, neste local, foram suficientes para preservar a estabilidade dos agregados e até mesmo aumentar.

O fenômeno de agregação é resultante da reorganização, floculação e ação das partículas cimentantes sobre as partículas primárias do solo. Os agregados protegem

fisicamente a MOS por formar uma barreira física aos microrganismos. Por isso, sistemas que visam à manutenção e aumento da MOS geralmente estão ligados a uma melhoria de agregação do solo (Huang et al., 2005).

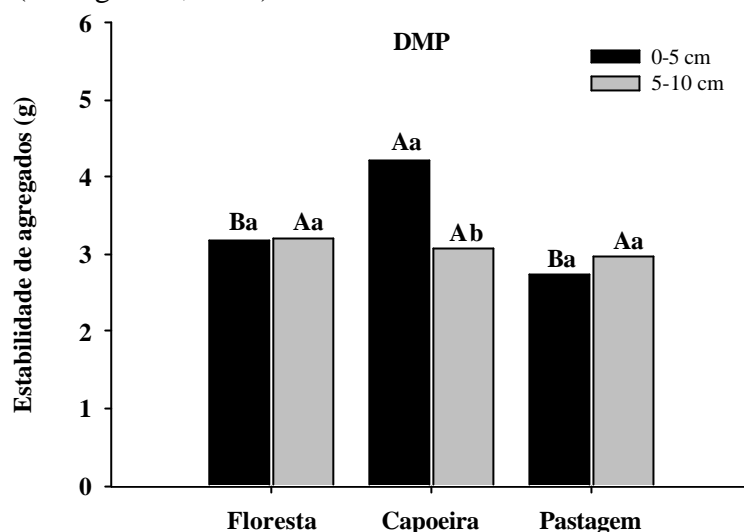


Figura 8. Estabilidade de agregados (Diâmetro Médio Ponderado), em áreas sob diferentes coberturas vegetais e profundidade. Correspondente a época de seca de 2007. Os valores são médias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

Alvarenga et al. (1999) encontraram reduções na estabilidade de agregados causadas por diferentes tipos de manejo e, principalmente, pelo tempo de utilização. Entretanto, no estudo atual, a conversão de floresta para pastagem, o impacto mecânico sobre o solo é infimo, já que o sistema de conversão consiste em derrubar a vegetação natural com ferramentas manuais de corte e na limpeza da área com o fogo por um ou dois anos, e após, na semeadura da pastagem à lanço (Wadt et al., 2005).

Uma boa distribuição do tamanho dos agregados estáveis em água indica boas características físicas do solo, que se traduzem em elevada permeabilidade, retenção de água, arejamento, penetração de raízes e melhor aproveitamento de nutrientes (Grohmann e Arruda, 1961), enquanto que Baver et al. (1972), mencionam que a macroporosidade aumenta com a agregação do solo e com o tamanho dos agregados.

Na Figura 9 encontra-se a distribuição de agregados estáveis em água, nas diferentes classes analisadas. Para todas as camadas estudadas, a maior quantidade de agregados foi observada para a classe 2,00 mm, para todas as coberturas do solo.

Contudo, houve efeito sobre a distribuição da massa de agregados entre diferentes classes de diâmetro, mas não houve diferença significativa entre as coberturas vegetais em nenhuma classe de agregados. A cobertura com capoeira apresentou maior massa (g) de agregados com tamanho acima de 250 μm (macroagregados) nas duas profundidades e a cobertura com pastagem apresentou maior quantidade de agregados pertencente a classes inferiores a 250 μm (microagregados), também nas duas profundidades, mesmo não havendo diferença significativa. Em todos os tipos de uso do solo foi observada maior quantidade de macroagregados (0-5 cm e 5-10 cm), em relação à massa de microagregados, sugerindo alguma influência do tipo de cobertura vegetal na estruturação dos solos.

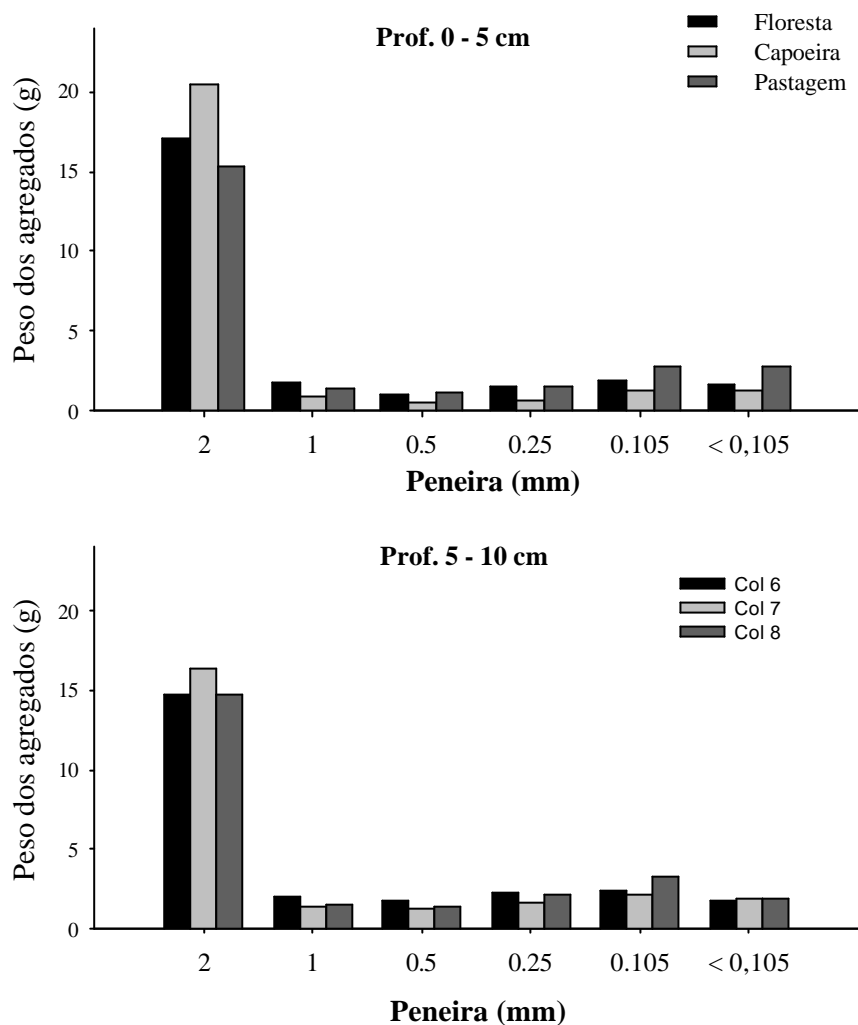


Figura 8. Distribuição do peso dos agregados, em áreas sob diferentes coberturas vegetais e profundidade. Correspondente a época de seca de 2007, não houve diferença estatística entre as coberturas vegetais e em nenhuma das classes de agregados.

Para Silva & Mielniczuk (1997), as raízes, apesar de representarem uma pequena fração dos constituintes orgânicos do solo, exercem grande influência na formação e estabilidade dos agregados do solo. Nas gramíneas a contribuição pode ser maior, devido ao seu sistema radicular extenso e também por ser renovado constantemente.

Na área de pastagem, apesar de haver a predominância de apenas uma espécie vegetal, o sistema radicular das gramíneas, pela sua elevada produção dos exsudados radiculares, possui a habilidade de impedir a desagregação do solo, protegendo-o do impacto das chuvas e variações brusca de umidade.

4.2.3 Densidade do solo

Só houve diferença significativa na densidade do solo nas coberturas vegetais nas profundidades de 10-15, 15-20 e 20-25 cm do solo, e nas outras não houve diferenças. A área de pastagem apresentou maiores valores de densidade do solo, os valores de densidade variaram de 1,07 g.cm³, na floresta a até 1,54 g.cm³, na área de pastagem (Figura 10). Salim (2003) encontrou valores para densidade do solo variando de 1,0 a 1,4 g.cm³, nas profundidades de 0-5 a até 50-60 cm, em solos com horizonte B textural e presença de argila

de alta atividade, enquanto que Melo (2003) encontrou para a densidade do solo valores entre 1,1 e 1,7 g.cm³, em área do Acre.

Watd (2004) estudando solos do Acre, encontrou valores entre 1,0 e 1,64 g.cm³, valores estes muito parecidos com os encontrados por Melo (2003) e Salim (2003). E segundo esse mesmo autor, a presença de concreções ferruginosas tem sido relatada como responsável pela superestimação da densidade do solo em Argissolo da Formação Solimões, já que a densidade do solo destas concreções é superiores a dos demais materiais presentes no solo.

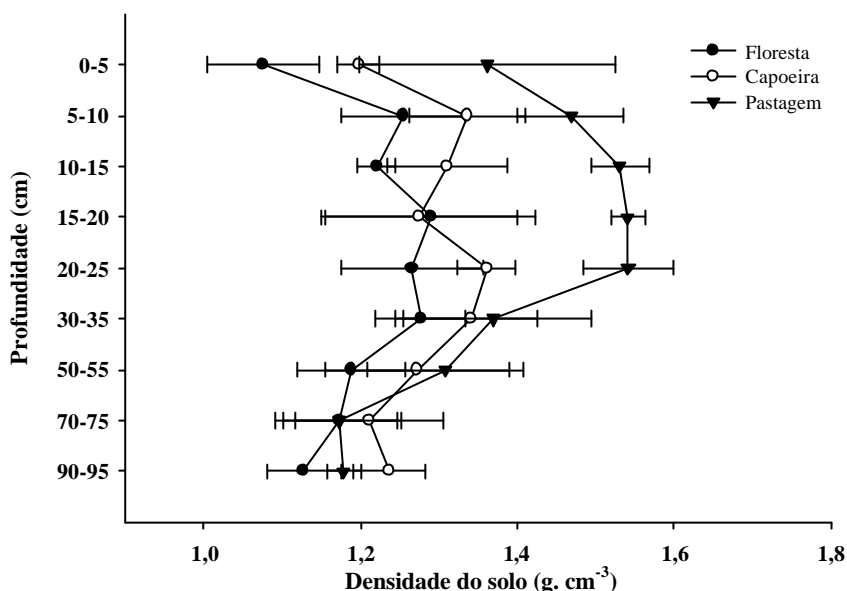


Figura 9. Densidade do solo (g.cm⁻³), em áreas sob diferentes tipos de coberturas vegetais.

Mesmo a estabilidade de agregados apresentando diferença significativa entre as coberturas vegetais, a sua utilização de atributos físicos, para indicar se houve alguma degradação na qualidade do solo, não é suficiente, necessitando a utilização de outros indicadores. Entretanto Silva & Mielniczuk (1997), sustentam que um dos atributos para se avaliar a qualidade do solo é a sua estrutura, pois a sua formação e a estabilidade dos agregados do solo ocorrem mediante a atuação de processos físicos, químicos e biológicos do solo que, por sua vez, atuam por mecanismos próprios, nos quais são envolvidas substâncias que agem na agregação e na estabilização.

4.3 Propriedade Biológica do Solo

4.3.1 Biomassa micorbiana do solo

A biomassa micorbiana do solo representa o destino inicial de C em transformação no solo e a sua atividade é extremamente influenciada pelo tipo de solo, vegetação e clima, podendo variar de 90 a 2.300 mg C kg⁻¹ solo (Van de Werf e Verstraete, 1987). Na área estudada o fator que poderia influenciar seria a cobertura vegetal, pois as características físicas e químicas do solo, no geral, são semelhantes e as condições climáticas a mesma.

Segundo Schloter et al. (2003), a biomassa micorbiana é a fração viva da matéria orgânica do solo e contém de 1% a 4% de C e de 3% a 5% de N e representa um reservatório de nutrientes para as plantas e pelo processo de decomposição da matéria orgânica, promove a sustentabilidade biológica e a produtividade nos ecossistemas.

A quantidade de C presente nos microrganismo, é indicada pela maioria dos autores, para ser utilizada como indicador de qualidade do solo, pelo simples fato de ser sensível,

quanto ao manejo adotado (Anderson e Domsch, 1978; De-Polli & Guerra, 1997; Gama-Rodrigues et al., 1997; Bayer e Mielniczuk, 1999). Gama-Rodrigues et al. (2008) confirmam que a biomassa é mais sensível que o resultado quantitativo do C orgânico e do N total para aferir alterações no uso do solo. Entretanto os resultados obtidos neste estudo indicam o contrário, pois houve mudança no uso do solo, e os valores de carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C) e de nitrogênio da biomassa microbiana do solo (BMS-N), não se diferenciaram significativamente entre as coberturas e entre épocas (Figura 10 e 11).

Gama-Rodrigues et al. (2005) estudando a atividade da biomassa microbiana do solo, verificaram que o aumento da precipitação pluviométrica nas regiões estudadas levou a um aumento nos teores de BMS-N e de BMS-C. Os autores sugerem que o motivo poderia ser interpretado como resultante da maior taxa de decomposição da matéria orgânica, reduzindo, temporariamente, o N e o C nessas frações, com aumento do N mineral e da liberação de CO₂.

Nas áreas em avaliação a camada subsuperficial da floresta na média geral (Anexo B), apresentou os maiores resultados de BMS-C e não havendo diferença entre os períodos estudados. Marchiori Júnior (1998) citado por Marchiori Júnior e de Melo (2000) analisando o C microbiano, encontrou teores semelhantes em pastagens com 20 - 25 anos e floresta natural. No entanto, este mesmo autor encontrou, em áreas cultivadas com algodoeiro por 10 anos, reduções superiores a 60% no C microbiano em relação à floresta natural.

Os valores encontrados de BMS-C nas áreas estudadas, nas duas camadas e épocas, variaram entre 103 a 246,82 mg C kg⁻¹ solo (Figura 10). Moreira e Malavolta (2004) também em solos da Amazônia, encontraram valores semelhantes para a obtenção da BMS-C, em floresta, sendo que com aparelho IRGA (Infra Red Gas Analyzer), mas utilizando a metodologia de irradiação-extração, o maior valor foi 708,03 mg C kg⁻¹ solo. Entretanto, Feigl et al. (1995) encontraram, sob diferentes tipos de uso de solo, valores de 765 a 1.287 mg C kg⁻¹ solo, na Amazônia. Pfernning et al. (1992) encontraram na Amazônia, em vários tipos de solo, valores entre 463–817 mg C kg⁻¹ solo, de BMS-C na área de floresta, já na pastagem 572 mg C kg⁻¹ solo. De acordo com os valores encontrados pelos autores citados, os valores de BMS-C, na área estudada (Figura 10), foram baixos para região da Amazônia, provavelmente porque havia pequena quantidade de microrganismos e uma baixa atividade respiratória, sugerindo que a microbiota estaria metabolicamente pouco ativa e que não foi afetada pela mudança com o uso do solo, nem teve efeito sazonal.

Aquino et al. (2005) afirma que a comunidade científica ainda não estabeleceu uma calibração para as variáveis da biomassa microbiana, mas cita Pimentel (2001) como uma referência base, em que discute que em um Argissolo Vermelho Amarelo na região Centro-sul brasileira sugeriu que valores próximos de 250 mg C kg⁻¹ solo, para BMS-C, estaria em condição de equilíbrio e valores próximos de 150 mg C kg⁻¹ solo, estaria em processo inicial de degradação. Os valores encontrados na área de estudo encontram-se nessa faixa, tendo os maiores valores na área da floresta, mesmo não tendo diferença significativa, e os valores mais próximos do desequilíbrio (seria mais baixos, mais altos explicar), estão na área sob capoeira.

De acordo com os valores encontrados no C_{mim} C (Figura 10), a contribuição da quantidade de carbono presente na biomassa microbiana, foi maior na pastagem, diferenciando significativamente das demais áreas?, tendo o período chuvoso se destacando com o maior valor, na camada superficial. Na outra camada, a pastagem já teve o menor valor no período chuvoso.

O carbono da biomassa microbiana geralmente compreende 2 a 5% do COT (Jenkinson & Ladd, 1981; Gama-Rodrigues, 1999; Gama-Rodrigues et al., 2008) e, valores menores que esses indicam perdas de carbono do sistema, pois, provavelmente o sistema está carente de substrato para alimentação da biomassa microbiana. No presente estudo, a porcentagem de carbono na biomassa microbiana sugere perdas de carbono do sistema,

apresentando valores abaixo de 2%, com exceção na área de pastagem na camada superficial e na floresta e capoeira na camada subsuperficial, no período chuvoso.

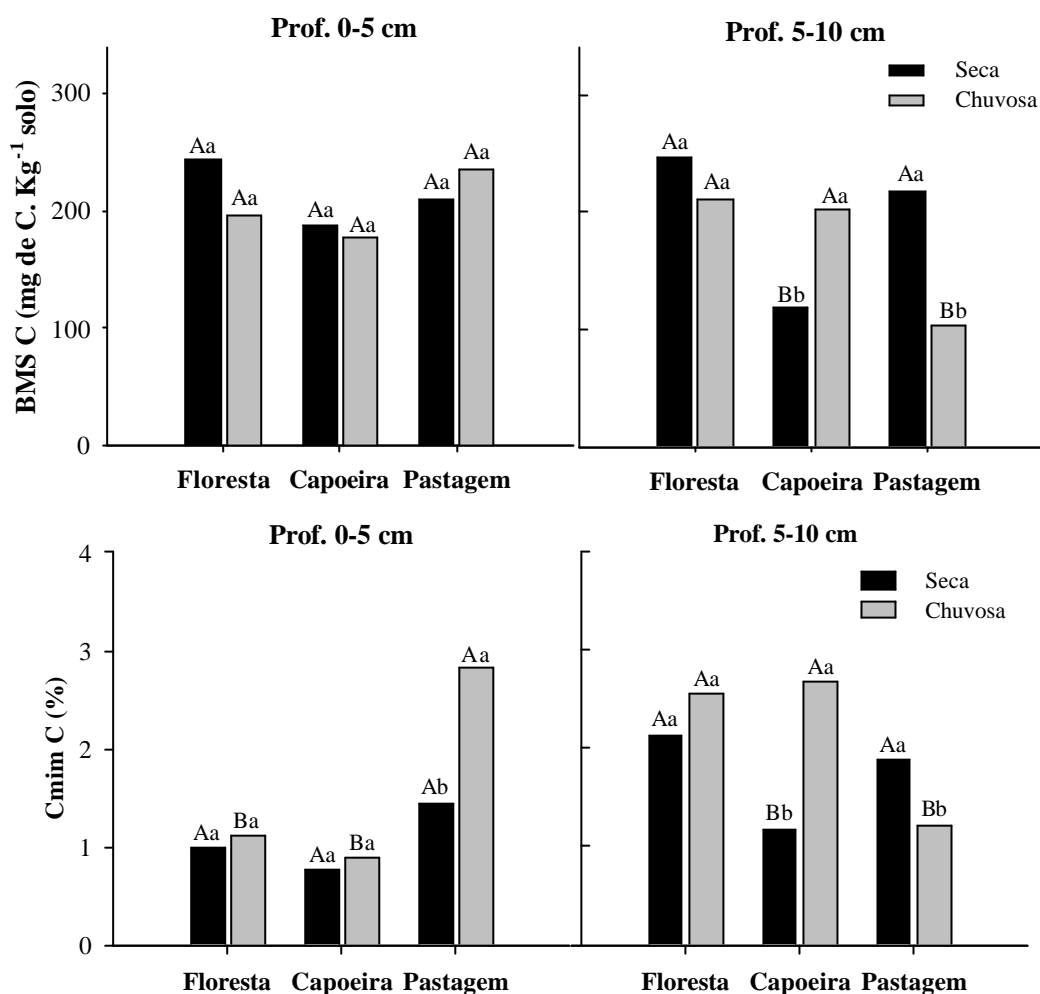


Figura 10. Carbono da biomassa microbiana do solo (BMS C) e Quociente microbiano (Cmim C %), em áreas sob diferentes coberturas vegetais. Valores são médias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

As mudanças na razão Cmim C refletem o padrão do aporte de matéria orgânica do solo, a eficiência da conversão do carbono microbiano, as perdas de carbono do solo e a estabilização do carbono orgânico pela fração mineral do solo. Essas razões indicam se o conteúdo de carbono está se mantendo estável ou variando de acordo com as condições impostas ao sistema (Sparling, 1992). Neste caso, na área estudada, a BMS C esta servindo como dreno, imobilizando o carbono temporariamente.

