



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE AGRONOMIA**

**FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA E ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DO SOLO
EM VEREDAS CONSERVADAS E ANTROPIZADAS NO BIOMA CERRADO**

RICARDO FERNANDES DE SOUSA

Orientadora:

Prof^a. Eliana Paula Fernandes Brasil

Goiânia, GO – Brasil
2013

RICARDO FERNANDES DE SOUSA

**FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA E ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DO SOLO
EM VEREDAS CONSERVADAS E ANTROPIZADAS NO BIOMA CERRADO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia, área de concentração: Solo e Água.

Orientadora:

Prof^a. Dr^a. Eliana Paula Fernandes Brasil

Co-orientador:

Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro

Goiânia, GO – Brasil
2013

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
GPT/BC/UFG**

S725f Sousa, Ricardo Fernandes de.
Frações da matéria orgânica e atributos biológicos do solo em veredas conservadas e antropizadas no bioma Cerrado [manuscrito] / Ricardo Fernandes de Sousa. – 2013.
124 f. : il., figs., tabs.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Eliana Paula Fernandes Brasil;
Coorientador: Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Goiás,
Escola de Agronomia, 2013.

Bibliografia.

Inclui lista de figuras e tabelas.

1. Solos hidromórficos – Cerrado. 2. Solo – Uso – Cerrado. 3. Manejo agropecuário – Cerrado. I. Título.

CDU: 551.435.12(213.54)

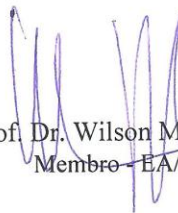
RICARDO FERNANDES DE SOUSA

**Frações da Matéria Orgânica e Atributos Biológicos do Solo em Veredas
Conservadas Antropizadas no Bioma Cerrado**

Tese DEFENDIDA em 14 de agosto de 2013, e APROVADA pela Banca Examinadora
constituída pelos membros:



Dr.^a. Beáta Eموke Madari
Membro – Embrapa Arroz e Feijão



Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro
Membro – EA/UFG



Prof. Dr. Jacomo Divino Borges
Membro – EA/UFG



Prof. Cícero Célio de Figueiredo
Membro – UnB



Prof. Dr. Rilner Alves Flores
Membro – EA/UFG



Prof.^a. Dr.^a. Eliana Paula Fernandes Brasil
Orientadora/Presidente – EA/UFG

Goiânia - Goiás
Brasil

*A minha querida esposa, Viviane
E aos meus filhos, Júlio & Lígia*

Aos meus pais

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Prof^ª. Dr^ª. Eliana Paula Fernandes Brasil (Orientadora) e ao Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro (Co-orientador), por suas valiosas contribuições e sugestões.

Aos Laboratórios de Análises Microbiológicas e Bioquímicas do Solo e de Análises de Solos e Foliar da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás (LASF/EA/UFG), pelo apoio na realização das análises laboratoriais.

Ao Prof. Dr. Ronaldo Veloso Naves e à Fundação de Apoio à Pesquisa (FUNAPE/UFG), pelo suporte na realização dos trabalhos de campo.

Aos membros da Reitoria, Direção do Câmpus Goiânia, Chefia do Departamento de Áreas Acadêmicas 3 e Coordenação da Área de Geomática do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (IFG), no período compreendido entre os anos de 2009 a 2013, por oportunizar e fomentar a realização de curso de pós-graduação e o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Cícero Célio de Figueiredo e sua equipe do Laboratório de Estudos da Matéria Orgânica do Solo da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília (LAbMOS/FAV/UnB), bem como à Dr^ª. Beata Eموke Madari e à equipe do Laboratório de Análises Agroambientais da Embrapa Arroz e Feijão (LAA/CNPAF), pela cooperação na realização de alguns dos procedimentos laboratoriais.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG), pela concessão de bolsa de formação.

Aos meus filhos, Júlio Saba Fernandes e Lígia Saba Fernandes, e à minha esposa, Viviane Saba Santos Estrela, pelo auxílio na coleta, preparação e catalogação das amostras de solo, além do incondicional apoio oferecido no decorrer deste curso de doutoramento.

Também, a todos que de alguma forma contribuíram para que este trabalho se tornasse uma realidade

Agradeço sinceramente

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	7
LISTA DE FIGURAS	9
RESUMO GERAL	10
GENERAL ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO GERAL	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1 ÁREAS ÚMIDAS	15
2.2 VEREDAS	16
2.3 SOLOS DE VEREDA	18
2.4 BIOLOGIA E BIOQUÍMICA DO SOLO	19
2.4.1 Organismos (biota) do solo e implicações bioquímicas de sua atividade	21
2.4.2 Matéria orgânica do solo: aspectos biológicos, bioquímicos e ambientais	26
2.4.3 Processos biológicos e bioquímicos do solo em áreas úmidas	31
2.5 ATRIBUTOS BIOLÓGICOS E QUALIDADE DO SOLO	35
2.5.1 Biomassa microbiana do solo	37
2.5.2 Carbono e nitrogênio orgânicos	39
2.5.3 Respiração do solo	42
2.5.4 Enzimas do solo	45
2.6 REFERÊNCIAS	47
3 FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM VEREDAS CONSERVADAS E ANTROPIZADAS NO BIOMA CERRADO	57
RESUMO	57
ABSTRACT	57
3.1 INTRODUÇÃO	58
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	60
3.2.1 Localização e caracterização ambiental das áreas de estudo	60
3.2.2 Amostragem	63
3.2.3 Análises laboratoriais	64
3.2.4 Análises estatísticas	66
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
3.3.1 Carbono orgânico e nitrogênio totais do solo e fracionamento físico da MOS	67
3.3.2 Carbono de substâncias húmicas do solo	78
3.4 CONCLUSÕES	84
3.5 REFERÊNCIAS	85
4 BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO EM VEREDAS CONSERVADAS E ANTROPIZADAS NO BIOMA CERRADO	91
RESUMO	91
ABSTRACT	91
4.1 INTRODUÇÃO	92
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	94

4.2.1	Localização e caracterização ambiental das áreas de estudo e amostragem de solo	94
4.2.2	Análises laboratoriais	94
4.2.3	Análises estatísticas	97
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	98
4.3.1	Biomassa microbiana, respiração basal e atividade enzimática total do solo. ..	98
4.3.2	Análise multivariada dos atributos microbiológicos e bioquímicos e de frações da matéria orgânica do solo	113
4.4	CONCLUSÕES	115
4.5	REFERÊNCIAS	116
5	CONCLUSÕES GERAIS	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1.	Atributos químicos e textura do solo em diferentes posições no relevo das vertentes, camadas (profundidades) de amostragem e condições de uso do entorno das veredas	64
Tabela 3.2.	Esquema da análise de variância das áreas de vereda estudadas, aplicada a cada profundidade (camada) de amostragem	67
Tabela 3.3.	Análise de variância do carbono orgânico e nitrogênio totais do solo e de frações da matéria orgânica	67
Tabela 3.4.	Análises de variância das relações C:N do solo, da matéria orgânica particulada e da fração orgânica associada a minerais; e da relação entre carbono orgânico particulado e carbono orgânico total do solo	68
Tabela 3.5.	Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total do solo (NT), carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado a minerais (COM), nitrogênio da matéria orgânica particulada (NMOP) e nitrogênio associado a minerais (NM) em diferentes posições no relevo das vertentes e condições de uso do entorno, na camada de 0-10 cm	69
Tabela 3.6.	Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total do solo (NT), carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado a minerais (COM), nitrogênio da matéria orgânica particulada (NMOP) e nitrogênio associado a minerais (NM) em diferentes posições no relevo das vertentes e condições de uso do entorno, na camada de 10-20 cm	71
Tabela 3.7.	Relações C:N do solo (COT:NT) e da fração associada a minerais (COM:NM) e relação carbono orgânico particulado pelo carbono orgânico total do solo (COP:COT), na camada de 0-10 cm	73
Tabela 3.8.	Relações C:N do solo (COT:NT) e da fração associada a minerais (COM:NM) e relação carbono orgânico particulado pelo carbono orgânico total do solo (COP:COT), na camada de 10-20 cm	74
Tabela 3.9.	Análise de variância de substâncias húmicas do solo	79
Tabela 3.10.	Carbono de frações húmicas da MOS e índices relacionados, na camada de 0-10 cm	80
Tabela 3.11.	Carbono de frações húmicas da MOS e índices relacionados, na camada de 10-20 cm	81