Na figura 11 observa-se que os valores de BMS-N, no geral não houve diferença significativa entre as épocas e entre as coberturas, na camada superficial. Entretanto, quando faz o desdobramento entre cada época, no período chuvoso a floresta apresentou o maior resultado, seguindo a capoeira e a pastagem com o menor valor, mas no período seco não houve diferença significativa. Entre cada cobertura, a floresta no período chuvoso foi maior

nas duas camadas, enquanto que na capoeira só foi maior na camada subsuperficial, já na pastagem o maior valor ocorreu no período seco, na camada superficial.

Diferentemente da camada superficial, a camada subsuperficial apresentou diferença significativa entre as épocas, onde o período chuvoso apresentou valores quase 50% superior em relação ao período seco. Entre as coberturas, a pastagem apresentou os maiores valores, diferenciando significativamente no período da seca, já na época chuvosa a floresta é que teve o maior valor, na camada subsuperficial.

Segundo Gama-Rodríguez et al. (2008), em solos de baixa fertilidade e com cobertura vegetal pobre em N, a taxa de decomposição da matéria orgânica é menor, propiciando a imobilização do N na biomassa microbiana, representando um compartimento de reserva. Esses mesmo autores comentam que com o teor de N mais concentrado, a quantidade de N imobilizado pela biomassa microbiana seria menor, pois esse elemento estaria em quantidade suficiente para atender à atividade metabólica dos microrganismos e ao processo de decomposição da matéria orgânica. Neste caso, pode-se observar, que na área em estudo está havendo uma imobilização do N, pela biomassa microbiana, mesmo o solo tendo boa fertilidade, entretanto as áreas apresentam valores baixos de nitrogênio do solo.

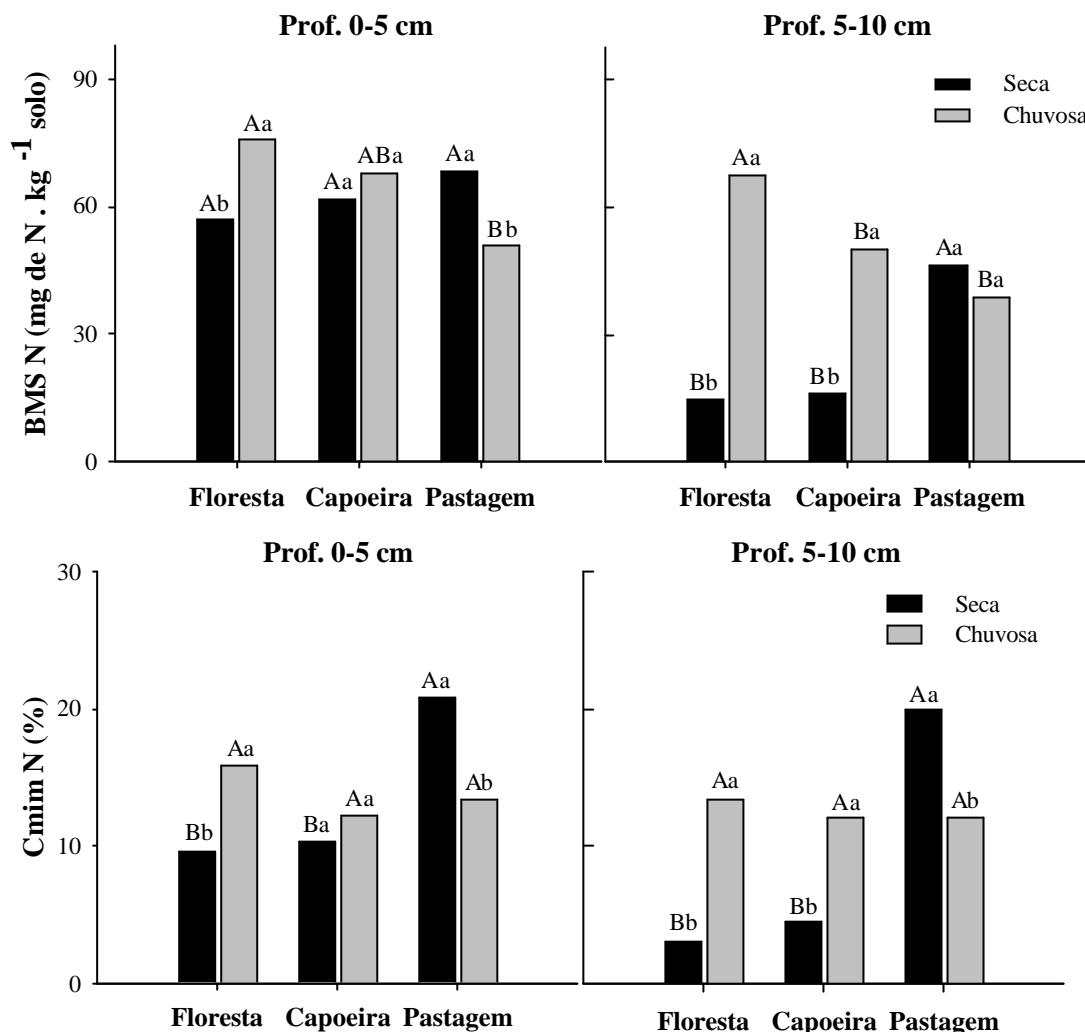


Figura 11. Nitrogênio da biomassa microbiana do solo (BMS N) e Quociente microbiano (Cmin N %), em áreas sob diferentes coberturas vegetais. Os valores são médias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula.

Aquino et al. (2005) sustentam que a comunidade científica, ainda não estabeleceu uma calibração para as variáveis da biomassa microbiana, mas cita também Pimentel (2001) onde conclui que valores próximo de 1 mg C-CO₂ kg⁻¹ solo.h para RBS e 4 mg C-CO₂ g.C_{BMS}.h para qCO₂, estaria em condição de equilíbrio e valores entorno de 3 mg C-CO₂ kg⁻¹ solo.h para RBS e 20 mg C-CO₂ g.C_{BMS}.h para qCO₂, estaria em processo inicial de degradação, em um Argissolo Vermelho Amarelo na região Centro-sul brasileira. Os valores da respiração basal do solo (RBS), não tiveram diferença significativa, na camada superficial, entre as coberturas e nem entre as épocas enquanto que na camada subsuperficial, as áreas sob capoeira e pastagem apresentou o maior valor no período chuvoso (Figura 12). No período seco a capoeira apresentou o menor valor. Estes resultados sugerem que em todas as coberturas avaliadas estariam em equilíbrio, pois apresenta valores próximo de 1. Os dados de qCO₂, confirmam os resultados de equilíbrio, pois os valores estão próximo do sugerido por Pimentel (2001).

Segundo Balota et al. (1998), a baixa respiração basal é um indicativo de ecossistemas mais estáveis. Enquanto que o qCO_2 indica a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono disponível para biossíntese (Saviozzi et al., 2002).

Os menores valores do quociente metabólico foram observados para o solo sob a cobertura florestal nas duas profundidades (Figura 12), indicando que, nesses solos, a biomassa microbiana é mais eficiente no uso do C, diminuindo as perdas por CO_2 e incorporando mais nos tecidos microbianos. Segundo Agnelli et al. (2001), um alto qCO_2 pode ocorrer em razão de uma menor disponibilidade de nutrientes para a microbiota do solo.

Os valores encontrados do quociente microbiano neste trabalho variaram de 6,74 a 1,69 %, sendo que entre os diferentes tipos de cobertura do solo, na camada superficial, não houve diferença significativa enquanto que nas outras profundidades o maior valor ocorreu na pastagem, no período chuvoso. Andréa et al. (2002) obtiveram, em estudos com sistemas de produção comparados com campos nativos, valores do quociente microbiano (%) variando de 1,52 a 8,10. Alvarenga et al. (1999) também conseguiram valores menores desta relação, variando de 1,34 a 3,08, em estudos do solo sob diferentes manejos.

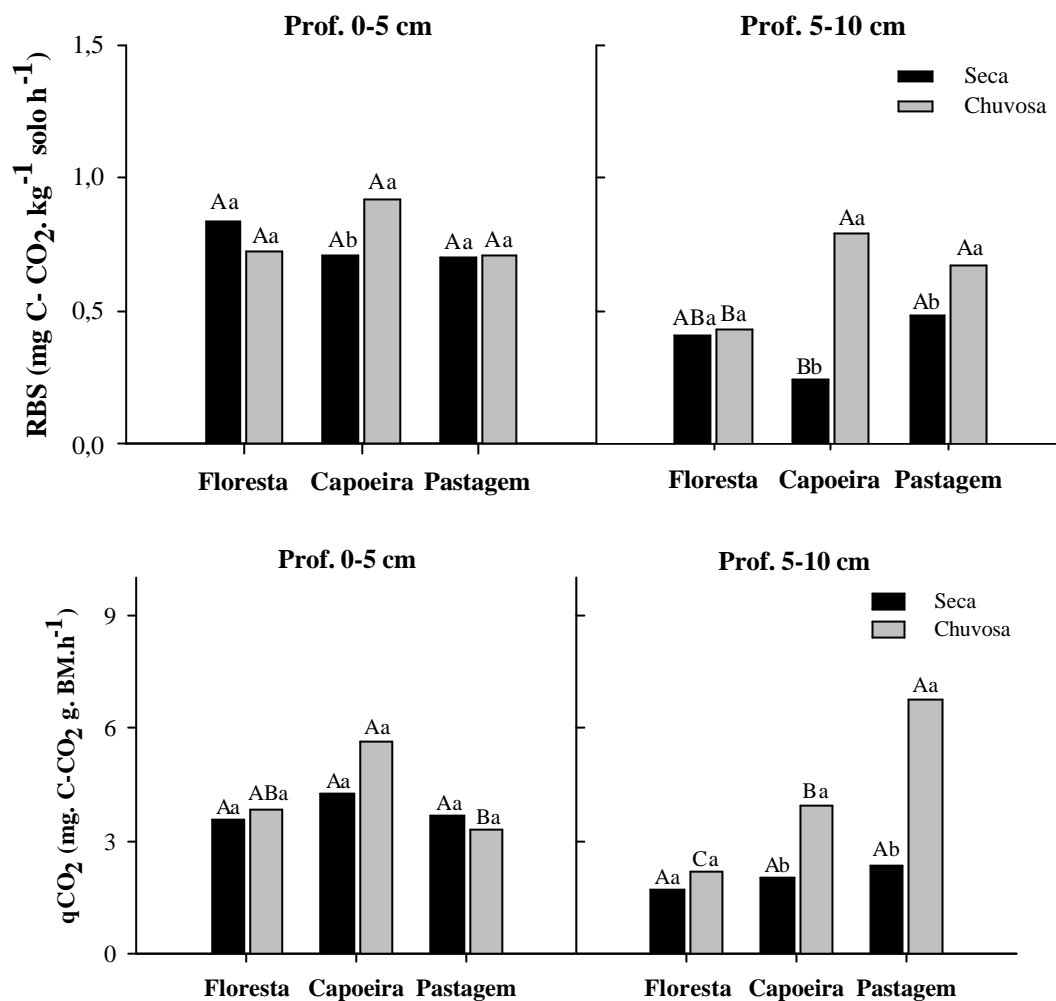


Figura 12. Respiração basal do solo (RBS) e Quociente metabólico (qCO_2) em áreas sob diferentes coberturas vegetais. Valores são médias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

A biomassa microbiana é uma medida que expressa a quantidade de microrganismos vivos presentes no substrato, mas não reflete a atividade deles. O qCO_2 , por sua vez, pode ser um parâmetro complementar, pois trata a biomassa microbiana coletivamente como uma reação ao substrato disponível (Aquino et al., 2005). Embora a biomassa microbiana seja muito sensível aos fatores bióticos e abióticos (Schloter et al., 2003), não parecem ter sido afetadas pelas profundas alterações ocorridas na cobertura do solo durante longos períodos de anos (conversão de floresta para pastagem ou capoeira) e na diversidade das espécies (pastagem e capoeira), indicando uma elevada resiliência (Figuras 10, 11 e 12).

Estes resultados indicam a limitação do uso destes indicadores (carbono na biomassa microbiana, a respiração basal do solo, o quociente metabólico) para avaliar o impacto da mudança do uso do solo, e mesmo os resultados encontrados para a quantidade de nitrogênio na biomassa microbiana e o carbono no solo precisam ser melhor elucidados pois, principalmente a BMS, poderia indicar uma maior qualidade do solo com a conversão da floresta em pastagem.

4.3.2 Fungos micorrízicos arbusculares

a) Glomalina total

Observa-se que os teores de glomalina total (BRSP), tiveram um comportamento semelhante aos dados de carbono total, onde a capoeira apresentou os maiores valores na camada superficial, nas médias das duas épocas, com 5,94 (mg de BRSP. g de solo⁻¹). Em outras coberturas não passou de 3,8 (mg de BRSP. g de solo⁻¹), e com uma significância de 0,0001%.

Não houve diferença significativa entre as épocas, confirmando assim, a sua alta estabilidade no solo, conforme vários autores já sugerem (Rillig et al., 2001; Zhu & Miller, 2003; Nichols, 2008). Desdobrando-se as épocas, a capoeira continuou apresentando os maiores valores, comparativamente, em relação à floresta e ao pasto. A quantidade encontrada de glomalina total concorda com os encontrados por Purin et al. (2006), o primeiro e único artigo publicado em revista com dado de glomalina no Brasil. Mas Lovelock et al. (2004), fez um estudo em uma floresta tropical, encontrou valores de 3,94 ± mg de cm⁻³, nos primeiros dez centímetros do solo. A quantidade de glomalina, quantificada segundo o método de Bradford, pode variar de 2 a 15 mg de BRSP. g de solo⁻¹, valores esses medidos em vários tipos de solos (Wright e Upadhyaya, 1998; Wright et al., 1999; Rillig et al., 2001).

Na camada subsuperficial, no solo sob pastagem, a quantidade de BRSP, foi maior em relação a outras coberturas, na época seca, e enquanto que na época chuvosa não se diferenciou com a floresta e capoeira, e tendo uma quantidade menor que no período seco, suficiente para diferenciar significativamente.

Na soma das duas épocas, com objetivo de analisar o efeito da cobertura, não houve diferença entre as coberturas, e também, com a soma das épocas com o mesmo objetivo, não houve diferença entre as épocas (Anexo B).

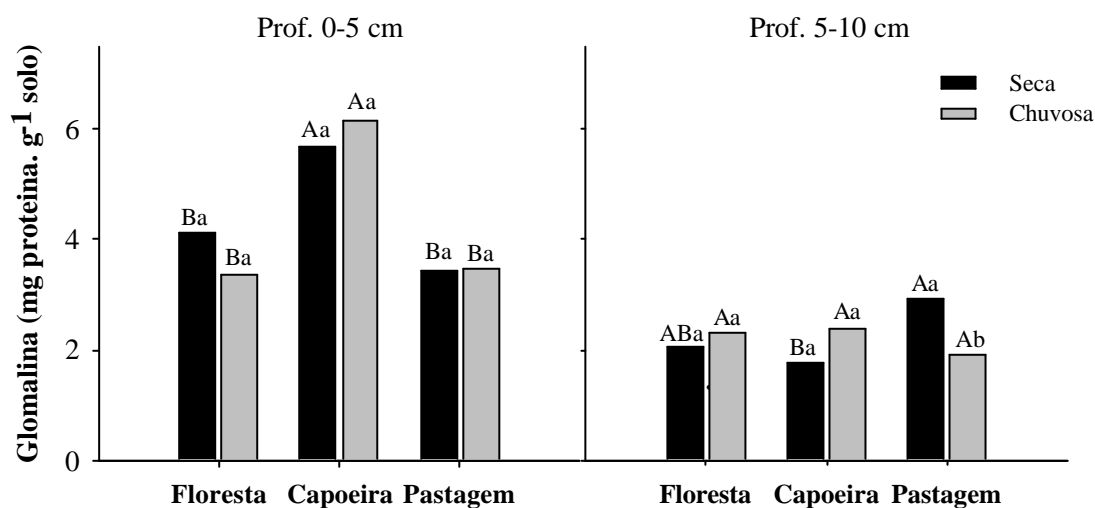


Figura 13. Valores Glomalina Total (mg. g⁻¹ de solo) em função das diferentes coberturas vegetais do solo. Valores são médias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

Esse comportamento era esperado para a glomalina, uma vez que nas áreas de pastagem não se tem a deposição de serrapilheira, como ocorre nas áreas sob floresta e capoeira as quais possui elevada deposição de material orgânico na superfície do solo,

enquanto que na pastagem ocorre maior incorporação de material orgânico nas primeiras camadas devido à atividade radicular das gramíneas.

O comportamento da glomalina é semelhante ao do carbono no solo similares para floresta e capoeira. Tal fato provavelmente foi devido ao estágio sucessional da floresta e capoeira serem próximos. Assim sendo, os teores de carbono e glomalina total foram maiores nos primeiros cinco centímetros, sendo os menores valores encontrados na pastagem. Isso indica que nesses locais de estudo, a maior quantidade de carbono no solo poderia ser explicada pela contribuição da glomalina.

Normalmente, em solos sob vegetação natural, a preservação e aporte da matéria orgânica tendem a ser máximo. Como a glomalina é considerada a maior fonte de carbono da matéria orgânica do solo, ela é também um importante “pool” de C (Rillig et al., 2001). Estes resultados indicam que o entendimento da dinâmica da matéria orgânica poderia ser melhor compreendida se houvesse mais conhecimento sobre a caracterização química da glomalina e de sua contribuição no ciclo do carbono no solo (Zhu & Miller, 2003).

Na revisão feita por Rillig et al., 2007 há hipóteses que a função da produção de glomalina, produzida somente pelos FMAs, seria de proteção (das plantas?) contra ataque microbiano, mas é apenas uma hipóteses.

b) Colonização radicular

Além do ambiente e dos genomas da planta e do fungo, a densidade de propágulos (esporos, hifas, raízes colonizadas por FMAs) pode influenciar a taxa de colonização, bem como a resposta à micorrização (Siqueira et al., 1994; Moreira e Siqueira, 2002; Moreira e Siqueira, 2006). As três estruturas típicas dos FMAs, ou seja, hifas, vesículas e arbúsculos, foram encontradas nas raízes das plantas nas áreas em avaliação, sendo as hifas e as vesículas as mais freqüentemente registradas nas raízes. Entretanto só foram quantificados os arbúsculos. Estas estruturas são consideradas “chave” para o desenvolvimento da simbiose micorrízica e sua formação depende da completa interação genética e funcional entre combinações fungo-planta (Harrison, 1999). E as vesículas são apenas formadas pelos membros da família Acaulosporaceae e Glomeraceae (Smith & Read, 1997).

A interação entre o manejo do solo e a cobertura vegetal associada às variações climáticas durante as diferentes épocas do ano, principalmente em regiões subtropicais, onde as estações são bem definidas, faz com que ocorra uma flutuação sazonal no desenvolvimento microbiano, sendo mais evidente na camada superficial do solo, onde existem maiores oscilações de umidade e temperatura (Alvarenga et al., 1999). Entretanto os dados apresentados, não mostraram padrão sazonal, na taxa de colonização radicular e na quantidade de arbúsculos, nas três coberturas amostradas, apesar das diferenças bastante claras das condições edafo - climática da região (Figura 14). No Acre o que tem mais definido é a umidade, entre uma estação e outra.

Modificações na cobertura vegetal, no microclima e no manejo dos ecossistemas podem alterar a densidade dos fungos micorrízicos e na sua eficiência com que a associação micorrízica intervém nos fluxos de nutrientes e no crescimento vegetal (Azcón Aguilar e Barea, 1997). Muitos estudos têm demonstrado que variações sazonais na colonização dos FMAs estão relacionadas com os eventos fenológicos da planta hospedeira (Lugo et al., 2003; Bohrer et al., 2004). O genótipo do hospedeiro é um importante componente na taxa de colonização e formação dos fungos micorrízicos, uma vez que características do sistema radicular, taxa de crescimento e alocação de carboidratos exercem forte influência na formação das associações micorrízicas (Manjunath & Habte, 1991; Amijee et al., 1993).

A maior taxa de colonização ocorreu na pastagem, e a quantidade de arbúsculos apresentou a mesma tendência, diferenciando significativamente das outras coberturas (Figura 14), confirmando que mudanças na comunidade de plantas são refletidas na taxa de

colonização de FMA, e estas podem estar relacionadas com a especificidade por hospedeiro (Bever et al., 1996). Este fato pode estar relacionado com as características das raízes serem do tipo fasciculada facilitando assim a infecção dos FMAs. Pode também estar relacionado com a quantidade de fósforo e nitrogênio que é menor em relação às outras coberturas, apesar de que nas três áreas esses elementos apresentaram valores baixos.

Segundo Gollotte et al. (2004), em ecossistemas naturais onde coexistem a diferentes de espécies vegetais, a colonização radicular por FMA pode ser facilitada pelo contato raiz-raiz e por uma mistura de exsudados radiculares de diferentes plantas, para atenuar o alcance dessa seletividade ecológica.

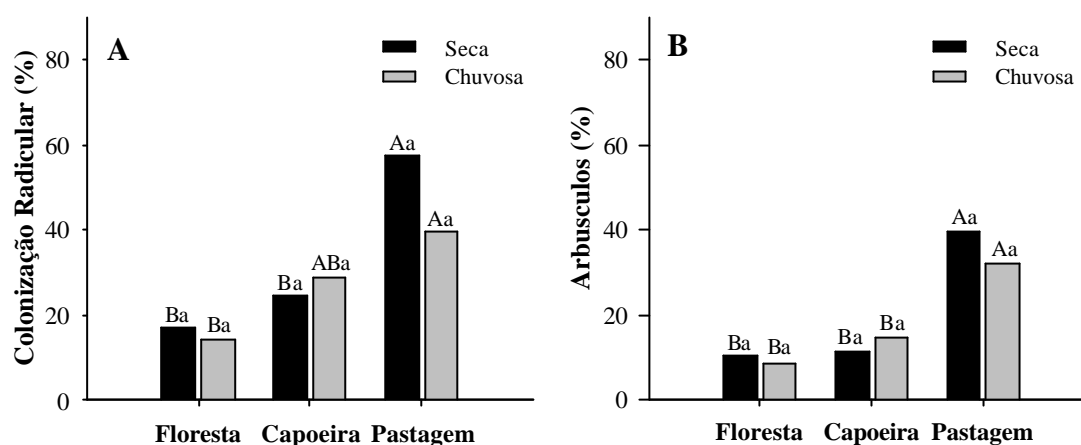


Figura 14. Taxa de colonização radicular e a taxa de arbusculo na raiz, nas duas épocas estudadas, em função das diferentes coberturas vegetais do solo. Valores são médias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para época dentro de cada cobertura isoladamente.

Relatos indicam que a colonização em florestas pode ter este comportamento, principalmente nessa área de estudo, sendo um ambiente estável, com grande diversidade microbiana presente no solo, podendo ocorrer competição pelos nutrientes, hábitat e predação (Wilson et al., 1989). Segundo Janos (1980), em uma floresta madura, as plantas micotróficas podem tornar-se menos dependentes da simbiose, evitando o custo energético.

Esses resultados enfatizam que, independentemente da estação do ano, as raízes das plantas sob pastagem sempre apresentaram as maiores taxas de colonização micorrízica. Louis & Lim (1987) observaram que o número de esporos e a colonização foram inversamente relacionados em ambiente com baixa sazonalidade e sugeriram que as condições do solo e o estado nutricional das plantas, e não o período sazonal influenciou nas diferenças entre a colonização das raízes e a densidade dos esporos.

Segundo Clapp et al. (1995), a colonização micorrizica, utilizando metodologia molecular, detectaram que várias espécies podem colonizar as raízes de uma única planta simultaneamente. Controles sobre a colonização e abundância de FMAs em ecossistemas são pouco compreendidos e pode estar relacionada com a planta hospedeira, a comunidade fúngica, propriedades físico-química do solo; e as alterações nessas variáveis durante o desenvolvimento da simbiose podem afetar a sucessão entre grupos de fungos micorrízicos (Piotrowskia et al., 2008). Para Gollotte et al. (2004), é necessário estudos moleculares para informar com mais detalhes sobre as implicações de tais processos em ecossistemas naturais.

c) Diversidade de FMA

A densidade de glomerosporos (Goto e Maia, 2006) não diferiu significativamente entre as épocas e entre as coberturas do solo (Figura 15). Sieverding (1991) aponta a variação da cobertura vegetal como um fator que afeta diretamente a multiplicação dos fungos. Neste trabalho observa-se que a mudança de cobertura e as condições climáticas não interferiram na densidade de glomerosporos na camada superficial e que outras variáveis foram importantes, tais como as condições de solo em especial a textura, e ecofisiológicas da região.

Munyanziz et al. (1997) observaram que em florestas não perturbadas a densidade de glomerosporos de FMAs é muito baixa e aumenta com a ocorrência de baixo ou moderado grau de perturbação. A produção de glomerosporos por uma determinada espécie pode variar com o estágio de desenvolvimento da planta hospedeira (Gemma et al., 1989; Smith & Read, 1997). O número de glomerosporos de uma determinada espécie de FMA pode não refletir sua importância funcional ou sua proporção relativa dentro da comunidade como um todo (Morton et al., 1995; Douds e Millner, 1999).

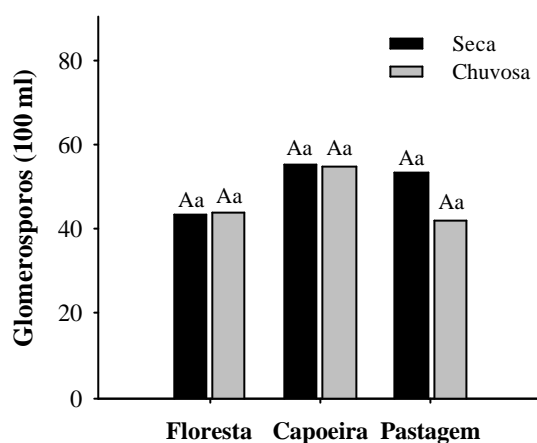


Figura 15. Densidade de glomerosporos em áreas sob três coberturas vegetais, na camada superficial de 0-5cm.

Para fungos micorrízicos, o estudo de sua diversidade em condições de campo é decorrente de estudos qualitativos e quantitativos de glomerosporos e associação micorrízica. Embora a abundância de glomerosporos no solo não seja um indicativo da associação micorrízica, a ausência também não indica necessariamente a ausência do fungo, pois existe um espaço de tempo entre a associação micorrízica e a esporulação. Por esse fato, muitos fungos não podem ser identificados com precisão a partir dos glomerosporos coletados no campo, mas estes fornecem um indicativo da população presente no solo.

Segundo Silva e Colozzi Filho (2007), a identificação de glomerosporos coletados diretamente do solo no campo pode apresentar também muitas dificuldades, e, muitas vezes eles têm aparência sadia, mas não são viáveis, podendo persistir no solo como uma casca por muitos anos. São muitas vezes não identificáveis, devido à degradação ou parasitismo por outros organismos (Rousseau et al. 1996). Além dos glomerosporos extraídos de campo apresentar essa dificuldade na identificação, os representantes do gênero *Glomus* são os mais 'complexos' no reconhecimento já que muitas vezes perdem estruturas importantes, tais como, suas hifas de sustentação, camadas evanescentes. Isso é um problema porque é sempre recomendado que a espessura da suas paredes seja medida para uma identificação precisa.

Devido a essas considerações, somente a identificação dos FMAs a partir de glomerosporos coletados diretamente no campo não é recomendada. Entretanto, para estudos exploratórios da diversidade, esse procedimento é aceito quando se trabalha com espécies de

ocorrência comum, previamente classificada. Segundo Morton (1993), a descrição de muitos táxons foi baseada em coletas únicas em situação de campo, a partir de glomerosporos de idade desconhecida, degradados, parasitados ou modificados por fatores abióticos, o que favorece interpretações equivocadas. Muitas espécies foram descritas a partir de espécies parasitadas (Bhattacharjee et al., 1982) ou material preservado (Berch & Trappe, 1985). Apesar da sua importância ecológica, pouco se sabe sobre a biologia populacional e a diversidade de FMAs em ecossistemas naturais, principalmente devido a limitações metodológicas.

No total de toda área amostrada, foram encontradas 42 espécies, e 25 pertencem ao gênero *Glomus* e, em seguida, o gênero *Acaulospora* que contribui com 13 espécies, a *Scutellospora* com três e a *Ambispora* com apenas uma espécie, não houve muita diferença no número total de espécie entre as coberturas vegetais e as épocas amostradas (Tabela 6).

Segundo De Souza et al. (2008), os ecossistemas brasileiros, apresentam um total de 82 espécies de FMAs que já foram identificadas, o que representa aproximadamente 40% do número total de 205 espécies. Esta observação demonstra que o Brasil tem uma importante fonte de diversidade de FMAs e que necessita de mais estudos. Apesar da presença de ecossistemas representativos e relevantes que o Brasil apresenta, o estudo de FMAs tem sido amplamente ignorado. Como exemplos têm a região Amazônia onde estudos extensivos da diversidade de FMAs são ainda escassos (Sturmer e Siqueira, 2008). Além disso, os estudos que existente, na maioria, na Amazônia, é em agroecossistemas, não em florestas, dificultando a discussão do trabalho.

Os gêneros *Glomus* e *Acaulospora* foram encontrados em todas as áreas e nos períodos amostrados, estando sempre presente com maior porcentagem em relação aos outros gêneros (Tabela 6). De acordo com Carrenho (1998), estes gêneros apresentam maior capacidade de adaptação a solos submetidos a diferentes variações nos teores de matéria orgânica, calagem, textura, e entre outros fatores, demonstrando ter espécies resistentes a perturbações ambientais.

Gomes & Trufem (1998) encontraram dez espécies de *Acaulospora* e seis de *Glomus*, num total de 21 espécies de FMAs, associadas a solos ácidos (pH 3,2 e 3,4), na Ilha dos Eucaliptos (São Paulo), confirmando a presença de *Acaulospora* e *Glomus* em solos com baixo pH. Souza et al. (2003) encontraram, em estudo na Caatinga, 24 espécies de FMAs e a maior diversidade ocorreu no período seco, e a distribuição das espécies da família de Acaulosporaceae e Glomaceae mostrou que a maioria ocorreu em solos com baixo pH e/ou baixo teor de fósforo.

Em área da Amazônia, no Brasil, o gênero que dominou foi o de *Acaulospora* com seis espécies e seguido do *Glomus* com quatro (Sturmer e Siqueira, 2008). Peña-Venegas (2001) em trabalho na Amazônia colombiana, encontrou diferença na composição das espécies de micorriza sob diferentes coberturas, concluindo que o principal motivo dessa diferença está relacionado com a vegetação. Em outro estudo, na Amazônia colombiana feito por Peña-Venegas et al. (2007), identificaram-se 18 espécies diferentes de FMAs, desses, 11 eram do gênero de *Glomus*, quatro da *Acaulospora*, uma *Archaeospora* e, *Scutellospora* e *Gigaspora*. Vários autores têm demonstrado que os gêneros mais representativos de solos tropicais com textura, argilosa a média, são os gêneros *Glomus* e *Acaulospora*, enquanto que os gêneros *Gigaspora* e *Scutellospora* são menos frequentes (Bhatia et al., 1996). (Esta estrutura da composição do solo micorrízica foi também encontrada neste trabalho para a Amazônia sul Ocidental confuso).

De modo geral, sob condições de campo, as diferentes espécies de FMAs, têm diferentes tolerâncias e se comportam de maneira distinta quando varia a condição ambiental (Klironomos et al., 1993). Segundo Stahl & Christensen (1991), o ambiente pode selecionar as espécies de FMAs que se mostram mais adaptadas às condições locais e produz respostas

mais favoráveis ao desenvolvimento das plantas, e neste trabalho encontram-se apenas espécies do gênero *Glomus*, *Ambispora*, *Scutellospora* e *Acaulospora* (Tabela 6). Jansa et al. (2002) concluíram que com os distúrbios ocasionados no solo devido a agricultura, há diminuição da comunidade de FMAs, onde de 17 espécies e 5 gêneros, antes do distúrbio, caíram para 12 espécies e 2 gêneros depois do distúrbio.

Tabela 6. Número de espécies e Gêneros de Fungos Micorrízicos Arbusculares encontrados em áreas sob diferentes coberturas vegetais, em duas épocas de coleta.

Cobertura vegetal	Espécie		Gênero				Total de espécie
	Seca	Chuvosa	<i>Acaulospora</i>	<i>Ambispora</i>	<i>Glomus</i>	<i>Scutellospora</i>	
Floresta	14	11	6	1	15	2	24
Capoeira	11	13	8	0	12	0	20
Pastagem	11	12	7	1	9	2	19
Total	27	25	13	1	25	3	42*

*27 não foram identificados em nível de espécies.

Violi et al. (2008) estudando a influência dos fatores bióticos e abióticos sobre os FMAs, em floresta e pastagem, no México, verificou que nas florestas, a esporulação teve o seu pico na estação seca para Glomeraceae e Gigasporaceae, mas na estação chuvosa para Acaulosporaceae, enquanto que nas pastagens a esporulação para essas mesmas famílias, todos os picos ocorreram durante a estação chuvosa.

Dependendo do manejo adotado pode-se modificar a estrutura das comunidades fúngicas, alterando a distribuição e a dominância das espécies, devido a alterações bióticas e abióticas do ambiente edáfico, como modificação na vegetação e nas propriedades física e química do solo (Moreira e Siqueira, 2006).

Na Tabela 7 se encontram as espécies identificadas nas amostras de solo nas áreas em avaliação e nas épocas. No geral no solo sob as três coberturas vegetais e nas épocas, a diversidade de glomerosporos de FMAs foi semelhante. Observa-se que o *Glomus sp.2* foi a espécie que mais se destacou, pois apresentou valores bastante altos em relação as outras espécies, totalizando em toda as áreas 362 e com 82% de frequência de ocorrência, sendo dominante, em todas as áreas. Entretanto no período chuvoso, parece que essa espécie foi afetada pela sazonalidade, pois houve uma diminuição da quantidade de esporos, principalmente na área da pastagem no período da chuvosa. A contagem do número de glomerosporos de cada espécie de FMA dentro de uma comunidade e o número de glomerosporos pode ser utilizada para acessar a estrutura da comunidade tal como as espécies dominantes dentro de uma comunidade micorrizica (Morton et al., 1995).

Na revisão do Sturmer e Siqueira (2008), observa-se que a espécie *Acaulospora scrobiculata*, em dados de 15 estudos em diferentes ecossistemas, foi o fungo mais frequentemente identificado em ecossistemas brasileiros, em áreas como, sistemas agrícolas, em áreas degradadas (Caproni et al., 2003), em floresta de Araucária (Moreira et al., 2007) e até no estado do Amazônia associada com floresta nativa e entre outros. Peña- Venegas et al. (2007), em estudo na Amazônia colombiana, não identificaram essa espécie. Neste trabalho em uma área onde não existe nenhum dado publicado sobre FMAs, a espécie *A. scrobiculata* foi identificada como a terceira maior frequência de ocorrência, com 41,38%. Sugerindo assim que a presença desta espécie é independente do tipo de cobertura vegetal. Isso serve também para as espécies *Glomus sp.2*, *Glomus sp. 13* e *Glomus sp. 14* (Figura 6).

Tchabi et al. (2008) em estudo na África, concluiu que, independente da zona ecológica, as áreas cultivadas afetam negativamente a riqueza de espécies, principalmente de espécies de *Gigasporaceae* e os *Glomus* do tipo esporocarpo, tais como *Glomus clavisporum*, e *G. taiwanense*. Comentam também que o número de espécies da família Acaulosporaceae também é reduzido, enquanto algumas espécies do gênero do *Glomus* (por exemplo, *G. etunicatum*, *G. macrocarpum* e *G. intraradices*) e *Acaulospora scrobiculata* são menos afetados. Neste trabalho a espécie *Glomus clavisporum*, só ocorreu na área de floresta, concordando com o resultado encontrado, nesse trabalho realizado na África. Outra espécie que só ocorreu na área da floresta e na pastagem foi o *Glomus halonatum*, com uma frequência de ocorrência, próximo de 14%, e sendo uma espécie registrada apenas em uma área no Brasil até o momento (Goto et al., 2009, prelo).

Tabela 7. Diversidade de Fungos Micorrizicos Arbusculares e número de esporos e cada gênero em áreas sob diferentes coberturas vegetais e épocas de coleta.