Tabela 4.1.	Análise de variância dos atributos microbiológicos e bioquímicos do solo, carbono orgânico e nitrogênio totais do solo	98
Tabela 4.2.	Análise de variância dos atributos microbiológicos e bioquímicos do solo (expressos na forma de índices)	99
Tabela 4.3.	Carbono da biomassa microbiana (C_{mic}), relação C:N da biomassa microbiana ($C_{mic}:N_{mic}$) e quociente metabólico (qCO_2) em diferentes posições no relevo das vertentes e condições de uso do entorno, na camada de 0-10 cm	100
Tabela 4.4.	Nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}), atividade enzimática total do solo (AET), quociente microbiano ($qMIC$) e relação N da biomassa microbiana pelo N total do solo ($N_{mic}:NT$) em diferentes condições de uso do entorno, na camada de 0-10 cm ...	101
Tabela 4.5.	Nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}), respiração basal do solo (RB), atividade enzimática total (AET) e quociente microbiano ($qMIC$) em diferentes posições no relevo das vertentes, na camada de 0-10 cm	102
Tabela 4.6.	Nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}), respiração basal do solo (RB), atividade enzimática total (AET), quociente microbiano ($qMIC$) e relação N da biomassa microbiana pelo N total do solo ($N_{mic}:NT$) em diferentes posições no relevo das vertentes e condições de uso do entorno, na camada de 10-20 cm.	103

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1.	Mapa de localização das áreas de estudo	60
Figura 3.2.	Aspecto geral de vereda localizada em ambiente conservado (a) ; vereda com entorno usado como pastagem (b) ; vereda com entorno submetido a uso agrícola (c) . Sub-bacia hidrográfica do córrego Arapuquinha, Bela Vista de Goiás, em abril de 2012	62
Figura 3.3.	Esquema representativo do relevo das veredas e das faixas de amostragem	63
Figura 4.1.	Relação $C_{mic}:N_{mic}$ nas diferentes condições de uso do entorno das veredas, na camada de 10-20 cm	104
Figura 4.2.	Quociente metabólico (qCO_2) em diferentes posições no relevo das veredas, na camada de 10-20 cm	109
Figura 4.3.	Diagrama de ordenação produzido por análise de componentes principais dos escores dos atributos do solo para usos da terra no entorno das veredas, de amostras coletadas na camada de 0-10 cm, em três posições no relevo em veredas no bioma Cerrado, município de Bela Vista de Goiás	114
Figura 4.4.	Diagrama de ordenação produzido por análise de componentes principais dos escores dos atributos do solo para usos da terra no entorno das veredas, de amostras coletadas na camada de 10-20 cm, em três posições no relevo em veredas no bioma Cerrado, município de Bela Vista de Goiás	114

RESUMO GERAL

SOUSA, R. F. **Frações da matéria orgânica e atributos biológicos do solo em veredas conservadas e antropizadas no bioma Cerrado.** 2013. 124 f. Tese (Doutorado em Agronomia: Solo e Água) – Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, 2013.¹

As veredas são ecossistemas úmidos, geralmente associados a solos hidromórficos e ao afloramento do lençol freático, ocorrendo com frequência nas proximidades das nascentes e cursos d'água da região do Cerrado. Este trabalho objetivou estudar os solos de áreas úmidas (veredas) situadas em ambientes conservados e antropizados (em áreas agrícolas e de pecuária), por meio da determinação de frações da matéria orgânica e atributos biológicos (microbiológicos e bioquímicos) do solo. O estudo foi realizado na região nuclear do bioma Cerrado, no estado de Goiás, em veredas situadas no município de Bela Vista de Goiás. Foram selecionadas três veredas para amostragem de solo, sendo: uma vereda conservada, circundada por vegetação natural (cerrado); uma área antropizada, com ocorrência de pastagem em seu entorno; e uma outra vereda, também antropizada, com a ocorrência de culturas anuais (agricultura) em seu entorno. As coletas das amostras de solo foram feitas durante a estação seca, nos meses de julho e agosto de 2012, ao longo de linhas de referência dispostas, segundo sua posição no relevo, nos terços superior, médio e inferior de uma das vertentes, acompanhando de modo aproximado o sentido da linha de drenagem da vereda. Foram colhidas amostras em duas profundidades: 0-10 cm e 10-20 cm. As variáveis estudadas foram: carbono orgânico e nitrogênio totais do solo, bem como sua relação C:N; teores de C, N e relações C:N das frações particulada e associada a minerais da matéria orgânica do solo (MOS); frações ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina; relação entre ácidos húmicos e fúlvicos; C de substâncias húmicas e sua proporção em relação ao carbono orgânico total do solo; carbono, nitrogênio e relação C:N da biomassa microbiana; quociente microbiano; relação N da biomassa microbiana pelo N total do solo; respiração basal; quociente metabólico e atividade enzimática total do solo. Na região de fundo das veredas (terço inferior) os teores de C orgânico e N totais do solo, em ambas as profundidades, bem como os níveis de carbono da matéria orgânica particulada, das substâncias húmicas e da biomassa microbiana do solo, nestes casos até 10 cm, são menores em ambiente vizinho a áreas agrícolas. Também na região de fundo, na camada superficial do solo, os teores de N total, além dos níveis de N da matéria orgânica particulada e da biomassa microbiana, são expressivamente maiores na vereda vizinha a pastagens. Em superfície, os teores de C orgânico da fração da MOS associada aos minerais do solo são maiores no ecossistema conservado, em todas as posições do relevo. De modo geral, o uso agropecuário da terra no entorno das veredas promove alterações em atributos microbiológicos, bioquímicos e relacionados à matéria orgânica do solo nestes ecossistemas, com mudanças na dinâmica biogeoquímica de elementos como C e N. Estas modificações são especialmente pronunciadas na porção inferior das vertentes, com diferenças evidentes também entre esta região de fundo e as posições mais elevadas do relevo das veredas.

Palavras-chave: áreas úmidas, solos hidromórficos, uso da terra, manejo agropecuário, biomassa microbiana.

¹ Orientadora: Prof^a. Dr^a. Eliana Paula Fernandes Brasil. EA-UFG.
Co-orientador: Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro. EA-UFG.