Espécies	F (%)	Floresta		Capoeira		Pastagem		Total
		Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	
ACAULOSPORACEAE								
<i>Acaulospora excavata</i>	24,14	0	0	12	6	0	0	18
<i>A. foveata</i>	3,45	1	0	0	0	0	0	1
<i>Acaulospora longula</i>	3,45	2	0	0	0	0	0	2
<i>Acaulospora mellea</i>	6,9	0	0	1	0	0	3	4
<i>Acaulospora morrowiae</i>	10,34	0	1	1	0	0	1	3
<i>Acaulospora rehmi</i>	3,45	0	0	0	1	0	0	1
<i>A. scrobiculata</i>	41,38	3	0	9	14	1	4	31
<i>Acaulospora sp.</i>	3,45	0	0	0	0	0	2	2
<i>Acaulospora sp1</i>	3,45	2	0	0	0	0	0	2
<i>Acaulospora sp2</i>	13,79	0	0	4	0	4	0	8
<i>Acaulospora sp3</i>	3,45	0	0	2	0	0	0	2
<i>Acaulospora sp4</i>	3,45	0	0	0	0	2	0	2
<i>Acaulospora tuberculata</i>	13,79	1	0	0	2	2	0	5
AMBISPORACEAE								
<i>Ambispora leptoticha</i>	20,69	1	0	0	0	4	4	9
GLOMERACEAE								
<i>Glomus calvisporum</i>	10,34	2	1	0	0	0	0	3
<i>Glomus halonatum</i>	13,79	5	0	0	1	0	0	6
<i>Glomus sinuosum</i>	3,45	1	0	0	0	0	0	1
<i>Glomus sp1</i>	3,45	2	0	0	0	0	0	2
<i>Glomus sp2 *</i>	82,76	68	18	105	58	109	4	362
<i>Glomus sp3</i>	20,69	16	0	1	0	1	0	18
<i>Glomus sp4</i>	3,45	3	0	0	0	0	0	3
<i>Glomus sp5</i>	3,45	1	0	0	0	0	0	1
<i>Glomus sp6</i>	3,45	0	0	1	0	0	0	1
<i>Glomus sp7</i>	3,45	0	0	1	0	0	0	1
<i>Glomus sp8</i>	3,45	0	0	1	0	0	0	1
<i>Glomus sp9</i>	3,45	0	0	0	0	1	0	1
<i>Glomus sp10</i>	3,45	0	0	0	0	6	0	6
<i>Glomus sp 11</i>	3,45	0	2	0	0	0	0	2
<i>Glomus sp12</i>	3,45	0	0	0	0	0	1	1
<i>Glomus sp 13</i>	44,83	0	24	0	33	0	35	92
<i>Glomus sp 14</i>	34,48	0	29	0	10	0	24	63
<i>Glomus sp 15</i>	10,34	0	19	0	0	0	0	19
<i>Glomus sp 16</i>	20,69	0	12	0	7	0	0	19
<i>Glomus sp17</i>	6,9	0	0	0	2	0	0	2
<i>Glomus sp 18</i>	3,45	0	1	0	0	0	0	1
<i>Glomus sp19</i>	6,9	0	0	0	1	0	1	2
<i>Glomus sp20</i>	3,45	0	0	0	1	0	0	1
<i>Glomus sp21</i>	3,45	0	0	0	0	0	2	2
<i>Glomus sp22</i>	6,9	0	1	0	1	0	0	2
GIGASPORACEAE								
<i>Scutellospora calospora</i>	3,45	0	2	0	0	0	0	2
<i>S. heterograma</i>	6,9	0	0	0	0	2	3	5
<i>Scutellospora pellucida</i>	3,45	0	0	0	0	1	0	1
TOTAL	-	108	110	138	137	133	84	710

* (similar ao *glomus macrocarpum*)

Muitas espécies com frequência de ocorrência alta, como o *Glomus sp. 2* e *Glomus sp.13*, não foram possíveis fazer a sua identificação, dificultando a discussão. Além disso, mais da metade das espécies encontradas na área não foram identificadas. Em revisão de Sturmer e Siqueira, (2008), sustenta-se que é interessante notar que em ecossistemas brasileiros, existem uma alta proporção de espécies não descritas, mas que representam parte

da diversidade de FMAs e no ecossistema da Amazônia das 35 espécies encontradas 22 não foram identificadas.

A quantidade de espécies de FMAs em áreas tropicais é mais diversa que em áreas de clima temperado (Allen, 1991), sendo que este número de espécies pode estar associado à diversidade da vegetação e não com as condições climáticas. Allen et al. (1995) observaram que a composição de espécies de FMAs pode ser controlada pela composição de espécies hospedeiras, enquanto que para van der Heijden et al. (1998), afirmam o contrário que são os FMA que controla a vegetação.

A conversão de ecossistemas preservados em áreas agrícolas modifica a situação de equilíbrio estabelecida e afeta a quantidade e a viabilidade de propágulos (Mason et al., 1992; Wilson et al., 1984). Alterações na quantidade e viabilidade de propágulos de FMAs estão relacionadas à severidade da perturbação sofrida pelo ecossistema e podem ser contornadas ou não, conforme o uso que será feito do solo (Jasper et al., 1994). Moreira e Siqueira (2006) discutem, com base em vários trabalhos, que a monocultura prolongada seleciona fungos de rápido crescimento e esporulação, ocorrendo uma seleção para sobrevivência e não para eficiência no hospedeiro. Já a ausência de vegetação e a erosão acentuada podem eliminar até a existência de FMAs no local.

Além disso, a recuperação de glomerosporos no solo é problemática, e a abundância de glomerosporos no solo pode não refletir adequadamente a composição e dinâmica da comunidade FMAs (Clapp et al., 1995).

Piotrowski et al. (2008) testaram a hipótese de que a abundância de fungos micorrízicos arbusculares é maior nas fases iniciais de desenvolvimento do solo, enquanto que a abundância de fungos ectomicorrízicos é mais tardia. O estudo foi em uma área de sucessão de zona sujeita a alagamento, em clima temperado. Os autores constataram que as ectomicorrizas são influenciadas pela abundância de plantas hospedeira. Os FMAs aumentam rapidamente a quantidade de agregados estável em água, além de apresentar um pico de colonização durante o início da sucessão. Nota-se que a abundância dos FMAs neste trabalho não tiveram grandes diferenças entre as coberturas, provavelmente, devido às coberturas vegetais serem antigas e estáveis, principalmente as áreas sob pastagem e floresta.

Segundo Turco et al. (1994), os índices de diversidade microbiana têm sido utilizados para descrever o estado das comunidades microbianas e o efeito das perturbações naturais ou antropogênicas. Estes atributos podem atuar como indicadores microbiológicos por mostrarem a estabilidade da comunidade e descrever a dinâmica ecológica de uma comunidade e os seus impactos.

Nos solos sob floresta primária o índice de diversidade de Shannon (H') foi maior no período chuvoso, mais foi apenas uma tendência já que não foi verificada diferença significativa entre as coberturas vegetais (Tabela 8). Na época chuvosa os valores de H' ficaram muito próximos entre si, não apresentando diferença significativa. Comparando as épocas estudadas, o período chuvoso apresentou o maior valor de diversidade na média geral das épocas e na cobertura sob pastagem e capoeira. Provavelmente, não houve diferença de sazonalidade para floresta, por ser o sistema mais estável em relação aos outros sistemas, mantendo a mesma umidade, a mesma ciclagem de nutriente e entre outros atributos.

A utilização do H' é considerada como ideal quando se deseja estudar os efeitos das perturbações sofridas pelos ecossistemas, pois é um índice que atribui maior peso às espécies não dominantes, consideradas como espécies raras, que são as primeiras a sofrerem os efeitos dos impactos ambientais (Rosso, 1996; Caproni, 2001).

O índice de Simpson (C), que representa a dominância das espécies, apresentou uma tendência inversa do índice H' . Não houve diferença entre as coberturas vegetais em nenhum período amostrado, e houve diferença entre as épocas, com exceção da área da floresta (Tabela 8). Entretanto, na dominância os maiores valores ocorreram no período seco e tendo

uma maior tendência na área da capoeira e pastagem e os menores valores ocorreram na época chuvosa.

Tabela 8. Índice de diversidade de espécies de Fungos Micorrizicos Arbusculares.

Cobertura Vegetal	H (Diversidade - Shannon)		
	Época seca	Época Chuvosa	Média
Floresta	0,47 Aa	0,58 Aa	0,54 A
Capoeira	0,33 Ab	0,57 Aa	0,44 A
Pastagem	0,33 Ab	0,54 Aa	0,38 A
Médias	0,35 B	0,55 A	
CV%		32,93	
C (Dominância - Simpson)			
Floresta	0,46 Aa	0,34 Aa	0,39 A
Capoeira	0,61 Aa	0,36 Ab	0,48 A
Pastagem	0,62 Aa	0,36 Ab	0,52 A
Médias	0,58 A	0,34 B	
CV%		33,41	
I (Equitabilidade - Pielou)			
Floresta	0,71 Aa	0,80 Aa	0,77 A
Capoeira	0,58 Ba	0,77 Aa	0,67 A
Pastagem	0,58 Bb	0,83 Aa	0,62 A
Médias	0,58 A	0,79 B	
CV%		24,13	

Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde a profundidade dentro de cada cobertura isoladamente. Os valores são medias de 5 repetições.

Sturmer & Siqueira (2008) sustentam que depois da riqueza o índice de equitabilidade (I) é o índice mais importante, pois mede a abundância relativa de cada espécie e ao mesmo tempo considera raridade ou não, e a sua abundância dentro da sua comunidade. O índice I tenta resumir, em um único índice: a riqueza e a uniformidade (Caproni, 2001). O I, neste trabalho foi o único índice que apresentou diferença estatística entre as coberturas, no período seco, apresentando o maior valor na floresta, e os outros sistemas apresentaram os mesmos valores. Comparando as épocas, os maiores valores ocorreram no período chuvoso, mas não houve diferença significativa. Podemos dizer que, que esse indicador foi sensível em demonstrar a influência na mudança de cobertura, pois quanto mais próximo de 1 esse valor, indica que esse área apresenta maior uniformidade da distribuição das populações das espécies.

Picone (2000) estudando os FMAs para demonstrar o impacto da sucessão vegetal, de uma floresta primária para uma pastagem plantada, na Costa Rica e Nicarágua, em solos de várzeas, não encontrou diferenças na composição de espécies, nos índices de dominância e de diversidade. E esse autor hipotetiza que não existe uma limitação quando se faz uma sucessão de floresta e pastagem, concordando com os valores encontrados neste trabalho.

No entanto, faltam informações importantes para que se possa utilizar a diversidade como um parâmetro indicativo das condições do ambiente. Essas informações começam na própria identificação das espécies, cujo conceito tem sido objeto de intensa discussão (Woese et al., 1990; Ward, 1998; Rosseló-Mora e Amann, 2001). Entretanto o estudo de diversidade de FMAs é de grande importância para ajudar nas discussões sobre a estabilidade de ambientes sob diversos impactos.

4.4 Indicadores de Qualidade do Solo

Correlação da MOS e a glomalina com os agregados do solos

A matéria orgânica e os agregados do solo são importantes na determinação da fertilidade do solo, sendo uns fatores chaves para o ciclo global do carbono. Muitos autores observaram correlações positivas entre a matéria orgânica e os macroagregados, devido ao papel dos agregados, proteção física, da matéria orgânica dentro dos próprios agregados (Feller & Beare, 1997; Baldock & Skjemstad, 2000; Guggenberger & Haider, 2002, citado por Barthès et al., 2008). No entanto, a formação de agregados pode ser iniciada pelas hifas dos FMAs, através dos detritos do solo e os microagregados, que foi formada pelas partículas primárias (Miller e Jastrow, 1990; Rillig e Mummey, 2006), e a eficiência deste processo é reforçada por agentes bioquímicos, a glomalina, que tem a capacidade de agrupar as partículas, que tem ação cimentante, através do ciclo de molhamento e secagem (Andrade et al., 1998; Rillig e Mummey, 2006).

Nas áreas estudadas, não houve efeito da correlação entre a matéria orgânica e a glomalina com a estabilidade dos agregados do solo, sendo contrário o que a maioria dos autores encontram (Figura 16). Sugere-se que a falta de diferença nas coberturas seja devido a que na floresta primária e na capoeira encontra-se um alto depósito de resíduos vegetais, a serrapilheira; enquanto que na área com pastagem, por se tratar de uma gramínea, favorece as ligações dos pontos de contato entre partículas minerais e o contato entre os próprios agregados do solo, favorecendo a sua formação e estabilização nas camadas mais superficiais do solo (Bronick & Lal, 2005).

E existe uma hipótese de que os FMAs têm a sua maior atuação em ambientes que esta em desenvolvimento, Piotrowski et al. (2008) confirmou a hipótese de que a abundância de fungos micorrízicos arbusculares é maior nas fases iniciais de desenvolvimento do solo. Os solos da área de estudo é um Argissolo, que já sofreu um alto intemperismo, e também essa vegetação sofreu uma perturbação antropica, ocorreu há muito tempo, sendo que isso foi o suficiente para esses sistemas estabelecer o seu proprio equilíbrio.

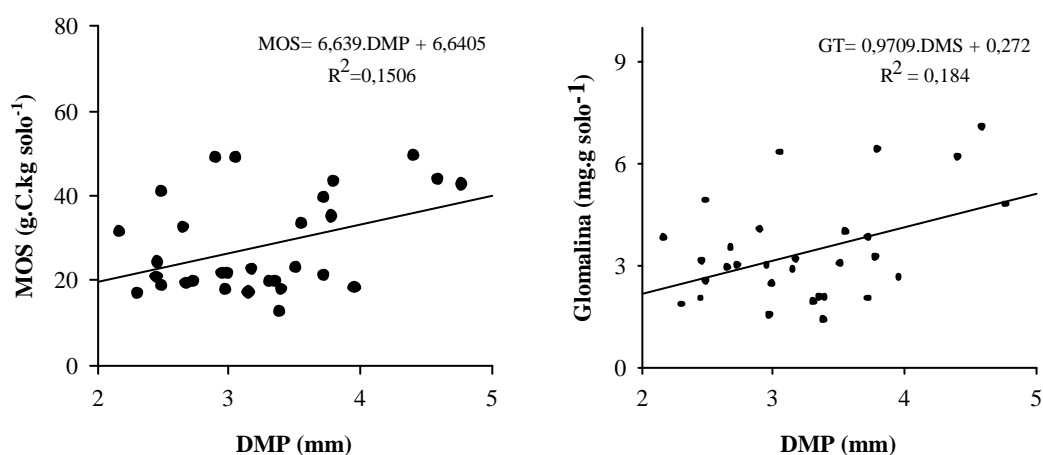


Figura 16. Correlação Linear entre DMP e MOS, e entre DMP e Glomalina.

Outros processos podem estar interferindo na formação e na estabilidade dos agregados, como propriedades química e física do solo (Chaney e Swift, 1986; Degens, 1997; Chenu et al., 2000). Para Rillig et al. (2007), a contribuição das propriedades químicas esta mais correlacionada com a formação dos microagregados do que os macroagregados, mas os

mecanismos exatos para formação e a estabilidade dos agregados não são bem compreendidos.

Fungos Micorrízicos como Indicador de Qualidade do Solo

Considerando a multiplicidade de papéis que os FMAs desempenham nos sistemas planta-solo, proporcionando uma melhora nas propriedades química, física e biológica do solo, a associação micorrízica arbuscular tem sido vista como multifuncional nos ecossistemas (Newsham et al., 1995) e um importante indicador para acessar a qualidade do solo, pois é extremamente afetada pela mudança no uso do solo (Moreira e Siqueira, 2006).

A utilização da correlação da análise de Pearson entre os atributos estudados, podem evidenciar os melhores indicadores para demonstrar a influência da mudança no uso do solo, pois correlacionam com todos os atributos em si. Podemos observar que a glomalina e o carbono foram o que mais se correlacionaram com as propriedades do solo. A correlação da glomalina com carbono foi alta, apresentando o valor de R^2 de 0,739. Este resultado demonstra que ambos os atributos podem ser utilizados como indicadores de qualidade para solos tropicais.

Para Rillig et al. (1999, 2003) a utilização da glomalina pode ser útil como indicador de qualidade do solo, por ser sensível na mudança no uso do solo e poderia até mesmo ser utilizado com seqüestro de carbono para solo, devido a sua grande contribuição. O uso da glomalina como bioindicador da atividade dos FMAs é vantajoso porque ela é produzida especificamente por fungos micorrizicos arbusculares (Wright et al., 1996) e é de fácil quantificação (Wright e Upadhyaya, 1999; Wright et al., 1999).

Soderstrom (2002) devido à elevada concentração de dióxido de carbono e as conseqüências em relação às alterações climáticas globais, constitui a base para a argumentação de que uma melhor compreensão das atividades micorrízicas no que diz respeito ao controle de fluxo de carbono e fluxo de nutrientes para plantas é essencial. (confuso)

Tabela 9. Coeficientes de correlação linear de Pearson (r) entre os atributos estudados.

Variavel	P	Al	CaMg	K	Hal	SB	CTC	V	GT	PH	BMSN	CmimN	BMSC	RBS	qCO2	CmimC	MOS	Ctotal	N	FLL	H	C	I	M	A	Desp
P	1,00																									
AL	0,23	1,00																								
CaMg	0,49	0,26	1,00																							
K	-0,09	-0,13	-0,14	1,00																						
NA	0,24	0,98	0,30	-0,06																						
HAL	0,01	-0,12	0,00	-0,34	1,00																					
SB	0,47	0,25	1,00	-0,13	-0,01	1,00																				
CTC	0,47	0,22	0,99	-0,19	0,16	0,99	1,00																			
V	0,46	0,29	0,92	-0,05	-0,25	0,93	0,87	1,00																		
GT	0,55	0,68	0,50	0,15	-0,17	0,49	0,45	0,46	1,00																	
PH	0,00	0,36	-0,25	0,41	-0,56	-0,26	-0,35	-0,21	0,49	1,00																
BMSN	0,25	0,01	0,19	0,11	-0,31	0,19	0,13	0,34	0,25	0,02	1,00															
CmimN	-0,31	-0,36	-0,19	0,16	-0,32	-0,18	-0,23	-0,01	-0,28	-0,14	0,50	1,00														
BMSC	0,04	-0,30	0,12	0,04	-0,01	0,12	0,12	0,00	0,02	0,07	0,06	0,09	1,00													
RBS	0,39	0,24	0,30	0,05	0,08	0,28	0,29	0,21	0,54	0,32	0,15	-0,18	0,10	1,00												
qCO2	0,14	0,43	0,04	0,04	0,00	0,04	0,04	0,11	0,33	0,21	0,10	-0,17	-0,78	0,50	1,00											
CmimC	-0,46	-0,45	-0,58	0,41	-0,14	-0,58	-0,60	-0,65	-0,30	0,37	-0,22	0,20	0,56	-0,25	-0,56	1,00										
MOS	0,62	0,44	0,82	-0,38	0,13	0,81	0,82	0,75	0,46	-0,25	0,15	-0,34	-0,02	0,40	0,19	-0,76	1,00									
Ctotal	0,65	0,47	0,64	-0,15	-0,13	0,62	0,59	0,60	0,74	0,23	0,27	-0,34	0,13	0,59	0,23	-0,43	0,65	1,00								
N	0,61	0,30	0,49	-0,14	0,08	0,47	0,48	0,37	0,52	0,18	0,04	-0,75	-0,02	0,38	0,23	-0,39	0,54	0,70	1,00							
FLL	0,46	-0,04	0,57	-0,04	0,20	0,57	0,60	0,41	0,34	-0,13	0,02	-0,30	0,06	0,45	0,22	-0,30	0,43	0,41	0,44	1,00						
H	-0,04	0,04	-0,40	-0,28	0,56	-0,42	-0,32	-0,53	-0,05	0,02	-0,16	-0,19	0,01	0,23	0,09	0,13	-0,11	-0,13	0,06	-0,16	1,00					
C	0,02	-0,03	0,45	0,28	-0,53	0,48	0,38	0,58	0,06	-0,05	0,14	0,20	-0,02	-0,18	-0,05	-0,16	0,13	0,12	-0,07	0,17	-0,97	1,00				
I	-0,02	0,03	-0,45	-0,18	0,44	-0,46	-0,38	-0,55	-0,10	0,03	-0,09	-0,11	0,06	-0,02	-0,07	0,24	-0,15	-0,18	-0,02	-0,18	0,76	-0,87	1,00			
M	-0,39	-0,11	-0,15	0,36	-0,51	-0,13	-0,22	0,00	0,04	0,40	-0,01	0,26	-0,12	-0,14	0,10	0,28	-0,48	-0,04	-0,20	-0,10	-0,39	0,36	-0,35	1,00		
A	-0,42	-0,31	-0,24	0,38	-0,47	-0,22	-0,30	-0,14	-0,09	0,39	-0,17	0,24	-0,05	-0,15	-0,01	0,39	-0,55	-0,22	-0,22	-0,14	-0,29	0,28	-0,30	0,89	1,00	
Desp	0,21	0,16	0,23	-0,04	-0,15	0,23	0,20	0,23	0,42	0,26	0,12	-0,13	-0,18	0,36	0,36	-0,25	0,11	0,37	0,34	0,30	0,10	0,00	-0,29	0,16	0,18	1,00

Valores em negrito são significativos no nível de 5%.

4.5 Influência das Propriedades do Solo na Amazônia Sul Ocidental

Para analisar se existe alguma influência na mudança no uso do solo necessita da utilização de recursos que permitam uma análise simultânea das múltiplas quantificações de atributos que estão sendo avaliados, o que é possibilitado por técnicas de estatística multivariada (Hair et al., 1987). E para avaliar essa mudança no uso do solo e a sua qualidade, é preciso de atributos de natureza variada, incluindo amostras geralmente agrupadas por diferentes locais e descritas por diversos atributos do solo.

A multivariada é uma técnica estatística que pode ser utilizada para redução do número de variáveis e para fornecer uma visão estatisticamente privilegiada do conjunto de dados, tornando uma ferramenta adequada para identificar as variáveis mais importantes no espaço das componentes principais. Em particular a análise de componentes principais (ACP) foi realizada para diferentes grupos de variáveis e baseada na matriz de correlação dessas variáveis.

Segundo Gomes et al. (2004), na ACP, cada sítio tem um valor para cada componente. Esses componentes podem ser vistos como “supervariáveis”, construídas pela combinação da correlação entre as variáveis e são extraídos em ordem decrescente de importância em termos de sua contribuição para a variação total dos dados. Autovetor é o valor que representa o peso de cada variável em cada componente (eixos) e funciona como coeficientes de correlação. As variáveis com elevado autovetor no primeiro eixo tendem a ter autovetor inferior no segundo eixo. Autovalor é o valor que representa a contribuição relativa de cada componente para explicar a variação total dos dados.

A ACP indicou que os dois primeiros componentes principais foram responsáveis por cerca de 67% da variância total dos dados, sendo que 42,2% da variância foi relacionada ao primeiro componente principal (Y1) que está na horizontal e 24,9% ao segundo (Y2), na vertical (Figura 17). A ACP é um método de ordenação dos dados, e como tal, hierarquiza a importância de fatores no aparecimento dos padrões observados. A distribuição das variáveis nitrogênio total (Ntotal), Carbono total (Ctotal), a soma do cálcio e magnésio (CaMg), potássio (K1), fósforo (P), fração leve livre (FLL), capacidade de troca catiônica (CTC), carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo (BMS C e BMS N), respiração basal do solo (RBS), quociente metabólico (QCO₂), quociente microbiano de carbono e nitrogênio (Cmim C e Cmim N), glomalina (GT), taxa de colonização (M), quantidade de arbusculos (A), densidade de glomerosporos (desp), índice de Shannon (H'), de Simpson (C) e de Pielou (I), estão sendo demonstrado por setas e as diferentes coberturas vegetais e épocas amostradas feito por pontos. Quando o comprimento da seta é proporcional à correlação da característica com os eixos e a sua importância na explicação da variância projetada em cada eixo da análise.

Na Figura 17, pode-se observar referente ao componente Y1, que a área de pastagem separou-se das áreas de floresta na época seca e da capoeira nos dois períodos (seca e chuvosa). A floresta, no período chuvoso, ficou situada numa posição intermediária. Verifica-se também que o componente Y1 tem forte influência negativa das variáveis CaMg, CTC, FLL, BMS N, QCO₂, RBS, Carbono total, Ntotal, Fósforo, Densidade de esporos e os índices de Shannon e de Pielou dos demais atributos. Este resultado indica que há um maior número de atributos associados à área de floresta e capoeira, com doze atributos, que na área de pastagem que apresentou apenas sete atributos.

Podemos dizer que a quantidade de BMS C, Cmim C, Cmim N, M, A, K e pH encontram-se baixo da média geral para as áreas de floresta e capoeiras, e acima da média, positivamente, com a área de pastagem. O contrário ocorre com os teores de Ctotal, Ntotal, GT, CTC e os demais atributos, apresentando quantidades superiores a média geral para as áreas de floresta e capoeira. Esse comportamento era esperado, pois na área de pastagem não

se tem à constante deposição de serrapilheira, como ocorre nas áreas sob floresta e capoeira e os atributos que podemos utilizar para provar isso, são o FLL, Ntotal e carbono total que estão do mesmo lado do que da floresta e capoeira. Na pastagem ocorre uma incorporação de material orgânico ao solo, acelerando o processo de decomposição, não ocorrendo assim um acúmulo de matéria orgânica. Observa-se que a variável Cmim C e Cmim N, estão se correlacionando com a pastagem nos dois períodos amostrados, e de acordo com Anderson & Domsch (1989), um maior Cmim C representa maior ciclagem de nutrientes e, portanto, menor acúmulo de carbono.

A área de pastagem apresentou baixos teores de Ntotal e BMS N e altos valores de Cmim N, isso demonstra que, provavelmente a BMS está atuando como um importante reservatório de N através da incorporação deste nutriente em tecido vivo microbiano. A biomassa microbiana pode atuar, primeiramente, como agente de decomposição dos resíduos adicionados ao solo onde concorre com as plantas pelos nutrientes, podendo, inclusive, causar imobilização temporária, principalmente de nitrogênio. Em outra etapa, funciona como um compartimento que libera rapidamente os nutrientes às plantas no processo de mineralização dos resíduos e morte dos organismos (Silva et al., 2006). Ao longo do tempo, o aumento de carbono orgânico é importante para a sustentabilidade do sistema por causa da influência da matéria orgânica nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Sparling, 1997).

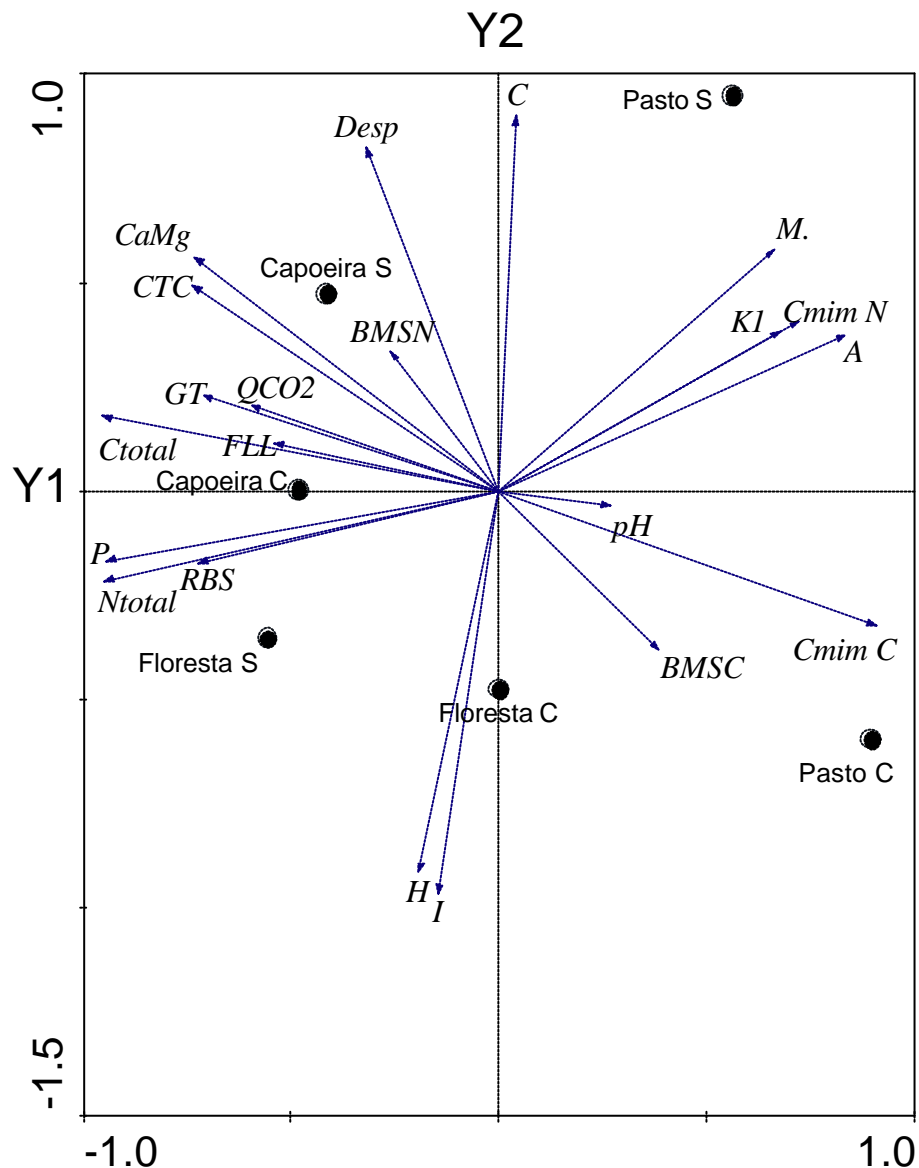


Figura 17. Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis químicas, físicas e biológicas do solo (setas azuis), e áreas sob diferentes tipos de coberturas vegetais e épocas de coleta * (pontos pretos).

* Época seca (S) e chuvosa (C).

O comportamento dos atributos de fungos micorrizicos no primeiro eixo correlacionou com a área da floresta e capoeira, com exceção dos atributos taxa de colonização e a quantidade de arbusculos, que se correlacionou com a pastagem, e nota-se que os atributos de fósforos e nitrogênio ficaram do lado contrário a da taxa de colonização. Podemos dizer com esses dados, provavelmente que, a maior taxa de colonização nas raízes da pastagem ocorreu devido a menor quantidade de fósforo e nitrogênio no solo. Inúmeros fatores são conhecidos que afetam os FMAs, entre eles estão interações tróficas, heterogeneidade espacial e temporal, perturbação, eutrofização, elevado conteúdo dos nutrientes do solo, principalmente P (Smith & Read 1997; Torsvik et al. 2000). Pois a simbiose é um processo regulado, sendo que em condições de adequado suprimento. Esse mecanismo de controle do fungo nas raízes é ainda pouco entendido, mas sabe-se que tem forte relação com o teor de P no solo (Siqueira &

Moreira, 2002). A glomalina se correlacionou com o atributo Ctotal com a cobertura vegetal sob capoeira, principalmente, e com a floresta.

Através destes dados, pode-se perceber que ao avaliar o impacto de sistemas de manejo do solo sobre a comunidade micorrízica, há necessidade de tomar atributos relacionados à atividade destes fungos. Apesar de saber-se que as práticas de cultivo refletem-se na diversidade das espécies de FMAs, este atributo nem sempre pode refletir sensivelmente as alterações da qualidade do solo.

Pelo segundo eixo, referente ao componente Y2, não foi possível distinguir as áreas de floresta e pastagem no período chuvoso, pois apresentaram similaridade entre si, e os componentes que juntou essas coberturas foram os atributos Ntotal, P, RBS, BMS C, Cmim C, índices de Shannon e de Pielou. Entretanto nesse eixo a pastagem no período seco separou da pastagem chuvosa, indicando que no segundo eixo a cobertura vegetal não está sendo influenciada. Isto sugere que a cobertura vegetal, no segundo eixo, não está sendo influenciada e sim o efeito sazonal, e que as conversões das áreas não foram suficientes para alterar algumas propriedades do solo em relação à cobertura original.

A CTC, GT, FLL e o carbono do solo correlacionaram-se positivamente, nos dois eixos, com a maioria das variáveis. Isso demonstra a importância do manejo e cobertura vegetal sobre a CTC do solo e na manutenção dos teores de Carbono. Neste sentido, as variáveis consideradas de maior importância para discriminar os diferentes tipos de uso foram o carbono, CTC, fósforo disponível, RBS, N total, GT, FLL, BMS C, M e A.

Marinari et al. (2006) mostraram que os resultados de ACP, explicaram 73 % da variância total dos dados, sendo o quociente metabólico e a relação C/N as variáveis que diferenciaram a maior parte dos solos estudados. Além disso, os dados mostraram que as amostras foram divididas em dois grupos, sugerindo que as duas diferentes estratégias de manejo tiveram forte efeito sobre as propriedades do solo.

Mendonça-Santos et al. (2008) sugerem que a remoção da cobertura vegetal resulta em substituição das espécies primárias da floresta eficientes na ciclagem de nutrientes, por culturas ou espécies pioneiras e secundárias bem menos eficientes. E os mecanismos dessa ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais são através da queda de resíduos senescentes da parte aérea das plantas, que formam a serrapilheira na superfície do solo e sua gradativa decomposição, retornando ao solo os nutrientes (Correia e Andrade, 2008).

Mudanças na cobertura vegetal podem afetar as funções do solo e, conseqüentemente, a sustentabilidade dos ecossistemas. Dessa forma, avaliar o impacto de mudanças no ambiente do solo sobre as suas propriedades torna-se importante não só para o seu manejo, mas também para o delineamento e prática que favoreçam a funcionalidade dos agroecossistemas e a produtividade agrícola sustentável. Associada a este tipo de análise está a busca de atributos biológicos que possibilitam essa discriminação, atuando como indicadores associados a tratamentos específicos. A análise multivariada (análise canônica) já foi utilizada por Pires da Silva et al. (2001) para identificar atributos químicos discriminantes em dois tipos diferentes de solo, facilitando a escolha de indicadores de sua qualidade.

5 CONCLUSÕES

- I. Mudanças na cobertura vegetal podem afetar as funções do solo e, apesar de nem todos os atributos sofrerem variações com as mudanças no uso do solo, sendo, portanto de pouca utilidade no monitoramento da qualidade do solo.
- II. A utilização de apenas um indicador de qualidade do solo, não reflete as alterações na qualidade do solo, sendo necessária a utilização de mais de um atributo do solo.
- III. Os fungos micorrízicos arbusculares demonstram ser bons indicadores de qualidade do solo, pois são extremamente afetadas pela mudança no uso do solo. Além de se correlacionar positivamente com os outros atributos que são tradicionalmente utilizados como indicadores de qualidade do solo.
- IV. A utilização da ferramenta de análises de multivariada é eficiente para analisar a influência da mudança no uso do solo. Ela indica que a maioria dos atributos estudados está associada à área de floresta e capoeira. Neste sentido, as variáveis consideradas de maior importância para discriminar os diferentes tipos de uso são o carbono total, CTC, nitrogênio total, glomalina, fração leve livre, que se relacionam diretamente com a floresta e capoeira.

6 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

- Acre. 2000. Zoneamento ecológico-econômico do Acre (Zee). Ministério do Meio Ambiente e Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil.
- ACRE. Secretaria de Estado de Planejamento. Programa estadual de Zoneamento ecológico-econômico do Acre. Rio Branco, 78p, 1993.
- AGNELLI, A.; UGOLINI, F. C.; CORTI, G.; PIETRAMELLARA, G. Microbial biomass C and basal respiration of fine earth and highly altered rock fragments of two Forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*, Elmsford, v. 33, p. 613-620, 2001.
- Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 35, p. 1177-1182, 2000.
- Allen, M. F., Sexton, J. C., Moore, T. S and Christensen, M. (1981). Influence of phosphate source on vesicular arbuscular mycorrhizae of *Bouteloua gracilis*. *New Phytologist* 87: 687.
- Allen, M.F. 1991. The ecology of mycorrhizae. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- ALMEIDA, H. F. Mineralogia, geoquímica, fertilidade e origem dos sedimentos de praia (barra em pontal) das bacias dos rios Purus e Juruá no Estado do Acre. Belém. Universidade Federal do Pará, 2005. 88p. (Dissertação de mestrado).
- ALVAREZ VENEGAS, V.H.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; CANTARUTTI, R.B.; LOPES, A.S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ VENEGAS, V.H. (Ed.). Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais, 5.^a Aproximação. Viçosa: CFSEMG, 1999. p.25-32.
- ALVES, B.J.R.; SANTOS, J.F.C.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Métodos de determinação de nitrogênio em solo e planta. In: HUNGRIA, M; ARAÚJO, R.S., (Ed). Manual de métodos empregados em estudo de microbiologia agrícola. Brasília:
- AMARAL, E. F. Recomendações para implantação de sistemas agroflorestais em Plintossolos no Estado do Acre. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000 (Instrução Técnica, 29).
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, v.10, n.3, p.215-221, 1978.
- AQUINO, A. M. de; ALMEIDA, D. L. de; GUERRA, J. G. M.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana, colóides orgânicos e N inorgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, DF, v. 40, n. 1, p. 1087-1093, 2005.
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. *Bioscience Journal (UFU)*, v. 23, p. 66-75, 2007.
- ARAÚJO, E. A.; LANI, J. L.; AMARAL, E. F. & GUERRA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de ARGISSOLO AMARELO distrófico na Amazônia Ocidental. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:307-315, 2004.
- ARAÚJO; E.A. de; AMARAL, E.F.; WADT, P.G.; LANI, J.L. Aspectos Gerais dos Solos do Acre com Ênfase ao Manejo Sustentável. In: Wadt, Paulo Guilherme Salvador. Manejo do

Solo e Recomendação de Adubação para o Estado do Acre . Rio Branco: Embrapa Acre, 2005, p.27-62.

Armelle Gollotte · Diederik van Tuinen · David Atkinson, Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi colonising roots of the grass species *Agrostis capillaris* and *Lolium perenne* in a field experiment. *Mycorrhiza*. v 14, p 111–117, 2004.

Aune, J.B., Lal, R., 1997. The tropical soil productivity calculator Ð a model for assessing effects of soil management on productivity. In: Lal, R., Stewart, B.A. (Eds.), *Soil Management Ð Experimental Basis for Sustainability and Environmental Quality*. Adv. Soil Sci., Lewis Publishers, London, UK, pp. 499 - 520.

Azcón R, Gomez M, Tobar R Effects of nitrogen source on growth, nutrition, photosynthetic rate and nitrogen metabolism of mycorrhizal and phosphorus-fertilized plants of *Lactuca sativa* L. *New Phytol* 121:227–234. (1992)

AZCÓN-AGUILAR, C.; BAREA, J. M., Applying mycorrhiza biotechnology to horticultura: significance and potentials. *Scientia Horticulturae*, v. 68, n.1, p. 1-24. 1997.

BAGO, B; PFEFFER, P.E. & SHACHAR-HILL, Y. Carbon metabolism and transport in arbuscular mycorrhizas. *Plant Physiology* 124, 949-958. 2000

Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Org. Geochem.* 31, 697–710.

BALESDENT, J.; PÉTRAUD, J. P.; FELLER, C. Effets des ultrasons sur la distribution granulométrique des matières organiques des sols. *Science Du Sol, Plaisir*, v. 29, p. 95-106, 1991.

BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.22, p.641-650, 1998.