GENERAL ABSTRACT

SOUSA, R. F. **Organic matter fractions and soil biological attributes in conserved and disturbed wetlands (veredas) in the Cerrado biome.** 2013. 124 f. Thesis (Doctor in Agronomy: Soil and Water) – Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, 2013.¹

Veredas (a type of wetland) are humid ecosystems, generally associated to hydromorphic soils and shallow water table, which occur frequently in the neighborhood of the springs and watercourses in the Cerrado region. The objective of this work was to study the soil of wetlands located in conserved and altered environments (agricultural areas and pastures), by determining the organic matter fractions, and biological attributes of the soil. The study was carried out in the central region of Cerrado biome, in the state of Goiás (Brazil), in wetlands situated in the City of Bela Vista de Goiás. Three wetlands were selected for soil sampling, as follows: a preserved wetland, surrounded by natural vegetation (cerrado); an area disturbed, with the occurrence of pasture around it; and another wetland also disturbed, with the occurrence of annual crops (agriculture) in its surroundings. The samplings were taken during the dry season, in months of July and August of 2012, along reference lines arranged according to their position in the slope, in the upper, middle and lower position, in approximate direction of the drain line of the wetland. Samples were collected at two depths: 0-10 cm and 10-20 cm. The variables studied were: Total soil organic carbon and nitrogen, and soil C:N ratio; C and N contents, and C:N ratios of the particulate and mineral-associated organic matter; fulvic acid, humic acid and humin, and humic acids to fulvic acids ratio, C contents of humic substances and its ratio to total soil organic carbon; carbon and nitrogen contents, and C:N ratio of the microbial biomass; microbial quotient; microbial biomass N to soil total nitrogen ratio; basal soil respiration; metabolic quotient; and fluorescein diacetate (FDA) hydrolytic activities in soil. In the lower position of slope the total soil organic C and N contents (in both depths), and levels of organic carbon in particulate organic matter, humic substances and soil microbial biomass (to 10 cm depth only), are smaller in the agriculture surrounding environment. Also in the lower position of slope in the topsoil, the soil total N, and N levels in particulate organic matter and microbial biomass are significantly larger in the wetland neighboring pastures. In the topsoil, the organic C contents of the mineral-associated soil organic matter fraction are larger in the conserved ecosystem, in all slope positions. In general, the farming in the vicinity of the wetlands promoted changes in soil microbial and biochemical attributes, as well as those related to soil organic matter in these ecosystems, with changes in C and N biogeochemistry processes. These changes are especially pronounced in the lower position of the slopes, with clear differences also between this lower zone and the highest slope positions (upper and middle) of the wetlands.

Key words: hydromorphic soils, land use, agriculture and livestock management, microbial biomass.

¹ Adviser: Prof^a. Dr^a. Eliana Paula Fernandes Brasil. EA-UFG.
Co-adviser: Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro. EA-UFG.

1 INTRODUÇÃO GERAL

O bioma Cerrado ocupa uma extensa área da América do Sul, estimada em mais de 2 milhões de km², localizados, em área contínua, principalmente no Planalto Central do Brasil. Corresponde a cerca de 22% do território brasileiro e é o segundo maior bioma do país em superfície, sendo superado apenas pela Floresta Amazônica (Ratter et al., 1997; Ribeiro & Walter, 1998; Silva et al., 2001). Ocorre também em áreas disjuntas em outras regiões do Brasil, como a Amazônia ou em pequenas “ilhas” na Região Sul, mais especificamente no estado do Paraná. Fora do território brasileiro está presente na Bolívia e no Paraguai, além de existirem paisagens savânicas semelhantes na Colômbia, Guiana, Suriname e Venezuela, que recebem outras denominações, como Llanos, por exemplo (Ratter et al., 1997; Ribeiro & Walter, 1998).

No Cerrado, embora predominem as fitofisionomias associadas a solos bem drenados, ocorrem também áreas úmidas como as matas de galeria inundáveis, os campos úmidos, os buritizais e as veredas. Áreas úmidas são ecossistemas naturais que sofrem inundação periódica ou permanente, onde a água é o fator determinante das condições ambientais (Tiner, 1991; Keddy, 2000). As veredas são sistemas úmidos, geralmente associados a solos hidromórficos e ao afloramento do lençol freático, ocorrendo com frequência nas proximidades das nascentes e cursos d'água, sendo, por isso, muito importantes para a manutenção do equilíbrio dos processos biogeoquímicos que regulam a disponibilidade e a qualidade dos recursos hídricos.

Nestes ambientes o solo e a água interagem de forma dinâmica, influenciando reciprocamente suas propriedades. Desta forma, o uso do solo nessas áreas, ou em seus arredores, pode causar modificações no ecossistema, com reflexos sobre as propriedades e a qualidade do solo e da água no ambiente das veredas e até mesmo nas bacias hidrográficas em que estão localizadas.

As atividades antrópicas e o uso agropecuário do solo podem modificar sensivelmente suas propriedades, incluindo seus atributos físico-químicos e biológicos (Lima & Guilherme, 2002; Zalidis et al., 2002; Liu et al., 2006; Oliveira et al., 2010). As mudanças no uso do solo relacionadas ao sistema de manejo, à utilização intensiva de

pesticidas e fertilizantes e, mais recentemente, à aplicação de resíduos industriais e urbanos, podem ocasionar alterações nas propriedades biológicas e processos bioquímicos do solo (Araújo & Monteiro, 2007), com eventuais prejuízos para os ecossistemas. Trabalhos demonstram que a dinâmica da matéria orgânica e certos atributos biológicos do solo em áreas úmidas (sob condição de hidromorfismo) podem ser influenciados por alterações do ambiente causadas pelo uso e manejo da terra (Ebeling et al., 2004; Santos et al., 2004; Sigua et al., 2006), inclusive em seus arredores.

Muitas propriedades devem ser consideradas para se definir a qualidade do solo, bem como as estratégias mais adequadas para seu manejo. Os atributos físico-químicos, como fertilidade, textura e estrutura, embora se modifiquem muito lentamente, são amplamente utilizados para estas avaliações qualitativas, sendo necessários, portanto, o transcorrer de vários anos para que eventuais alterações se manifestem de forma significativa e possam ser medidas (Pascual et al., 2000). Por outro lado, os atributos biológicos e bioquímicos do solo são sensíveis a pequenas variações que ocorrem neste ambiente, fornecendo, deste modo, informações imediatas e precisas sobre mudanças na qualidade do solo (Pascual et al., 2000; Bending et al., 2004; Araújo & Monteiro, 2007; Fließbach et al., 2007).

Existem diversos estudos sobre o ambiente das veredas, principalmente sobre aspectos da vegetação ou fisiográficos. No entanto, relativamente, poucos trabalhos foram realizados para verificação e caracterização dos efeitos da atividade agropecuária sobre seus solos.

Guimarães et al. (2002) desenvolveram trabalho para comparação de área natural e antropizada por atividade de pecuária extensiva, quanto à estrutura fitossociológica e às características químicas do solo, em uma vereda de Minas Gerais. Oliveira (2005a) fez a classificação pedológica e análise da textura do solo em veredas com o entorno submetido a diferentes usos (agricultura, reflorestamentos e pastagens) e também coberto por vegetação natural de cerrado, na região do Triângulo Mineiro.