BARTHÈS, B. G.; KOUAKOUA, E.; LARRÉ-LARROUY, M. C.; RAZAFIMBELO, T. M.; LUCA, E. F.; AZONTONDE, A.; NEVES, C.S.V.J.; FREITAS, P. L.; FELLER, C. L. Texture and sesquioxide effects on water-stable aggregates and organic matter in some tropical soils. *Geoderma*, 143:14–25, 2008.

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H. & GARDNER, W. R. *Física de suelos*. ed. México: Hispano Americano, 1972. 529 p.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). *Matéria orgânica do solo: fundamentos e caracterização*. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.9-26.

Benites, V.M.; Sá, E.; Schaefer, C.E.; Novotny, E.H.; Reis, E.; Ker, J.K. 2005. Properties of black soil humic acids from high altitude rock complexes in Brazil. *Geoderma*, 127: 104-113.

BERBARA, R. L. L., DE SOUZA, F. A., FONSECA, H. M. A. C. Fungos Micorrízicos arbusculares: Muito além da nutrição. In M. S. Fernandes [ed.], *Nutrição Mineral de Plantas*, pp. 53-88. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG, Brasil. 2006.

BERBARA, R. L. L.; SOUZA, F. A. ; FONSECA, H. M. A. . Fungos micorrízicos arbusculares: muito além da nutrição. In: Manlio Silvestre Fernandes. (Org.). *Nutrição Mineral de Plantas*. 1 ed. Viçosa: SBCS, 2006, v. VIII, p. 53-88.

BERTOL, I. Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem de capim-elefante-anão cv. Mott. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.35, n.5, p.1047-1054, 2000.

Bever, J. D. Negative feedback within a mutualism: Host-specific growth of mycorrhizal fungi reduces plant benefit. *Proceedings of the Royal Society of London*. 269: 2595-2601, 2002.

- Bever, J.D., Morton, J.B., Antonovics, J., Schultz, P.A. Hostdependent sporulation and species diversity of arbuscular mycorrhizal in a mown grassland. *Journal of ecology*, p 84, p 71-82, 1996.
- Black KG, Mitchell DT, Osborne BA. Effect of mycorrhizal enhanced leaf phosphate status on carbon partitioning, translocation and photosynthesis in cucumber. *Plant, Cell & Environment* 23: 797– 809. 2000.
- Blair JM, Seastedt TR, Rice CW, Ramundo, R.A. Terrestrial nutrient cycling in tallgrass prairie. In: Knapp AK, Briggs JM, Hartnett DC, Collins SL (eds) *Grassland dynamics: long-term ecological research in tallgrass prairie*. Oxford University Press, New York, pp 222–241, 1998.
- BOMBERG, M.; JURGENS, G.; SAANO, A.; SEM, R. & TIMONEN, S. Nested PCR detection of archaea in defined compartments of pine mycorrhizospheres developed in boreal forest humus microcosms. *Fems Microbiol. Ecol.*, 43:163-171, 2003.
- Borowicz, V. A. Do arbuscular mycorrhizal fungi alter plant–pathogen relations? *Ecology* 82, 3057–3068, 2001.
- BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72: 248-254, 1976.
- BRADY, N.C. *Natureza e Propriedade dos Solos*. 7.ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos. 1989.
- BRASIL Cenário para Amazonia Legal. Bases para discussão. Ministério do Meio Ambiente – SDS, Brasília. CD ROM. 2002a.
- BRASIL Cenário para Amazonia Legal. Sistematização de dados. Ministério do Meio Ambiente – SDS, Brasília. CD ROM. 2002b.
- BREMNER, J.M. & MULVANEY, C.S. Nitrogen total. In: PAGE, A.L. (ed.) *Methods of soil analysis*. Part 2. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p.595-624.
- BRONICK, C.J.& LAL, R. Soil structure and manegment: a review. *Geoderma*, 124:3-22, 2005.
- Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G. & Jenkinson, D.S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 17, 837–842, 1985.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; VON ENDE, C. N. *Field and laboratory methods for general ecology*. 3.ed. Dubuque: Wm C. Brown Publishers, 1990.
- BROWN, M.S. & BETHLENFALVAY, G.J. Glycine-Glomus-Rhizobium symbiosis. VI. Photosynthesis in nodulated, mycorrhizal, or N- and P-fertilized soybean plants. *Plant Physiol.*, 85:120-123, 1987.
- Bruns, T.D., 1995. Thoughts on the processes that maintain local species diversity of ectomycorrhizal fungi. *Plant Soil* 170, 63–73.
- Burger, J.A., Johnson, J.E., Andrews, J.A., Torbert, J.L., 1994. Measuring mine soil productivity for forests. In: *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference on Reclamation and Revegetation*, Vol. 3. USDOI Bureau of Mines, Special Publication SP 06C-94, pp. 48±56.
- CAMBARDELLA, C. A. & ELLIOTT, E. T. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*, Amsterdam, v. 56, p. 449-457, 1993.
- CAMBARDELLA, C. A. Experimental verification of simulated soil organic 68 Fracionamento Físico do Solo em Estudos da Matéria Orgânica matter pools. In: LAL, R.,

- KIMBLE, J. M., FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). Soil processes and the carbon cycle. Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 519-526.
- CARNEIRO, H.R. Relatório do Período de Janeiro do ano de 1928 a outubro do ano 1929. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional, 1930. 286 p.
- CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.14, n.1, p.99-105, 1990.
- CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A.L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistema de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.22, n.3, p.527-38, 1998.
- CERRI, C.C., BERNOUX, M., VOLKOFF, B., MORAES, J.L. Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia – A Amazônia e o desenvolvimento sustentado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25, 1995, Viçosa. Anais... viçosa: SBCS/UFV, 1995. p.34.
- CHAVES, L. H. G.; TITO, G. A.; CHAVES, I. B.; LUNA, J. G.; SILVA, P. C. M. Propriedades químicas do solo aluvial da ilha de Assunção – Cabrobó (Pernambuco). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.28, p.431-437, 2004.
- CHRISTENSEN, B.T. Organic matter in soil: structure, function and turnover. Tjele: Plant Production, 2000.
- Christensen, B.T., 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle-size and density separates. Advances in Soil Science 20, 1±90.
- CHRISTENSEN, R. Analysis of variance, design and regression. London: Chapman & Hall, 587 p. 1996.
- CIMA – Comissão Interministerial para a preparação da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. O desafio do desenvolvimento sustentável. Brasília, Presidência da República, p.321. 1991.
- CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J. & SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, 29:777-788, 2005.
- CORAZZA, E.J.; SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, 23: 425-432, 1999.
- CORSINI, P.C.; FERRAUDO, A.S. Efeitos de sistemas de cultivo na densidade e macroporosidade do solo e no desenvolvimento radicular do milho em Latossolo Roxo.
- Coutinho, H.L.C.; Oliveira, V.M.; Lovato, A.; Maia, A.H.N. & Manfio, G.P. (1999). Evaluation of the diversity of rhizobia in Brazilian agricultural soils cultivated with soybeans. Applied Soil Ecology 13(2): 159-167.
- CRUZ, A.C.R.; PAULETO, E.A.; FLORES, C.A.; SILVA, J.B. Atributos físicos e carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 27:1105-1112, 2003.
- D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O.; CARNEIRO, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 26, p. 913-923, 2002.

- DALY, D.C. & PRANCE, G.T. Brazilian Amazon. In: FLORISTIC INVENTORY OF TROPICAL COUNTRIES. D.G. Campbell, H. D. Hammond (eds) New York Botanical Garden, New York, 1989.
- D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O. & CARNEIRO, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.26, p.913-923, 2002.
- DANIEL, O.; COUTO, L.; SILVA, E.; JUCKSCH, I.; GARCIA, R. & PASSOS, C.A.M. Sustentabilidade em sistemas agroflorestais: Indicadores biofísicos. *R. Árvore*, 23:381-392, 1999.
- DANIELS, B. A.; SKIPPER, H. D. Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soil. In: SCHENCK, N.C., (Ed.). *Methods and principles of mycorrhizal research*. St. Louis: American Phytopathological Society, 1982. p.29-35
- DAY, P. R. Particle fractionation and particle size analysis. In: BLACK, C. A. Ed., *methods soil analysis*. Madryson, American Society of Agronomy, n.1 p. 545-66. 1965.
- DE-POLLI, H. & GUERRA, J. G. M. Biomassa microbiana: perspectiva para o uso e manejo do solo. In: Alvarez, V. H.; Fontes, L. E. F. & Fontes, M. P. F. (Ed.) *O Solo nos Grandes Domínios Morfoclimáticos do Brasil e o Desenvolvimento Sustentado*. Viçosa: SBCS, p. 551-564. 1996.
- DE-POLLI, H. & GUERRA, J.G.M. C, N e P na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. (eds). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre, Genesis, 1999. p.389-411.
- DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: método de fumigação-extração. Seropédica: Embrapa-CNPAB, 1997. 10 p. (Embrapa-CNPAB. Documentos, 37).
- DESJARDINS, T.; BARROS, E.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. v. 103. p. 365-373. 2004
- DIAS, L. E.; GRIFFITH, J. J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed.). *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa / Departamento de Solos / Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.1-7.
- DIEZ, J.A.; POLO, A.; CERRI, C.C.; ANDREUX, F. Efectos comparativos de cultivos intensivos sobre nutrientes en oxisoles desforestados. *Turrialba*, v.41, p.150-159, 1991.
- DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE CARBONO EM SOLO SOB FLORESTA PRIMÁRIA NA AMAZÔNIA MERIDIONAL¹ João Paulo Novaes Filho², Evandro Carlos Selva², Eduardo Guimarães Couto², Johannes Lehmann³, Mark S. Johnson³ e Susan J. Riha³ *R. Árvore*, Viçosa-MG, v.31, n.1, p.83-92, 2007
- DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BZEDICEK, D.F. & STEWART, B.A., eds. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison, Soil Science Society of America, p.3-21. 1994. (Special Publication, 35).
- DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, Cambridge, v.15, p.3-11, 2000.
- DORIOZ J.M., ROBERT M. and CHENU C., The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma* 56, pp. 179-194. 1993.

- DOUDS, D.D., MILLNER, P.D. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in acroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 77-93, 1999.
- DUFRANC, G. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, n.3, p.505- 517, 2004.
- ELLIOTT, E. T.; CAMBARDELLA, C. A. Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdam, v. 34, p. 407-419, 1991.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (EMBRAPA/CNPS. Documentos, 1).
- EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos, Centro Nacional de Pesquisa Agropecuária de Solos, Rio de Janeiro, 2006. 412p.
- FEIGL, B.J. Dinâmica da matéria orgânica do solo na sucessão floresta/pastagem na Amazônia (Rondônia). 1994. 68p. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- FEIGL, B.J., BERNOUX, M., CERRI, C.C., PICCOLO, M.C. O efeito da sucessão floresta/pastagem sobre o estoque de carbono e o fluxo de gases em solos da Amazônia. In: LIMA, M.A., CABRAL, O.M.R., MIGUEZ, J.D.G. Mudanças climáticas globais e a Agropecuária Brasileira. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2001. p. 257-271.
- FEIGL, B.J.; SPARLING, G.P.; ROSS, D.J.; CERRI, C.C. Soil microbial biomass in Amazonian soils: evaluation of methods and estimates of pool sizes. *Soil Biology and Biochemistry*, v.27, 1467- 1472, 1995.
- Feller, C., Albrecht, A., Tessier, D., 1996. Aggregation and organic matter storage in kaolinitic and smectitic tropical soils. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Eds.), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils. Advances in Soil Science*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 309–359.
- Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69–116.
- FELLER, C.; BALESSENT, J.; NICOLARDOT, B.; CERRI, C. Approaching "functional" soil organic matter pools through particle-size fractionation. Examples for tropical soils. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETR, R. F.; STEWART, B. (Ed.). *Assessment methods for soil carbon pools*. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 102-132. (Advances in Soil Science).
- FILIZOLA, H. F.; SOUZA, M. D. de; GOMES, M. A. F.; BOEIRA, R. C. Aspectos físicos de um solo tratado com lodo de esgoto: Estabilidade de agregados e argila dispersa em água. In: Wagner Bettiol; Otávio Antonio de Camargo. (Org.). *Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura*. 1a ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006, v., p. 137-148.
- Fitter AH (1991) Costs and benefits of mycorrhizas: implications for functioning under natural conditions. *Experientia*, 47, 350– 355.
- Fitter AH, Moyersoen B. 1996. Evolutionary trends in root–microbe symbioses. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 351: 1367–1375.
- Ford, D.E., 1983. What do we need to know about forest productivity and how can we measure it? In: Ballard, R., Gessel, S.P. (Eds.), *IUFRO Symposium on Forest Site and Continuous Productivity*. USDA Forest Service, General Technical Report, PNW-163, pp. 2±12.
- FRANCHINI, J.C.; CRISPINO, C.C.; SOUZA, R.A.; TORRES, E. & HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various tillage and crop-rotation systems in southern Brazil. *Soil Tillage Research.*, 92:18-29, 2007.

- FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; GUIMARÃES, C.M.; SILVA, C.A.; FADIGAS, F.S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição das frações orgânicas de latossolo do cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, 26, 425-434, 2002.
- Gadkar, V., Rillig, M.C., 2006. The arbuscular mycorrhizal fungal protein glomalin is a putative homolog of heat shock protein 60. *FEMS Microbiology Letters* 263, 93–101.
- Gama-Rodrigues, E. F. da; Barros, N. F. de; Gama-Rodrigues, A. C. da & Santos, G. A. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 29 p. 893-901, 2005.
- GAMA-RODRIGUES, E.F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). *Fundamentos da matéria orgânica: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 227-244.
- GAMA-RODRIGUES, E.F. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo e da serapilheira de povoamentos de eucalipto. *Seropédica*, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1997. 108p. (Tese de Doutorado)
- GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. & BARROS, N.F. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:361-365, 1997.
- Gardes, M.; Bruns, T.D. 1996. Community structure of ectomycorrhizal fungi in a *Pinus muricata* forest: Above- and below-ground views. *Canadian Journal of Botany* 74(10): 1572-1583.
- Genney, D.R., Anderson, I.C., Alexander, I.J., 2006. Fine-scale distribution of pine ectomycorrhizas and their extramatrical mycelium. *New Phytologist* 170, 381–390.
- Gerdemann J.W., Trappe J.M. (1974). The Endogonaceae in the Pacific Northwest. *Mycologia Memoir*. 5: 1-76.
- GERDEMANN, J.W.; NICHOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society*, 46: 235-244, 1963.
- GINGRAS, M.K.; RÄSÄNEN, M.E.; PEMBERTON, S.G. ; ROMERO, L.P. Ichnology and sedimentology reveal depositional characteristics of baymargin parasequences in the Miocene Amazonian foreland basin. *Journal of Sedimentary Research*, v. 72, p. 871–883. 2002.
- GLOVER, J.D.; REGANOLD, J.P. & ANDREWS, P.K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 80:29-45, 2000.
- GOLCHIN, A.; BALDOCK, J. A.; OADES, J. M. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). *Soil processes and the carbon cycle*. Boca Raton: CRC Press, 1997. p. 245-266. (Advances in Soil Science).
- Goto, B. T. & Maia, L. C. (2006). Glomerospores: a new denomination for the spores of Glomeromycota, a group molecularly distinct from the Zygomycota. *Mycotaxon* 96, 129-132.
- GOTO, B. T. ; COSTA, C. M. C. ; MAIA, L. C. . Primeiro registro de *Glomus halonatum* Rose & Trappe (Glomeromycota) para o Brasil (No prelo). *Acta Botanica Brasilica*, 2009, prelo.
- GRAHAM JH, Duncan LW, Eissenstat DM. 1997. Carbohydrate allocation patterns in citrus genotypes as affected by phosphorus nutrition, mycorrhizal colonization and mycorrhizal dependency. *New Phytologist* 135: 335–343.

- GRAHAM, J.H. Assessing costs of arbuscular mycorrhizal symbiosis in agroecosystems. In: PODILA, G.P.; DOUDS, D.D. (Ed.). *Current advances in Mycorrhizae research*. Saint Paul: APS Press, 2000. p.127-140.
- GRANT; C.A.; FLATEN; D.N.; TOMASIEWICZ; D.J.; SHEPPARD; S. C. importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta. *Potafos - Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. Informações Agronômicas*, 95: 1-5. 2001.
- GREGORICH, E. G.; ELLERT, B. H. Light fraction and macroorganic matter in mineral soils. In: *Soil sampling and methods of analysis* (ed. M.R. CARTER). p. 379-408. Canadian society of soil Science, Lewis Publication, Boca Raton, 1993.
- GREGORICH, E.G.; M.R. CARTER, D.S.; ANGERS, C.M.; MONREAL, & B.H. Ellert Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 74:367–385. 1994.
- GROHMANN, F.& ARRUDA, H. V. Influência e preparo do solo sobre a estrutura da terra-roxa-legítima. *Bragantia*, Campinas, v. 20, p. 1203-1209, 1961.
- Guggenberger, G., Haider, K.M., 2002. Effect of mineral colloids on biogeochemical cycling of C, N, P, and S in soil. In: Huang, P.M., Bollag, J.M., Senesi, N. (Eds.), *Interactions Between Soil Particles and Microorganisms, Impact on the Terrestrial Ecosystem*. Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 267–322.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Gl. Change Biol.* 8, 345–360.
- Harley JL, Smith SE (1983) *Mycorrhizal symbiosis*. Academic, London.
- HARRIS, R.F.; KARLEN, D.L.; MULLA, D.J.A. A conceptual framework for assessment and management of soil quality and health. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.61-82. (SSSA, Special Publication, 49).
- HARTEMINK, A. E.; VELDKAMP, T., BAI, Z. Land Cover Change and Soil Fertility Decline in Tropical Regions. *Turk. J. Agric. For.* n. 32, p. 195-213. 2008.
- Helgason, T., Merryweather, J.W., Denison, J., Wilson, P., Young, J.P.W., Fitter, A.H., 2002. Selectivity and functional diversity in arbuscular mycorrhizas of co-occurring fungi and plants from a temperate deciduous woodland. *J. Ecol.* 90, 371–384.
- HERRERA, R.; JORDAN. C.F.; KLINGE, H.; MEDINA, E. Amazon ecosystems. Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. *Interciencia*, v.3, .n.4, p.223-32, 1978.
- HODGES, S.C., AND G. J. GASCHO. 1992. Comparison of plow layer and pegging zone soil test results in Georgia. *Proc. Am. Peanut Res. Educ. Soc.* 24:31.
- Husband, R., Herre, E.A., Young, J.P.W., 2002. Temporal variation in the arbuscular mycorrhizal communities colonising seedlings in a tropical forest. *FEMS Microbiol. Ecol.* 42, 131–136.
- Hwang SF, Chang KF, Chakravarty P (1992). Effects of vesicular arbuscular mycorrhizal fungi on the development of verticillium and Fusarium wilts of alfalfa. *Plant Dis.* 76: 239-243.
- International Culture Collection Of Arbuscular Mycorrhizal Fungi - IVAM. 2009. <http://invam.caf.wvu.edu/>. Acesso: 10/1/09.
- Islam, K.R., Weil, R.R., 2000. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. *J. Soil Water Conserv.* 55, 69–78.
- JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; ELLERT, B. H.; BREMER, E. Soil organic matter dynamics and their relationship to soil quality. In: GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R.

- (Ed.). Soil quality for crop production and ecosystem health. Amsterdam: Elsevier, p. 277-291. 1997. (Developments in Soil Science, 25).
- JASTROW, J.D.; MILLER, R.M. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: feedbacks through organomineral associations. In: LAL, R., KIMBLE, J.M., FOLLETT, R.F., STEWART, B.A. (Eds.), *Soil Processes and the Carbon Cycle*, CRC Press, Boca Raton, pp.207-223. 1997.
- JEFFRIES, P.; GIANINAZZI, S.; PEROTTO, S.; TURNAU, K.; BAREA, J.M. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biology and Fertility of Soils*, 37: 1-16, 2003.
- JENKINSON, D. S. & POWLSON, D. S. Effects of biocidal treatments on metabolism in soil: method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, v.8, n.3, p. 209-213, 1976.
- JENKINSON, D. S.; LADD, J. M. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J. N. (Eds). *Soil Biochemistry*, vol. 05. New York: Dekker, 1981. p. 415-471.
- Jobbágy EG and Jackson RB (2000b) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10, 397-398.
- Johnson D, Vandenkoornhuyse P, Leake JR, Gilbert L, Booth R, Grime J, Young JPW, Read DJ. 2003. Plant communities affect arbuscular mycorrhizal fungal diversity and community composition in grassland microcosms. *New Phytologist* 161: 503–515.
- Johnson, D., Leake, J.R., Ostle, N., Ineson, P. & Read, D.J. (2002) In situ (CO₂)-C13 pulse-labelling of upland grassland demonstrates a rapid pathway of carbon flux from arbuscular mycorrhizal mycelia to the soil. *New Phytologist* 153, 327–334.
- KAISER, E.A.; MARTENS, R.; HEINEMEYER, O. Temporal changes in soil microbial biomass carbon in an arable soil. *Plant and Soil*, v.170, p.287-295, 1995.
- KARLEN, D. L.; DITZLER, C. A.; ANDREWS, S. S. Soil quality: Why and how? *Geoderma*. 14:145-156, 2003.
- Karlen, D.L., Stott, D.E., 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Publication No. 35, SSSA, Madison, WI, pp. 53–72.
- KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SCHUMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, v.61, p.4-10, 1997.
- Kelting, D.L., Burger, J.A., Patterson, S.C., Aust, W.M., Miwa, M., Trettin, C.C., 1999. Soil quality assessment in domesticated forests Ð a southern pine example. *For. Ecol. Manage.* 122, 167±185.
- KEMPER, W.D.; CHEPIL, W.S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C.A. ed. *Methods of Soil Analysis, Part 1*. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, 1965. p. 499-510.
- KIEHL, E. J. *Manual de edafologia*. São Paulo : Editora Agronomica Ceres Ltda., 1979.p. 262.
- KINIRY, L.N., Scrivner, C.L., Keener, M.E., 1983. A soil productivity index based upon predicted water depletion and root growth. *Missouri Agric. Exp. Sta. Res. Bull.* 1051, University of Missouri Coop. Ext., Columbia, MO.

- KLIRONOMOS JN, McCune J, Hart M, Neville J (2000) The influence of arbuscular mycorrhizae on the relationship between plant diversity and productivity. *Ecol Lett* 3:137–141
- KOHNKE, H. Soil physics. New York, Mac Grow-Hill, p.118-142,1968.
- LABRADOR MORENO, J. La materia orgánica en los agrosistemas. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Mindi-Prensa 174p. 1996.
- LAMBIN, E.F., H.J. Geist, and E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment & Resources*. 28: 205-241.
- LARSON, W.E., Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World*. Vol. 2. IBSRAM Proc. 12 (2). Int. Board for Soil. Res. and Manage., Bangkok, Thailand. pp. 175±203.
- Larson, W.E., Pierce, F.J., 1994. The dynamics of soil quality as measure of sustainable management. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdick, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Special Publication No. 35, pp. 37±51.
- LATRUBESSE, E., BOCQUENTIN, J., SANTOS, J.C.R., RAMONELL, Paleoenvironmental model for the Late Cenozoic of southwestern Amazonia: paleontology and geology. *Acta Amazonica*, v. 27, p. 103–118, 1997.
- LAURANCE, W. F. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscapescale study. *Forest Ecology and Management*, v.118, p.127-138, 1999.
- LEAKE, J.R.; JOHNSON, D.; DONNELLY, D.P.; MUCKLE, G.E.; BODDY, L. & READ, D.J. Networks of power and influence: the role of mycorrhizal mycelium in controlling plant communities and agroecosystem functioning. *Can. J. Bot. Rev.*, 82:1016-1045, 2004.
- LIMA, H.N. Gênese, química, mineralogia e micromorfologia de solos da Amazônia Ocidental. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2001. 176p. (Tese de Doutorado)
- LIMA, H.N.; MELLO, J.W.V. de; SCHAEFER, C.E.G.R.; KER, J.C.; & LIMA, A.M.N. Mineralogia e química de três solos de uma toposeqüência da bacia sedimentar do alto Solimões, Amazônia Ocidental. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v. 30, p. 59-68, 2006.
- LOVELOCK, C.E.; WRIGHT, S.F.; NICHOLS, K.A.; Using glomalin as an indicator for arbuscular mycorrhizal hyphal growth: an example from a tropical rain forest soil. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 1009–1012. 2004.
- Low A J 1955 Improvements in the structural state of soils under lays. *J. Soil Sci.* 6, 179–199.
- Lugo, A.E., Brown, S., 1993. Management of tropical soils as sinks of atmospheric carbon. *Plant Soil* 149, 27–41.
- MALAVOLTA, E. Fertilidade dos solos da Amazônia. In: VIEIRA, L.S.; SANTOS, P.C.T.C. (Ed.). *Amazônia: seus solos e outros recursos naturais*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1987. p.374-416.
- Manley, J.T., Schuman, G.E., Reeder, J.D., Hart, R.H., 1995. Rangeland soil carbon and nitrogen response to grazing. *J. Soil Water Conserv.* 50 (3), 294±298.
- MARCHIORI JÚNIOR, M. Carbono, nitrogênio e biomassa microbiana e atividade enzimática num solo sob mata natural ou cultivado com pastagem ou algodoeiro. Jaboticabal : UNESP-FCAV, 1998. 70p. Dissertação de Mestrado.
- MARCHIORI JÚNIOR, M.; MELO, W. J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. *Pesquisa*

- MARTINS, P.F. da S.; CERRI, C.C.; VOLKOFF, B.; ANDREUX, F.; CHAUVEL, A. Consequences of clearing and tillage on the soil of a natural Amazonian ecosystem. *Forest Ecology and Management*, v.38, p.273-282, 1991.
- McGRATH, D. A. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazônia. *Ecosystems*, v.4, p.625-645, 2001.
- MELO, A. W. F. Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre. 2003. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2003.
- MOLLOY, L.F.; SPEIR, T.W. Studies on a climosequence of soil in tussock grasslands. 12. Constituents of the soil light fraction. *New Zealand J. Soil Sci.*, Wellington, v. 20, p. 167-177, 1977.
- MOREIRA, A.; ALMEIDA, M.P.; COSTA, D.G.; SANTOS, L.S. Acidez potencial pelo método do pH SMP no Estado do Amazonas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.39, p.89-92, 2004.
- MOREIRA, A.; GONÇALVES, R.P. Available phosphorus and potassium status of soils of Amazonas State. *Better Crops with Plant Food*, 90(1): 30-32, 2006.
- MOREIRA, A; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.39, n.11, p.1103-1110, nov. 2004.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: Editora UFLA, 729p., 2006.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: UFLA, 2002. 626p.
- MORTON J, BENTIVENGA SP, BEVER JD. 1995. Discovery, measurement, and interpretation of diversity in arbuscular endomycorrhizal fungi (Glomales, Zygomycetes). *Can J Bot* 73(Suppl. 1):S25–S32.
- MUGGLER, C.C.; GRIETHUYSEN, C. van; BUURMAN, P.; PAPE, T. Aggregation, organic matter, and iron oxide morphology in oxisols from Minas Gerais, Brazil. *Soil Science*, v.164, p.759-770, 1999.
- MUNYANZIZ, E.; KEHRI, H. K.; BAGYARAJ, D. J. Agricultural intensification, soil biodiversity and agro-ecosystem function in the tropics: the role of mycorrhiza in crops and trees. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v. 6, p. 77-85., 1997.
- MUNYANZIZ, E.; KEHRI, H. K.; BAGYARAJ, D. J. Agricultural intensification, soil biodiversity and agro-ecosystem function in the tropics: the role of mycorrhiza in crops and trees. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v. 6, p. 77-85, 1997.
- Nambiar, E.K.S., 1997. Sustained productivity of forests as a continuing challenge to soil science. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1629±1642.
- NASCIMENTO, C.& HOMMA, A. *Amazônia: meio ambiente e tecnologia agrícola*. Belém: Embrapa-CPATU, 282p. 1984.
- NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C. et al. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. *Oecologia*, v.110, p.243-252, 1997.
- NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; STEUDLER, P.A. et al. Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon basin. *Soil Biology and Biochemistry*, v.27, n.9, p.1167-1175, 1995.

- NEVES, C. M. N.; SILVA, M. L. N.; CURI, N. Estoque de carbono em sistemas agrossilvopastoril, pastagem e eucalipto sob cultivo convencional e cerrado nativo na região noroeste de Minas Gerais. *Ciência Agrotécnica.*, Lavras, v. 28, n. 5, p. 1038-1046, 2004.
- Newsham K K, Fitter A H and Watkinson A R 1995 Multifunctionality and biodiversity in arbuscular mycorrhizas. *Trends Ecol. Evol.* 10, 407–411.
- NICHOLS, K.A. & WRIGHT, S.F. 2006. Carbon and Nitrogen in Operationally-Defined Soil Organic Matter Pools. *Biology and Fertility of Soils*, 43: 215-220.
- Nichols, K.A. Indirect Contributions of AM Fungi and Soil Aggregation to Plant Growth and Protection. IN: Siddiqui, Z.A., Akhtar, M.S., Futai, K. (eds.) *Mycorrhizae: Sustainable Agriculture and Forestry*. Springer Science. p. 177-194, 2008.
- Nichols, K.A., and Wright, S.F., 2004, Contributions of soil fungi to organic matter in agricultural soils. In: *Functions and Management of Soil Organic Matter in Agroecosystems*. F. Magdoff and R. Weil (Eds.). CRC, Washington, DC, pp. 179–198.
- Nichols, K.A., and Wright, S.F., 2005, Comparison of Glomalin and Humic Acid in Eight Native U.S. Soils. *Soil Sci.* 170 : 985–997.
- NOBRE C.A. & GASH J.H.C. Desmatamento e clima: o maior estudo já feito na Amazônia. *Ciência Hoje*, v. 22, n. 128, p. 32-41, 1997.
- NOETHER, G. E. *Introdução à estatística, uma abordagem não paramétrica*. 2 ed. Guanabara dois, Rio de Janeiro, 258p., 1983.
- Nortcliff, S. Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* v.88, p.161–168, 2002.
- NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.
- Numata, I.; Chadwick, O. A.; Roberts, D. A.; Schimel, J. P.; Sampaio, F. F.; Leônidas, F. C.; Soares, J. V. Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondônia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* v.118, p.159–172, 2007.
- OADES, J. M.; WATERS, A. G. Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*, Victoria, v. 29, p. 815-828, 1991.
- OADES, J.M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76: 319-337, 1984.
- ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. *Science*, 64:262-270, 1969.
- Olsson, P.A. and Wilhelmsson, P. 2000. The growth of external AM fungal mycelium in sand dunes and in experimental systems. *Plant and Soil*. 226:161-169
- Ortiz Escobar, M.E; Hue, N.V. Temporal changes of selected chemical properties in three manure – Amended soils of Hawaii. *Bioresource Technology*. v. 99 p. 8649–8654, 2008.
- Parniske, M. Arbuscular mycorrhiza: the mother of plant root endosymbioses. *Nature reviews, microbiology*. v. 6 p. 763-775, 2008.
- Paszowski, U. A journey through signaling in arbuscular mycorrhizal symbioses. *New Phytol* v. 172, p.35–46, 2006.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. Soil microbiology and biochemistry. In: _____. *Soil Microbiology and Biochemistry*. San Diego: Academic, 1989. p.253-260.
- Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.34, p.289-298, 1999.
- PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-topasture chronosequence. *Plant and Soil*, v.162, p.61-70, 1994.

- PIMENTEL, M. S. Atributos microbianos e edáficos em produção orgânica de olerícolas comparado com pasto e fragmento de mata secundária. 2001. 142 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2001.
- PINHEIRO-DICK, D.; SCHWERTMANN, U. Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physico-chemical treatments. *Geoderma*, v.74, p.49-63, 1996.
- Powers, R.F., Tiarks, A.E., Boyle J.R., 1998. Assessing soil quality: practicable standards for sustainable forest productivity in the United States. In: Adams, M.B., Ramakrishna K., Davidson, E.A. (Eds.), *The Contribution of Soil Science to the Development and Implementation of Criterial and Indicators of Sustainable Forest Management*. Soil Science Society of America, Special Publication No. 53, pp. 53±80.
- PRANCE, G.T. Phytogeographic support for the theory of Pleistocene forest refuges in the Amazon basin, based on evidence from distribution patterns in Caryocaraceae, Chrysobalanaceae, Dichapetalaceae and Lecythidaceae. *Acta Amazônica*, Manaus, v. 3, n.3, p. 5-28. 1973.
- Purin, S., and Rillig, M.C., 2008, Immuno-cytolocalization of glomalin in the mycelium of arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices*. *Soil Biol. Biochem.* 40: 1000–1003.
- PURIN, S., KLAUBERG O., STURMER, S. L. Mycorrhizae activity and diversity in conventional and organic apple orchards from Brazil. *Soil Biology and Biochemistry*, V. 38, p. 1831-1839, 2006.
- PUTZER, H., The geological evolution of the Amazon basin and its mineral resources. In: *THE AMAZON. LIMNOLOGY AND LANDSCAPE OF A MIGHTY TROPICAL RIVER*. H.E. Sioli (ed.). W. Junk, Dordecht, 1984. p. 15-46.
- Radam Brasil. 1976 Folha SC.19 Rio Branco. Ministerio das Minas e Energia, Departamento Nacional da Produção Mineral, Projeto Radam Brasil, Rio de Janeiro.
- RAIJ, B. Van. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba: Ceres/Potafos, 1991. 343p.
- Ramankutty, N., J.A. Foley, J. Norman, and K. McSweeney. 2002a. The global distribution of cultivable lands: current patterns and sensitivity to possible climate change. *Global Ecology and Biogeography*. 11: 377-392.
- Rao, M. S., Kerry, B. R., Gowen, S. R., Bourne, J. M., and Reddy, P. P., 1997, Management of *Meloidogyne incognita* in tomato nurseries by integration of *Glomus deserticola* with *Verticillium chlamydosporium*. *J. Plant Dis. Protec.* 104: 419–422.
- RÄSÄNEN, M.; LINNA, A.M.; SANTOS, J.C.R.; NEGRI, F.R. Late Miocene tidal deposits in the Amazonian foreland basin. *Science*, v. 269, p. 386–389, 1995.
- Read, D.J., Kouckeki, H.K. & Hodgson, J. 1976. Vesicular-arbuscular mycorrhiza in natural vegetation systems I; The occurrence of infection. *New Phytologist* 77, 641-653.
- Reganold, J.P., Palmer, A.S., 1995. Significance of gravimetric versus volumetric measurements of soil quality under biodynamic, conventional, and continuous grass management. *J. Soil Water Conserv.* 50 (3), 298±305.
- REID, J.B. & GROSS, M.J. Suppression of decomposition of 14 C-labeled plant roots in the presence of living roots of maize and perennial ryegrass. *Journal of Soil Science* 33, 387-395., 1981.
- RESCK, D.V.S.; PEREIRA, J.; SILVA, J.E. da. Dinâmica da matéria orgânica na região dos Cerrados. Planaltina, DF: Embrapa-CPAC, 21p. (Embrapa-CPAC. Documentos, 36), 1991.
- Reuss, J.O., 1983. Implications of the calcium±aluminum exchange system for the effect of acid precipitation on soils. *J. Environ. Qual.* 12, 591±595.

- Reuss, J.O., Johnson, D.W., 1986. *Acid Deposition and the Acidification of Soil and Water*. Springer, New York.
- Rillig, M.C., Caldwell, B.A., Wosten, H.A.B., and Sollins, P., 2007, Role of protein in soil carbon and nitrogen storage: controls on persistence. *Biogeochem.* 85: 25–44.
- RILLIG, M.C. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. *Canadian Journal of Soil Science*, 28 (4):355-363, 2004.
- Rillig, M.C., 2005. A connection between fungal hydrophobins and soil water repellency. *Pedobiologia* 49, 395–399.
- Rillig, M.C., Wright, S.F., Nichols, K.A., Schmidt, W.F., and Torn, M.S., 2001, Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. *Plant Soil* 233: 167–177.
- RILLIG, M.C.; MAESTRE, F.T.; LAMIT, L.J. Microsite differences in fungal hyphal length, glomalin, and soil aggregate stability in semiarid Mediterranean steppes. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 1257-1260, 2003.
- RILLIG, M.C.; WRIGHT SF, ALLEN MF, FIELD CB. Rise in carbon dioxide changes soil structure. *Nature* 400: 628, 1999.
- Romig, D.E., Garlynd, M.J., Harris, R.F., 1996. Farmer-based assessment of soil quality: a soil health scorecard. In: Doran, J.W., Jones A.J. (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, Special Publication No. 49, pp. 39±60.
- ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O. de A. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002.
- ROSOLEM, C. A.; CALONEGO, J. C.; FOLONI, J. S. S. Lixiviação de potássio da palha de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:355-362, 2003.
- ROTH, C.H.; CASTRO FILHO, C.; MEDEIROS, G. B. Análise de fatores físicos e químicos relacionados com a agregação de um Latossolo Roxo Distrófico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.15, p.241-248, 1991.
- RUSSEL, E.W. *Soil conditions and plant growth*. 10.ed. London: Longman, 1973.
- Sanchez P (1976) *Properties and management of soils in the tropics*. Wiley, New York
- SANCHEZ, P.A. & UEHARA, G. Management considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C. & KAMPRATH, E.J., eds. *The role of phosphorus in agriculture*. Madison, American Society of Agronomy, 1980. p.471-514.
- SANYAL, S. & De DATTA, S. Chemistry of phosphorus transformations in soil. *Adv. Soil Sci.*, 16:2-120. 1991.
- SAVIOZZI, A.; BUFALINO, P.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALD, R. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. *Biology & Fertility of Soils*, Berlin, v. 35, p. 96-101, 2002.
- Schenck, N.C. and Perez, Y. 1990. *Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi*. Synergistic Publications, Gainesville, Florida, USA.
- SCHLOTTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J.C. Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98:255-262, 2003.
- SCHOENHOLTZ, S. H.; VAN MIEGROET, H.; BURGER, J. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 138, n. 1-3, p. 335-356, 2000.