Ramos et al. (2006) realizaram estudo sobre os solos, a água e o uso de veredas, também no Triângulo Mineiro, com ênfase, no estudo de solo, à caracterização deste em diferentes superfícies geomórficas, estudando ainda, comparativamente, as formas de uso desses ambientes. Sousa (2009) e Sousa et al. (2011) estudaram a influência das atividades agropecuárias, praticadas no entorno das veredas, sobre os teores de matéria

orgânica, textura e atributos químicos do solo em veredas do bioma Cerrado localizadas no estado de Goiás.

Nas últimas décadas o acelerado processo de desenvolvimento agrícola na região do Cerrado tem prejudicado a sustentabilidade desse ecossistema, causando desequilíbrios como erosão do solo, poluição ambiental e diminuição dos mananciais de água. Deste modo, o desconhecimento do potencial de uso dos recursos naturais, o desrespeito às leis de proteção ambiental e a intensidade de exploração agrícola tem provocado prejuízos irreparáveis ao solo, à fauna, à flora e aos recursos hídricos (Silva et al., 2001).

As veredas e seus solos, por serem sistemas conservadores de água, localizados próximos às nascentes e cursos d'água, devem ser preservados (Reatto et al., 1998) e protegidos de eventuais efeitos nocivos advindos das atividades antrópicas praticadas em seus arredores. Para isso, entretanto, faz-se necessária a realização de pesquisas ou estudos sobre os atributos do solo e suas relações ecológicas nesses ambientes. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar atributos biológicos (bioquímicos e microbiológicos), incluindo a determinação de frações da matéria orgânica, em solos de áreas úmidas (veredas) situadas em ambientes conservados e antropizados, na região nuclear do bioma Cerrado.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ÁREAS ÚMIDAS

As áreas úmidas são ecossistemas que sofrem inundação periódica ou permanente, onde a água é o fator determinante das condições bióticas e abióticas (Tiner, 1991; Keddy, 2000). Podem ser definidas como os locais onde predominam solos hidromórficos, que, com frequência e duração suficiente, estejam inundados ou saturados de água ou, ainda, apresentem o lençol freático próximo à superfície, de tal forma que, sob circunstâncias normais, ocorra o desenvolvimento predominante de uma vegetação hidrofítica, tipicamente adaptada às condições de solo saturado (Schwab et al., 1996; Neue et al., 1997). Deve-se observar que a legislação florestal brasileira define as áreas úmidas como “pantaneais e superfícies terrestres cobertas de forma periódica por águas, cobertas originalmente por florestas ou outras formas de vegetação adaptadas à inundação”, sendo passíveis de proteção e preservação em determinadas situações (Brasil, 2012).

De acordo com a Convenção de Ramsar (2006), as áreas úmidas são definidas como as “áreas de pântano, charco, turfeiras, ou superfícies cobertas por água, sejam estas de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estagnadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluindo as extensões de águas marinhas cuja profundidade, em maré baixa, não exceda seis metros”. Segundo a mesma Convenção, diversos ambientes marinhos e de água doce são reconhecidos como alguns dos principais tipos de áreas úmidas, podendo-se mencionar as zonas úmidas ribeirinhas, localizadas ao longo de rios e córregos, e as palustres, referentes a pântanos, charcos (brejos) e turfeiras. Deste modo, observa-se que as veredas, dependendo de sua condição característica, podem ser enquadradas em algum dos tipos mencionados.

A Convenção Sobre Áreas Úmidas, normalmente mencionada como Convenção de Ramsar, é um tratado intergovernamental aprovado em 2 de fevereiro de 1971 na cidade iraniana de mesmo nome. Tem como missão, conforme aprovada pelas partes integrantes em 1999 e aperfeiçoada em 2002, “a conservação e utilização racional das áreas úmidas, mediante ações locais, regionais e nacionais e, também, de cooperação

internacional, como uma contribuição para a realização do desenvolvimento sustentável em todo o mundo” (Convenção de Ramsar, 2006).

A Convenção de Ramsar foi elaborada como um meio para chamar a atenção internacional para o ritmo com que os habitats das áreas úmidas estão desaparecendo, em parte, devido à falta de compreensão de sua importância (Convenção de Ramsar, 2006). É importante mencionar que o Brasil é membro integrante da referida convenção desde 1993.

Em termos ecológicos, as áreas úmidas são ambientes altamente produtivos, abrigando grande diversidade biológica e proporcionando, além de água, variedade de habitats e suporte à sobrevivência de inúmeras espécies vegetais e animais (Schwab et al., 1996; Convenção de Ramsar, 2006). As interações dos componentes físicos, químicos e biológicos nas áreas úmidas, como os solos, a água, plantas e animais, possibilitam que esses ambientes desempenhem muitas funções vitais, podendo-se destacar: a) o armazenamento de água; b) proteção contra tempestades e mitigação de inundações; c) estabilização de encostas e controle de erosão; d) recarga de aquíferos; e) descarga de aquíferos, com formação de nascentes e mananciais de superfície; f) depuração da água; g) retenção de nutrientes, sedimentos e poluentes; h) estabilização das condições climáticas locais, particularmente temperatura e precipitação (Convenção de Ramsar, 2006).

Estão entre os ambientes mais produtivos do mundo, propiciando grande número de benefícios para comunidades humanas e populações de vida selvagem. Deve-se destacar também que essas áreas são importantes e, muitas vezes, indispensáveis para a saúde, bem-estar e segurança das pessoas que vivem nesses locais ou perto deles (Convenção de Ramsar, 2006). Entretanto, a despeito de sua reconhecida importância, considera-se que as áreas úmidas estejam entre os recursos ambientais mais ameaçados do planeta (Maltby, 1991; Turner, 1991; O’Connell, 2003).

2.2 VEREDAS

O termo “vereda” é usado para designar a fitofisionomia (tipo de vegetação), presente no bioma Cerrado, caracterizada pela presença marcante da palmeira arbórea *Mauritia flexuosa*, popularmente conhecida como buriti, sem que haja, no entanto, a formação de um dossel arbóreo por essas plantas. O solo é recoberto por agrupamentos, mais ou menos densos, de espécies herbáceas e arbustivas.

Este tipo de vegetação é comumente encontrado em solos hidromórficos, saturados de água durante a maior parte do ano, ocupando geralmente os vales ou áreas planas que acompanham linhas de drenagem mal definidas. Pode ocorrer também numa posição intermediária do relevo, sendo comum sua presença nas proximidades das nascentes (olhos d'água) ou, ainda, nas bordas das matas de galeria presentes ao longo de cursos d'água (Ribeiro & Walter, 1998).

Ab'Saber (1996) define as veredas como o arranjo fitogeográfico caracterizado por corredores herbáceos presentes nos bordos das galerias florestais que se estendem, de forma contínua, pelo setor aluvial central de uma planície, correspondendo a situações em que predominam sedimentos arenosos nos bordos das planícies de inundação e ocorrendo, não raramente, em alguns setores do domínio morfoclimático dos cerrados. O mesmo autor menciona que, por esta razão, “as veredas se comportam como corredores de formações herbáceas rasas, no fundo lateral das planícies de inundação onde existem restos subatuais de areias pouco pedogenizadas”.

No âmbito institucional e nos termos da legislação pertinente, as veredas são definidas como “fitofisionomia de savana, encontrada em solos hidromórficos, usualmente com palmáceas, sem formar dossel, em meio a agrupamentos de espécies arbustivo-herbáceas” (Brasil, 2012). Por sua importância socioambiental, as veredas (enquanto nascentes perenes) e seus arredores são considerados Áreas de Preservação Permanente (APP), sendo legalmente protegidas.