- Schussler A., Schwartzzott D. & Walker C. (2001). A new phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological Research* 105: 1413-1421.
- SCHWARZOTT, D., SCHÜBLER, A. A simple and reliable method for SSU rRNA gene DNA extraction, amplification, and cloning from single AM fungal spores. *Mycorrhiza*, V.10, p. 203-207, 2001.
- SEYBOLD, C. A.; HERRICK, J. E.; BREJDA, J. J. Soil resilienc: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*, Baltimore, v. 164, p. 224-234, 1999.
- SEYBOLD, C. A.; HERRICK, J. E.; BREJDA, J. J. Soil resilienc: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*, Baltimore, v.164: 224-234, 1999.
- SHANG, C.& TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. *Soil Science*, Baltimore, v. 162, n. 11, p. 795–807, 1997.
- SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.et al., (Eds) *Fertilidade do Solo*. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. n. 1, p. 275 – 374.
- SILVA, I.F. & MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, 20:113-117, 1997.
- SILVA, M. A. S; MAFRA, A. L.; ALBUQUERQUE, A.; ROSA, J. D.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um argissolo vermelho sob distintos sistemas de uso e manejo. *R. Bras. Ci. Solo*, 30:329-337, 2006.
- SINGER, M.J. and EWING, S. Soil quality. In: SUMMER, M.E., (ed.) *Handbook of soil science*. New York, CRC Press, 2000. Section G. p.271-298.
- SISTI, C.P.J.; SANTOS, H.P.; KOHHANN, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, v.76, p.39-58, 2004.
- Smith FA, Smith SE. 1997. Structural diversity in (vesicular)-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *New Phytologist* 137: 373–388.
- Sohi, S. P., Mahieu, N., Arah, J. R. M., Powlson, D. S., Madari, B. & Gaunt, J. L. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Science Society Journal* 65:1121-1128. (2001)
- SOHI, S.; MAHIEU, N.; GAUNT, J. ¹³C NMR to verify modelable soil organic matter fractions defined by physical location (compact disc: full text). In: *World Congress of Soil Science, Proceedings.16*, Montpellier, 1998.
- Solaiman MZ, Saito M. 1997. Use of sugars by intraradical hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi revealed by radiorespirometry. *New Phytologist* 136: 533–538.
- SPARLING, G. P. TINKER, P. B. (1978) Mycorrhizal infection in Pennine grassland. III. Effects of mycorrhizal infection on the growth of white clover. *Journal of Applied Ecology*, 15, 959–964.
- SPARLING, G.P. & WEST, A.W. 1988 A direct extraction method to estimate soil microbial C: calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labelled cells. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v.20, p.337-343.
- SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.*, 30:195-207, 1992.
- SPOSITO, G.; ZABEL, A. The assessment of soil quality. *Geoderma*, Amsterdam, v. 114, n. 3/4, p. 143-144, 2003.

- SPYCHER, G. et al. Carbon and nitrogen in the light fraction of a forest soil: vertical distribution and seasonal patterns. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Madison, v. 51, p. 1390– 1393, 1983.
- STEVENSON, F. J.; ELLIOTT, E. T. Methodologies for assessing the quantity and quality of organic matter. In: COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G. (Ed.). *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems: NifTAL Project*. Honolulu: University of Hawaii, 1989. p. 173-199.
- STÜRMER, S.L.; SIQUEIRA, J.O. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Brazilian ecosystems. In: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). *Soil biodiversity in Amazonian and other Brazilian ecosystems*. Wallingford: CABI-Pub., 2006. p.206-236.
- SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMNER, M. E. (Ed.). *Methods of soil analysis*. Madison: Soil Science Society of America: American Society of Agronomy, 1996. p. 1011-1020.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.
- TIEDJE, J. M.; CHO, J. C.; MURRAY, A.; TREVES, D.; XIA, B.; AHOU, J. Soil teeming with life: new frontiers for soil science. In: REES, R. M.; BALL, B. C.; CAMPEBELL, C. D.; WATSON, C. A. (Org.). *Sustainable management of soil organic matter*. Wallingford: CAB International, p. 393-412. 2001.
- TISDALL, J. M. Possible role of soil microorganisms in aggregation in soils. *Plant and Soil*, Dordrecht, v. 159, n. 1, p. 115-121, 1994.
- TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, Oxford, v. 33, n. 1, p. 141-163, Mar. 1982.
- TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. *Australian Journal of Soil Science*, 17: 429-441, 1979.
- ToTH, R., DoANE, C , BENNETT, E. & ALEXANDER, T . (1990). Correlation between host-fungal surface areas and percent colonization in VA mycorrhizae. *Mycologia* 82, 519-522.
- TÓTOLA, M. R & CHAER, G. M. Microorganismos e processos microbiológicos como indicadores de qualidade dos solos. In: NOVAIS, R. F. ed. *Tópicos em Ciência do Solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2, 692p. 2002,
- Trouvelot A, Kough JL, Gianinazzi-Pearson V. 1986. Mesure du taux de mycorrhization VA d'un système racinaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle. En: Gianinazzi-Pearson V, Gianinazzi S (eds) *Physiological and genetical aspects of mycorrhiza*. INRA, Paris. pp 101-109.
- TURCHENEK, L. W.; OADES, J. M. Fractionation of organo-mineral complexes by sedimentation and density techniques. *Geoderma*, Amsterdam, v. 21, p. 311-343, 1979.
- VALLADARES, G.S.; BENITES, V.M.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C. & EBELING, A.G. Proposta para classificação de Organossolos em níveis inferiores com base nas frações húmicas. Campinas, Embrapa Monitoramento por Satélite, 2003. 35p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 2).
- VAN BREEMEN N.; LUNDSTROM U.S.; JONGMANS A.G.; VAN BREEMEN N.; LUNDSTROM U.S.; BAIN D.C. Do plants drive podzolization via rock-eating mycorrhizal fungi? *Geoderma*. 94: 163-171, 2000.

- van de WERF, H. & VERSTRAETE, W. Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: Calibration of test procedures. *Soil Biol. Biochem.*, v. 19, p. 261-265, 1987.
- van der Heijden, M.G.A.; Boller, T.; Wiemken, A.; Sanders, I.R. Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology*, v 79: p. 2082–2091, 1998.
- VANCURA, V.; OROZCO, M. O.; GRAUOVÁ O.; PRIKRYL, Z. Properties of bacteria in the hyphosphere of a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 29, p. 421-427, 1990.
- VANDENKOORNHUYSE, P.; BALDAUF, S.L.; LEYVAL, C.; STRACZEK, J.; YOUNG, J.P.W. Extensive fungal diversity in plant roots. *Science*. v. 295, p. 2051, 2002.
- VANDENKOORNHUYSE, P.; MAHE, S.; INESON, P.; STADDON, P.; OSTLE, N.; CLIQUET, J. B.; FRANCEZ, A. J.; FITTER, A. H.; YOUNG, J.P.W. Active root-inhabiting microbes identified by rapid incorporation of plant-derived carbon into RNA. *PNAS*, v 104, p. 16970-16975, 2007.
- VANDENKOORNHUYSE, P.; RIDGEWAY, K.P.; WATSON, I.J.; FITTER, A.H.; YOUNG, J.P.W. Co-existing grass species have distinctive arbuscular mycorrhizal communities. *Molecular Ecology*. v 12, p 3085–3095, 2003.
- VARGAS, L. K. & SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO₂ e N mineral de um podzólico vermelho-escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 24, p. 35-42. 2000.
- VELDKAMP, E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society of America Journal*. V 58, p 175–180, 1994.
- VIOLI, H.A.; BARRIENTOS-PRIEGO, A.F.; WRIGHT, S.F.; ESCAMILLA-PRADO, E.; MORTON, J.B.; MENGE, J.A. & LOVATT, C.J.. Disturbance changes arbuscular mycorrhizal fungal phenology and soil glomalin concentrations but not fungal spore composition in montane rainforests in Veracruz and Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 254: 276–290, 2008.
- VISSER, S.; PARKINSON, D. Soil biological criteria as indicators of soil quality: soil microorganisms. *American Journal of Alternative Agriculture*, v. 7, p. 33–37, 1992.
- VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. L'humus des sols du Brésil: nature et relations avec l'environnement. *Cahiers ORSTOM, Série Pédologie*, v.24, p.83-95, 1988.
- WADT, P.G.S. Manejo de solos ácidos do Estado do Acre. Rio Branco, AC: Embrapa Acre. 2002. 28 p. (Embrapa Acre. Documentos, 79).
- WADT, P.G.S.; CRAVO, M. Interpretação dos resultados de análise de solos In: WADT, P.G.S. Manejo do Solo e Recomendação de Adubação para o Estado do Acre . Rio Branco: Embrapa Acre, p. 246-252, 2005.
- WADT, P.G.S.; DIAS FILHO, M.B.; SOARES, J.P.G. Manejo do solo em florestas plantadas. In.: Wadt, P.G.S. Manejo do solo e recomendação de adubação para o Estado do Acre. Rio Branco: Embrapa Acre, p.459-490. 2005.
- WADT, P.G.S.; DIAS-FILHO, M.B.; Soares, J.P.G.. Manejo do Solo em Pastagens Plantadas. In: WADT, P.G.S. Manejo do Solo e Recomendação de Adubação para o Estado do Acre. Rio Branco: Embrapa Acre, p. 459-490, 2005.
- WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v.63, p.29-38, 1934.

- WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biol. Rev.*, 67:321-358, 1992.
- WARDLE, D. A. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: a global scale synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*. 13: 1627-1637, 1998.
- WEDIN, D.A. Nutrient cycling in grasslands: an ecologist's perspective. In: JOOST, R.E.; ROBERTS, C.A. (Eds.) *Nutrient cycling in forage systems*. Columbia: University of Missouri, p.29-44, 1996.
- WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E. de S.; NEVES, LIMA, J.C. Carbono orgânico e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho sob diferentes manejos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 40, n. 5, p. 487-494, 2005.
- WESTAWAY, R. Late Cenozoic sedimentary sequences in Acre state, southwestern Amazonia: Fluvial or tidal? Deductions from the IGCP 449 fieldtrip Rob Westaway, *Journal of South American Earth Sciences*, v. 21 , p. 120–134, 2006.
- WITTIG, R., General aspects of biomonitoring heavy metals by plants In: Markert, B. (Ed.), *Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*, VCH, Wheinheim, pp. 3-27, 1993.
- Wright S.F.; Upadhyaya, A. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*. v 198, p: 97-107. 1998
- WRIGHT, S. F.; UPADHYAYA, A. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 198 : 97-107, 1998.
- WRIGHT, S.F.; & UPADHYAYA, A. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science*, 161 (9): 575-586, 1996.
- WRIGHT, S.F.; FRANKE-SNYDER, M.; MORTON, J.B.; UPADHYAYA, A. Timecourse study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. *Plant and Soil*, 181: 193-203, 1996.
- WRIGHT, S.F.; STARR, J.L.; PALTINEANU, I.C. Changes in aggregate stability and concentration of glomalin during tillage management transition. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1825-1829, 1999.
- YODER, R. E. A direct method of soil aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. *Journal of American Society of Agriculture*, v. 28, p. 337-351, 1936.
- YOEMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, 19 (13):1467-1476, 1988.
- ZHU Y.G. & MILLER R.M. Carbon cycling by arbuscular mycorrhizal fungi in soil-plant systems. *Trends in Plant Science*. 8: 407-409. 2003.

7 ANEXOS

Anexo A. Interpretação de resultado de análises de solos. Ir para o anexo

Classificação	pH (água)	P (Mehlich 1) mg dm ⁻³	K mg dm ⁻³	Al cmol dm ⁻³	Ca cmol dm ⁻³	Mg cmol dm ⁻³
Muito Baixo	< 4,5	< 2,8	< 16	< 0,20	< 0,41	< 0,16
Baixo	4,5- 5,4	2,8 - 5,4	16 - 40	0,21 - 0,50	0,41 - 1,16	0,16 - 0,45
Médio	5,5 - 6,0	5,5 - 8,0	41 - 70	0,51 - 1,00	1,17 - 2,32	0,46 - 0,90
Alto	6,1 - 7,0	8,1 - 12,0	71 - 120	1,01 - 2,00	2,33 - 4,06	0,91 - 1,50
Muito Alto	> 7,0	> 12,0	> 120	> 2,00	> 4,06	> 1,50

Classificação	Ca + mg cmol dm ⁻³	Soma das bases cmol dm ⁻³	Saturação de Al %	CTC efetiva cmol dm ⁻³	CTC cmol dm ⁻³	V %
Muito Baixo	<0,46	<0,61	< 15,1	<0,81	< 1,61	< 20,1
Baixo	0,46 - 1,65	0,61 - 1,80	15,1 - 30,0	0,81 - 2,30	1,61 - 4,30	20,1 - 40,0
Médio	1,66 - 3,30	1,81 - 3,60	30,1 - 50,0	2,31 - 4,60	4,31 - 8,60	40,1 - 60,0
Alto	3,31 - 5,50	3,61 - 6,00	50,1 - 75,0	4,61 - 8,00	8,61 - 15,00	60,1 - 80,0
Muito Alto	>5,50	>6,00	>75,0	>8,00	> 15,00	> 80,0

(Fonte: Classificação das características do solo retirada da Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - Comissão de Fertilidade do Solo do a Estado de Minas Gerais, 1999 (5 Aproximação) Alvarez Venegas et al. (1999).)

Anexo B1: Análise biológicas do solo sob diferentes sistemas de cobertura vegetal e profundidade. Valores são medias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

Cobertura Vegetal	Glomalina Total (g de proteína. g de solo)					
	Época seca	Época Chuvosa	Media	Época seca	Época Chuvosa	Media
	0-5 cm			5-10 cm		
Floresta	4,13 ABa	3,36 Ba	3,74 B	2,07 ABa	2,30 Aa	2,19 A
Capoeira	5,70 Aa	6,17 Aa	5,94 A	1,77 Ba	2,38 Aa	2,07 A
Pastagem	3,45 Ba	3,46 Ba	3,46 B	2,91 Aa	1,86 Ab	2,38 A
Medias	4,43 A	4,33 A		2,25A	2,18 A	
CV%	26,15			32,01		
Carbono (g de C.kg ⁻¹ solo)						
Floresta	24,71 Aa	17,86 Ab	21,28 A	11,77 Aa	8,31 Ab	10,04 A
Capoeira	24,65 Aa	19,99 Ab	22,32 A	10,05 Aa	7,79 Ab	8,92 A
Pastagem	14,94 Ba	8,49 Bb	11,72 B	11,65 Aa	8,58 Ab	10,11 A
Medias	21,43 A	15,44 B		11,15 A	8,23 B	
CV%	16,02			13,94		
Morg. (g de C.kg ⁻¹ solo)						
Floresta	42,60 Aa	30,78 Ab	36,69 A	20,29 Aa	14,33 Ab	17,31 A
Capoeira	42,49 Aa	34,46 Ab	38,48 A	17,32 Aa	13,43 Ab	15,38 A
Pastagem	25,75 Ba	14,64 Bb	20,20 B	20,08 Aa	14,79 Ab	17,43 A
Medias	36,95 A	26,63 B		19,23 A	14,18 B	
CV%	16,02			13,94		
Carbono total (g de C.kg ⁻¹ solo)						
Floresta	25,2 ABa	21,1 Ba	23,11 B	15,63 Aa	14,24 Aa	14,93 A
Capoeira	29,34 Aa	29,34 Aa	29,34 A	15,37 Aa	15,17 Aa	15,27 A
Pastagem	20,29 Ba	17,59 Ba	18,94 B	16,86 Aa	15,53 Aa	16,19 A
Medias	24,93 A	22,67 A		15,95 A	14,98 A	
CV%	21,82			14,06		
Nitrogênio (g de C.kg ⁻¹ solo)						
Floresta	0,68 Aa	0,50 Aa	0,59 A	0,49 Aa	0,52 Aa	0,50 A
Capoeira	0,62 Aa	0,60 Aa	0,61 A	0,41 ABa	0,42 ABa	0,41 A
Pastagem	0,35 Ba	0,39 Aa	0,37 B	0,26 Ba	0,32 Ba	0,29 B
Medias	0,55 A	0,50 A		0,38 A	0,42 A	
CV%	31,54			25,46		
BMS N (mg de N. kg ⁻¹ solo)						
Floresta	56,83 Ab	75,81 Aa	66,32 A	14,87 Bb	67,73 Aa	41,30 AB
Capoeira	61,92 Aa	68,0 ABa	64,98 A	16,19 Bb	50,04 Ba	33,11 B
Pastagem	68,53 Aa	51,09 Bb	59,81 A	46,48 Aa	38,59 Ba	42,53 A
Medias	62,43 A	64,98 A		25,85 B	52,12 A	
CV%	19,20			22,00		

Anexo B2: Análise biológica do solo sob diferentes sistemas de cobertura vegetal e profundidade. Valores são medias de cinco repetições. Valores seguidos pelas mesmas letras, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, α nível de 5%. A letra maiúscula correspondente para tipo de cobertura vegetal, letra minúscula corresponde para profundidade dentro de cada cobertura isoladamente.

Cobertura Vegetal	Cmim N (%)					
	Época seca	Época Chuvosa	Media	Época seca	Época Chuvosa	Media
	0-5 cm			5-10 cm		
Floresta	9,58 Bb	15,88 Aa	12,73 AB	3,11 Bb	13,46 Aa	8,29 B
Capoeira	10,26 Ba	12,19 Aa	11,23 B	4,49 Bb	12,06 Aa	8,27 B
Pastagem	20,82 Aa	13,41 Ab	17,12 A	19,95 Aa	12,13 Ab	16,04 A
Medias	13,56 A	13,83 A		9,18 B	12,55 A	
CV%		33,58			37,37	
BMS C (mg de C.kg ⁻¹ solo)						
Floresta	243,7 Aa	197,0 Aa	220,3 A	246,82 Aa	211,43 Aa	229,13 A
Capoeira	188,4 Aa	176,7 Aa	182,5 A	118,15 Bb	202,04 Aa	160,09 B
Pastagem	209,2 Aa	236,0 Aa	222,6 A	218,64 Aa	103,0 Bb	160,82 B
Medias	213,8 A	203,2 A		194,54 A	172,16 A	
CV%		31,32			23,62	
Cmim C (%)						
Floresta	1,00 Aa	1,11 Ba	1,06 B	2,12 Aa	2,55 Aa	2,33 A
Capoeira	0,77 Aa	0,89 Ba	0,83 B	1,18 Bb	2,67 Aa	1,92 AB
Pastagem	1,45 Ab	2,82 Aa	2,14 A	1,88 Aa	1,22 Bb	1,55 B
Medias	1,07 B	1,61 A		1,73 B	2,14 A	
CV%		36,10			24,17	
RBS						
Floresta	0,84 Aa	0,72 Aa	0,78 A	0,41 ABa	0,43 Ba	0,42 B
Capoeira	0,74 Ab	0,92 Aa	0,83 A	0,24 Bb	0,79 Aa	0,52 AB
Pastagem	0,70 Aa	0,71 Aa	0,70 A	0,48 Ab	0,67 Aa	0,58 A
Medias	0,76 A	0,78 A		0,38 B	0,63 A	
CV%		17,71			26,34	
qCO2						
Floresta	3,54 Aa	3,83 ABa	3,69 A	1,69 Aa	2,16 Ca	1,92 C
Capoeira	4,27 Aa	5,63 Aa	4,95 A	2,04 Ab	3,94 Ba	2,99 B
Pastagem	3,65 Aa	3,30 Ba	3,48 A	2,36 Ab	6,74 Aa	4,55 A
Medias	3,82 A	4,25 A		2,03 B	4,28 A	
CV%		34,13			32,82	