Neste contexto, entre as situações que constituem uma Área de Preservação Permanente, incluem-se, “em veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 (cinquenta) metros, a partir do limite do espaço brejoso e encharcado” (Brasil, 2012). As Áreas de Preservação Permanente são previstas no Código Florestal (Lei nº 12651 de 25/05/2012), sendo definidas como a “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (Brasil, 2012).

Com a ocupação do Cerrado, porém, muitas áreas localizadas nos arredores das veredas estão sendo agricultadas ou utilizadas como pastagens (Araújo et al., 2002; Junk, 2002), não se respeitando, muitas vezes, os limites de proteção estabelecidos pela legislação como APP. Deve-se observar, ainda, que em locais utilizados para o desenvolvimento de atividades agropecuárias é fundamental a adoção de sistemas de

manejo que mantenham a qualidade do solo e da água (Reatto et al., 1998; Giboshi, et al., 2006; Araújo et al., 2007), buscando evitar a degradação desses recursos.

2.3 SOLOS DE VEREDA

As veredas ocorrem em solos hidromórficos, saturados de água durante a maior parte do ano ou, em alguns casos, permanentemente saturados. Frequentemente os solos observados em ambiente de vereda pertencem às ordens dos Gleissolos e dos Organossolos (Baruqui & Santana, 1980; RADAMBRASIL, 1982; Reatto et al., 1998; Oliveira, 2005a; Ramos et al., 2006), adotando-se aqui a denominação atual dada pelo Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (Embrapa, 1999, 2006).

Os Gleissolos ocupam geralmente as depressões da paisagem, sujeitas à inundações, apresentando, com frequência, uma camada escura de matéria orgânica mal decomposta sobre uma camada mineral acinzentada (gleizada), que é resultante do ambiente de oxirredução (Reatto et al., 1998). O regime de umidade excessiva por período suficiente de tempo, sem renovação da água, associado à atividade microbiana, promove a diminuição expressiva da taxa de oxigênio dissolvido (IBGE, 2005; Oliveira, 2005b). Nessa condição, o ferro sofre redução, passando de Fe^{3+} a Fe^{2+} , adquirindo assim grande mobilidade e sendo removido, o que causa a despigmentação do solo, que adquire então cores acinzentadas, oliváceas ou azuladas (Oliveira, 2005b).

Os Organossolos são solos que apresentam horizontes essencialmente orgânicos e espessos (somam espessura maior que 40 cm, com mais de 20% de matéria orgânica, em termos de massa). São solos caracteristicamente escuros, friáveis, pouco densos e normalmente saturados de água, que são desenvolvidos a partir da deposição e acumulação de restos orgânicos, principalmente de origem vegetal, sendo este processo favorecido pela decomposição lenta desses resíduos orgânicos, em virtude de temperaturas amenas ou da sua ocorrência em locais com excesso de umidade e condições anaeróbias (Lepsch, 2002; Oliveira, 2005b), como é o caso das veredas e de outros ambientes palustres.

São relatadas, também, ocorrências de outras classes de solo em ambiente de vereda. Neste sentido, pode-se mencionar os Neossolos Quartzarênicos hidromórficos (RADAMBRASIL, 1982; Oliveira, 2005a), além de solos das ordens dos Plintossolos e

dos Espodosolos, neste caso, em ambiente hidromórfico (Embrapa, 1978, citada por Ramos, 2000).

2.4 BIOLOGIA E BIOQUÍMICA DO SOLO

O solo abriga uma imensa quantidade e diversidade de organismos dos mais variados grupos filogenéticos (bactérias, fungos, algas, protozoários, animais etc.), além das raízes das plantas, que, em conjunto, estabelecem uma complexa rede de interações. Verifica-se também que o aporte de material orgânico na superfície, proveniente principalmente da vegetação, propicia condições para a ocorrência de diversos processos bioquímicos relacionados aos ciclos dos elementos e fluxos de energia nos ecossistemas e no próprio solo.

O solo é um dos mais importantes recursos naturais, e os organismos que nele vivem representam uma grande parcela da biodiversidade da Terra. Estes organismos, referidos como “biota do solo”, realizam muitos processos nos ecossistemas, sendo essenciais para a produção de alimentos e para a manutenção da qualidade e da saúde ambiental, tanto em solos agropecuários como nos naturais (Gupta & Roget, 2004). Os componentes bióticos do solo, como já mencionado, apresentam expressiva importância para o funcionamento dos ecossistemas, determinando a ciclagem de nutrientes, a decomposição da matéria orgânica e o fluxo de energia (Wardle & Giller, 1996; Breure, 2004).

Os organismos que habitam o solo são responsáveis direta ou indiretamente por inúmeros processos bioquímicos que controlam as transformações e transferências de energia, carbono e nutrientes no sistema solo-planta-atmosfera. Deste modo, o conjunto das transformações e reações químicas catalisadas biologicamente ocorrentes no solo é normalmente denominado “atividade biológica”. Esta atividade é, portanto, o resultado das atividades individuais de enzimas, células, organismos e populações, em permanentes interações químicas e biológicas, sob influência das condições ambientais e das ações antrópicas (Siqueira & Moreira, 2002).

O que distingue o solo de outras formações geológicas é a sua atividade biológica. Essa atividade e os componentes microbiológicos podem ser mensuráveis e seus valores caracterizam o potencial biológico do solo. O componente principal da atividade biológica é a presença de microrganismos e, também, as funções das raízes das plantas.

Uma prova crucial da presença da fração viva no solo são suas atividades tipicamente biológicas: o solo respira, ou seja, consome O_2 e libera CO_2 , além de exercer funções enzimáticas idênticas àquelas que ocorrem nas células de seres vivos (Drozdowicz, 1997).

Os organismos vivem em microambientes dentro e entre as partículas do solo. Variações no pH, umidade, tamanho de poros, mesmo observadas em pequenos espaços, e também os tipos de alimentos e nutrientes disponíveis, criam uma vasta gama de habitats (Ingham, 2000).

Deste modo, os organismos residentes no solo são submetidos a condições nutricionais e ambientais (abióticas) bastante variáveis, que podem se mostrar muito diferentes, mesmo considerando uma escala espacial micrométrica. Em um sistema estável, espera-se que cada micro habitat do solo seja ocupado pelos organismos melhor adaptados a ele, que puderam colonizar aquele ambiente e se estabelecer num nicho determinado (Garbeva et al., 2004).

A comunidade biológica do solo apresenta várias funções dentro deste ecossistema, incluindo a formação e estabilização da estrutura (agregados) do solo, a ciclagem de nutrientes, controle de pragas e doenças e, também, a degradação ou redução da toxidez de contaminantes e poluentes (Breure, 2004; USDA, 2004). Deve-se destacar, entretanto, que comunidades biológicas, inclusive no solo, respondem à interação de fatores múltiplos, que incluem a disponibilidade e as fontes de alimento e nutrientes, o habitat físico, a umidade e os impactos advindos do histórico de utilização da terra (USDA, 2004).

Como resultado da atividade biológica do solo ocorrem vários processos bioquímicos, podendo-se destacar: a) decomposição da matéria orgânica, com liberação de CO_2 e participação na dinâmica do carbono nos biomas e no planeta; b) mineralização de compostos orgânicos, controlando o fluxo de nutrientes nos ecossistemas e sua disponibilidade para as plantas (ciclagem de nutrientes); c) transformações inorgânicas do N e S (amonificação, nitrificação, desnitrificação, oxidação do S e redução do SO_4^{2-}); d) produção de metabólitos diversos (com várias implicações biológicas, edáficas e ecológicas); e) degradação de compostos xenobióticos, como pesticidas por exemplo (Siqueira & Moreira, 2002).

A biota do solo constitui uma complexa rede trófica que se integra de várias maneiras aos processos ambientais. Os organismos do solo decompõem os compostos orgânicos, incluindo esterco, resíduos de plantas e pesticidas, impedindo-os de atingir as

águas, tornando-se poluentes (Ingham, 2000; Breure, 2004). Eles imobilizam nitrogênio e outros nutrientes que poderiam chegar aos depósitos subterrâneos de água e fixam o nitrogênio da atmosfera, tornando-o disponível para as plantas (Ingham, 2000).

Portanto, a biota do solo desempenha um importante papel em vários processos relacionados à transformação de nutrientes, podendo-se mencionar, por exemplo, a transformação dos resíduos vegetais em fonte essencial de carbono (energia) e de nutrientes para a atividade microbiana (Gupta & Roget, 2004) e para o desenvolvimento das plantas. Deste modo, atuando coletivamente, estes organismos são, fundamentalmente, os catalisadores dos processos bioquímicos que ocorrem no solo (Garbeva et al., 2004).

2.4.1 Organismos (biota) do solo e implicações bioquímicas de sua atividade

A biota do solo é constituída por organismos representantes de todos os domínios e reinos taxonômicos, podendo-se destacar as bactérias, fungos, algas, protozoários, nematóides e alguns outros animais. Com base em seu tamanho, pode ser classificada em microrganismos, micro, meso e macrofauna (Moreira & Siqueira, 2006).

As bactérias do solo constituem o grupo de microrganismos que apresenta a maior abundância e diversidade entre as espécies. Estes organismos apresentam uma elevada taxa de crescimento e grande capacidade de decomposição dos diferentes substratos contidos no solo, exercendo um importante papel na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem dos elementos (Brandão, 1992).

Avaliações da biomassa bacteriana foram feitas por muitos pesquisadores, em vários solos de diferentes ecossistemas. Foram constatadas grandes variações, mas, em termos gerais, pode-se considerar que a massa coletiva das bactérias presentes no solo varia de 300 a 7000 kg em um hectare de camada arável (Drozdowicz, 1997).

No solo, além da ação decompositora, observa-se a ocorrência de bactérias com várias funções ecológicas. Existem bactérias fotossintetizantes, capazes de atuar na produção de matéria orgânica. Por sua vez, as bactérias diazotróficas apresentam a capacidade de fixar o nitrogênio molecular (N_2) presente na atmosfera. Ainda, com um número de espécies relativamente pequeno, porém com grande importância agrônômica, verifica-se a presença de bactérias quimiolitotróficas, capazes não só de oxidar compostos minerais de nitrogênio e enxofre, como também fixar CO_2 , obtendo, desta forma, energia e carbono necessários para seu desenvolvimento (Brandão, 1992).

Dentre as funções ecológicas das bactérias, deve-se mencionar a participação de algumas espécies no ciclo biogeoquímico do nitrogênio. O nitrogênio está presente no ambiente na forma molecular (N_2), íons de nitrato (NO_3^-) e amônia (NH_3^+) ou incorporado em compostos orgânicos nitrogenados (Drozdowicz, 1997).

O ciclo do N no sistema solo-planta é complexo, sendo que a maior fração deste elemento no solo está na forma orgânica, presente na matéria orgânica em diferentes estruturas moleculares e com graus de recalcitrância variados, ou como componente de organismos vivos (Cantarella, 2007). A disponibilização de N orgânico do solo para os vegetais ocorre por meio do processo de mineralização, definido como a transformação do N de sua forma orgânica para a inorgânica (amônia – NH_3 ou íons amônio – NH_4^+), sendo realizado por microrganismos heterotróficos do solo que utilizam compostos orgânicos como fonte de energia (Raij, 1991; Cantarella, 2007).

Assim, verifica-se que a mineralização do nitrogênio orgânico no solo deve-se a ação de populações bastante diversificadas de bactérias, actinomicetos e fungos que atuam na decomposição da matéria orgânica, incluindo tanto organismos aeróbicos quanto anaeróbicos (Furtini Neto et al., 2001). O nitrogênio do solo pode ainda transformar-se, por ação de microrganismos, em formas gasosas (óxido nitroso – N_2O ou nitrogênio elementar – N_2) que se perdem para a atmosfera, num processo conhecido por desnitrificação, comum em solos mal drenados ou em outras condições que favoreçam a falta de oxigênio (Raij, 1991).

Os fungos são organismos quimiorganotróficos cuja principal função no solo é a decomposição de resíduos orgânicos (Moreira & Siqueira, 2006). São predominantes em solos ácidos, onde sofrem menor competição, uma vez que bactérias e actinomicetos são favorecidos por ambientes neutros e alcalinos. Estes organismos (fungos) podem ser encontrados em solos com pH entre 3 e 9, devendo-se observar, porém, que o valor ótimo é variável com a espécie (Brandão, 1992).

Fungos do solo desempenham funções ecológicas importantes, relacionadas à dinâmica da água, ciclagem de nutrientes e supressão de patógenos. Juntamente com as bactérias, os fungos são importantes como decompositores na cadeia alimentar do solo. Eles convertem material orgânico, difícil de digerir, em formas que outros organismos podem utilizar (Ingham, 2000).

Os fungos decompositores (saprófitas) convertem material orgânico morto em biomassa fúngica, dióxido de carbono (CO_2) e outros compostos moleculares, como ácidos

orgânicos. Estes fungos geralmente usam substratos complexos, como a celulose e a lignina da madeira, e são essenciais na decomposição das estruturas do anel carbônico em alguns poluentes (Ingham, 2000).

De forma semelhante às bactérias, os fungos são importantes para a imobilização (manutenção) de nutrientes no solo. Além do que, muitos dos metabólitos secundários dos fungos são ácidos orgânicos e, por isso, ajudam a aumentar o acúmulo de matéria orgânica rica em ácidos húmicos, que é resistente à degradação, podendo permanecer no solo durante centenas de anos (Ingham, 2000).

As algas ocorrem em maior quantidade na camada superficial do solo (0-5 cm), embora possam ser encontradas também nos horizontes mais profundos. Normalmente verifica-se de 10^3 a 10^4 destes organismos por grama de solo, podendo atingir, no entanto, em determinadas condições (alta umidade, por exemplo), cerca de 10^8 organismos por grama de solo (Brandão, 1992).

As algas contribuem com a formação e a integridade dos solos, sendo os primeiros organismos colonizadores dos substratos recentemente expostos à biosfera, incluindo ambientes hostis onde a maioria dos microrganismos não consegue se desenvolver. As algas promovem a intemperização de minerais silicatados, em virtude de uma maior retenção de água e da produção de ácido carbônico. Deste modo, as primeiras contribuições decorrentes da presença de uma população de algas em um solo são a incorporação de carbono, com produção de matéria orgânica (como resultado da fotossíntese) e a estabilização dos agregados do solo (Brandão, 1992).

A atividade bacteriana e de outros microrganismos nas proximidades das raízes das plantas (rizosfera) merece destaque. As raízes afetam grandemente o fornecimento de nutrientes nesta zona, tanto pela absorção de nutrientes dissolvidos, como pela solubilização de elementos minerais do solo. Assim, as raízes afetam a nutrição mineral dos microrganismos do solo, da mesma forma que os microrganismos, por sua vez, também afetam os nutrientes disponíveis para as raízes das plantas (Brady & Weil, 2008).

Vários tipos de compostos orgânicos são liberados em quantidades significativas na superfície das raízes novas, podendo-se mencionar exsudados como ácidos orgânicos, açúcares, aminoácidos e compostos fenólicos, além de secreções mucilaginosas e também o conteúdo de células radiculares e microbianas que enriquecem a rizosfera com uma grande variedade de substâncias. Devido à rizodeposição de substratos carbônicos e fatores de crescimento específicos (como vitaminas e aminoácidos), o número

de microrganismos nessa zona de influência das raízes é, normalmente, expressivamente maior do que no solo não rizosférico, podendo chegar a 10 vezes mais (Brady & Weil, 2008).

O solo tem efeito marcante sobre sua biota, sendo que o tipo de solo representa, possivelmente, um importante fator de influência na estrutura das comunidades microbianas. Assim, as características granulométricas e a textura, o pH, a capacidade de troca de cátions (CTC) ou o teor de matéria orgânica podem afetar diretamente a estrutura da comunidade microbiana do solo, por exemplo, fornecendo um habitat específico que selecione microrganismos específicos, ou indiretamente, como no caso do modo próprio com que determinado tipo de solo afeta o funcionamento e a exsudação das raízes das plantas (Garbeva et al., 2004).

A fauna do solo, embora se apresente em quantidades bem menores do que os microrganismos (bactérias, fungos e algas) e seja variável conforme a região e o pedoclima local, participa da decomposição e incorporação dos resíduos orgânicos, bem como da movimentação de material, mantendo estreitas relações com os demais organismos do solo. Essa comunidade (fauna) variada, tanto quantitativa como qualitativamente, está relacionada a diversos processos pedológicos que marcam a evolução do solo (Assad, 1997).

No solo, o grupo animal mais numeroso é o dos nematóides, enquanto o de maior biomassa é o das minhocas, devendo-se observar, porém, que essas quantidades podem variar em função do tipo de solo, condições climáticas e forma de uso da terra (Moreira & Siqueira, 2006). Um dos aspectos funcionais da fauna do solo mais relevantes está relacionado à sua participação na ciclagem de nutrientes no ecossistema, que é fundamental para o crescimento vegetal e ocorre, principalmente, pela atividade trófica dessa fauna (Correia, 2002).

As principais funções da fauna do solo são: predação; controle biológico; parasitismo de plantas e animais; processamento da serrapilheira por meio de sua fragmentação, aumentando a área de superfície exposta ao ataque dos microrganismos; distribuição da matéria orgânica, de nutrientes e de microrganismos (transporte horizontal e vertical da superfície para camadas mais profundas); e alteração de propriedades físicas do solo pela construção de galerias, ninhos e câmaras. A atividade da fauna no solo promove também alterações nas taxas de decomposição da matéria orgânica e de mineralização de nutrientes (Moldenke, 2000; Moreira & Siqueira, 2006).

A microfauna do solo (protozoários e nematóides, por exemplo) pode se alimentar de substâncias orgânicas dissolvidas e de outros organismos (vivos ou mortos), exercendo, portanto, importante papel no equilíbrio biológico do solo (Moreira & Siqueira, 2006). Estes organismos desempenham função importante na mineralização de nutrientes, tornando-os disponíveis para utilização pelas plantas e outros organismos, com atuação ativa na ciclagem de elementos no solo (Ingham, 2000; Yeates, 2003).

A mesofauna é constituída por espécies que se movimentam nos poros do solo, nas fissuras e na interface entre a liteira e o solo. Por sua vez, a macrofauna engloba os animais de grande mobilidade, que exercem importante papel no transporte de materiais, tanto pela confecção de ninhos e tocas, quanto pela construção de galerias que alcançam profundidades variáveis no solo (Assad, 1997). Os canais abertos por esses animais afetam as taxas de absorção e percolação de água e, conseqüentemente, a aeração do solo (Moreira & Siqueira, 2006), com implicações significativas nos fenômenos e processos químicos e bioquímicos deste ambiente.

Os organismos que constituem a meso e a macrofauna são importantes também na disseminação de microrganismos no solo e na distribuição da matéria orgânica, tornando-a mais disponível para os microrganismos. Minhocas, por exemplo, podem afetar as populações microbianas e faunísticas, de forma direta ou indireta, por meio de mecanismos básicos como: fragmentação; escavação do solo; dejeção; pastejo e dispersão, afetando assim as condições físico-químicas do solo (Edwards, 2000; Moreira & Siqueira, 2006).

Na decomposição dos materiais orgânicos do solo, os microrganismos atuam como transformadores, enquanto os macrorganismos, especialmente os invertebrados macroscópicos, atuam como reguladores do processo. Desta forma, micro e macrorganismos atuam de modo interativo, formando uma intensa rede trófica onde os reguladores têm a função de triturar (desintegrar) os materiais orgânicos, atuando também como predadores e parasitas, enquanto os transformadores (fungos, bactérias e actinomicetos) são essencialmente os decompositores primários (Moreira & Siqueira, 2006).

2.4.2 Matéria orgânica do solo: aspectos biológicos, bioquímicos e ambientais

A matéria orgânica do solo (MOS) pode ser definida como o conjunto dos materiais orgânicos presentes no perfil do solo (Stevenson, 1994; Siqueira & Moreira, 2002). A acumulação de resíduos de plantas e animais, parcialmente decompostos e bioquimicamente transformados, produz a MOS. Esse material, em ativo estado de decomposição, está submetido ao ataque contínuo de microrganismos, de forma que boa parte dele tem caráter transitório, sendo continuamente renovado pela adição de resíduos animais e vegetais (Silva & Resck, 1997).

De maneira geral, a MOS pode ser entendida como a fração que inclui a totalidade dos organismos vivos e seus restos presentes no solo, apresentando os mais variados graus de decomposição. Entretanto, algumas vezes, especialmente no manejo da fertilidade do solo, a MOS é considerada como sendo apenas a fração não viva, representada principalmente pelas frações orgânicas estabilizadas na forma de substâncias húmicas (Silva & Mendonça, 2007).

A matéria orgânica do solo é composta por resíduos vegetais em variados estágios de decomposição, pela biomassa microbiana, raízes e por sua parte mais estável, o húmus (Theng et al., 1989). Quimicamente a MOS é composta de carbono (C), oxigênio (O), hidrogênio (H) e complementada com outros elementos como o nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S). Devido ao aspecto energético e à síntese protéica, pode-se considerar que C e N são os elementos de maior destaque no estudo da MOS (Silva & Resck, 1997) e também dos fenômenos bioquímicos do solo.

A matéria orgânica do solo apresenta origem e composição química bastante complexa. É constituída pelo material orgânico adicionado ao solo, por produtos resultantes das transformações destes, células microbianas e estruturas corporais (esqueletos) de invertebrados, metabólitos microbianos, produtos da interação dos materiais orgânicos com componentes inorgânicos do solo, tais como minerais e argilas, e também por materiais mais resistentes à decomposição pelos microrganismos, ou seja, os materiais recalcitrantes (Siqueira & Moreira, 2002).

A MOS é constituída por componentes vivos e não vivos. O componente vivo dificilmente ultrapassa 4% do carbono orgânico total do solo (COT) e pode ser subdividido em três compartimentos: raízes – 5 a 10% do total de constituintes vivos; macrorganismos

ou fauna do solo –15 a 30% e microrganismos – 60 a 80% (Silva & Resck, 1997; Silva & Mendonça, 2007).

A matéria orgânica não viva, por sua vez, pode representar 98% do COT, podendo ser subdividida em fração leve (matéria macrorrgânica) e fração pesada, que contém o húmus (Silva & Resck, 1997). A fração leve é constituída, essencialmente, por resíduos vegetais em variados estágios de decomposição ou alteração, ocorrendo, na maioria das vezes, em quantidades consideravelmente menores do que o húmus estabilizado, representando assim a menor fração do componente não vivo da MOS (Stevenson, 1994; Silva & Resck, 1997; Silva & Mendonça, 2007).

A fração leve da MOS ou matéria macrorrgânica pode, ainda, dependendo do método de fracionamento, ser definida como matéria orgânica particulada. Neste caso, a separação da matéria orgânica (MO) leve é realizada por peneiramento (em peneira de 53 µm), precedido pela dispersão das partículas por meio de agitação e utilização de dispersante químico. Assim, após a passagem da suspensão de solo pela peneira, a fração retida é considerada a MO particulada (Cambardella & Elliott, 1992; Silva & Mendonça, 2007).

A fração pesada, genericamente chamada húmus, é normalmente subdividida em substâncias húmicas (SH) e não húmicas (SNH). As substâncias não húmicas apresentam características físicas e químicas reconhecidas, podendo-se mencionar os carboidratos, proteínas, peptídeos, aminoácidos, gorduras, ceras, alcanos e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (Silva & Resck, 1997).

O húmus, considerando especialmente as SNH, provavelmente contém muitos (se não todos) dos compostos bioquímicos sintetizados pelos organismos vivos (Stevenson, 1994). Tais substâncias (SNH) correspondem, portanto, a um grupo de biomoléculas identificáveis, produzidas principalmente pela atividade microbiana, que, em geral, são menos resistentes à decomposição e por isso mais facilmente degradadas por microrganismos (Brady & Weil, 2008).

As SH, por sua vez, são formadas de moléculas complexas, heterogêneas e polidispersas, alteradas química e biologicamente e que apresentam pouca ou nenhuma das características comuns aos compostos orgânicos mais conhecidos. Apresentam alta capacidade de combinação com outras moléculas orgânicas, principalmente pelo alto conteúdo de oxigênio contido em grupos funcionais como –COOH (carboxílico), –OH (enólico e fenólico-alifático) e C=O (em vários tipos de estruturas) (Silva & Resck, 1997).

As substâncias húmicas compreendem cerca de 60 a 80% da MOS e são constituídas por grandes moléculas, com estrutura e composição variável, não apresentando um padrão molecular definido. São caracterizadas pela presença de estruturas aromáticas, que incluem polifenóis (inúmeros compostos fenólicos ligados) e poliquinonas estruturalmente semelhantes, mas que são ainda mais complexas. Geralmente são de cor escura, amorfas, com peso molecular variável e, devido à sua complexidade, são os materiais orgânicos mais resistentes ao ataque microbiano (Brady & Weil, 2008).

As SH costumam ser divididas em três frações ou grupos químicos principais, sendo geralmente classificadas como ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. A distinção destas três frações é feita com base em sua solubilidade em soluções ácidas ou alcalinas. Deste modo, verifica-se que a humina é insolúvel em ácido e em base, enquanto os ácidos fúlvicos são solúveis tanto em meio ácido como básico e os ácidos húmicos, por sua vez, são solúveis em base, mas insolúveis em ácido (Tate, 1992; Resende et al., 2007; Brady & Weil, 2008).

Em suma, as SH correspondem a uma série de substâncias com peso molecular relativamente elevado, com coloração que varia do amarelo ao preto (castanho escuro) e que são formadas por reações de síntese secundárias. Possuem considerável estabilidade no solo, apresentando, no entanto, propriedades diferentes dos biopolímeros de organismos vivos, incluindo a lignina das plantas superiores (Stevenson, 1994; Silva & Mendonça, 2007).

A presença da matéria orgânica no solo é resultado da ação dos agentes biológicos do ambiente e diferencia o solo do regolito, ou seja, da camada superficial desagregada, proveniente da ação do intemperismo, existente acima das rochas na litosfera. A atividade biológica possibilita, por meio da matéria orgânica, que o solo passe a conter carbono e nitrogênio, sendo estes elementos muito importantes para a dinâmica dos ecossistemas e não presentes no material geológico que dá origem aos solos. O desenvolvimento gradual de vegetais e outros organismos, observado durante o processo de transformação das rochas e formação dos solos, possibilita uma acumulação progressiva de matéria orgânica, até que seja alcançada uma condição de equilíbrio entre adições e perdas ocasionadas por decomposição (Raij, 1991).

A decomposição de restos vegetais e animais no solo constitui um processo essencialmente biológico, em que o carbono é reconduzido para a atmosfera como dióxido

de carbono (CO₂) e os elementos associados ao material orgânico original (N, P, S e vários micronutrientes) permanecem no sistema em formas requeridas pelas plantas superiores. No processo, parte do C é incorporada aos tecidos microbianos e parte é convertida em húmus estável. Simultaneamente, uma parcela do húmus formado é mineralizada, de tal forma que o teor total de MOS é mantido em certo nível de estabilidade, sendo que este nível é característico da natureza do solo e do sistema de manejo utilizado (Stevenson, 1994).

A MOS contribui com uma parcela significativa da capacidade de troca de cátions do solo, além de ser, provavelmente, o principal fator responsável pela estabilidade dos seus agregados e fornecer os componentes necessários à sobrevivência e crescimento dos microrganismos (Brady, 1989). Por todas estas razões, a quantidade e a qualidade da matéria orgânica são fundamentais na determinação da qualidade do solo (Brady & Weil, 2008).

Como visto, a matéria orgânica influencia significativamente as propriedades do solo (físico-químicas e biológicas), contribuindo de modo importante para o crescimento dos vegetais (Stevenson, 1994; Furtini Neto et al., 2001). Dentre os efeitos da MOS sobre o solo pode-se destacar: a) a liberação de nutrientes para as plantas e microrganismos, como resultado dos processos de decomposição e mineralização; b) formação de complexos solúveis com micronutrientes catiônicos (Fe²⁺, Cu²⁺, Mn²⁺ e Zn²⁺), aumentando assim o seu transporte e disponibilidade; c) combinação com argilas, exercendo importante função cimentante na formação de agregados e melhorando a estruturação do solo, com reflexos na aeração, permeabilidade, infiltração de água e redução de processos erosivos; d) ação tamponante, com estabilização do pH do solo, contribuindo com a minimização da acidificação; e) combinação com moléculas orgânicas, afetando a bioatividade, persistência e biodegradabilidade de pesticidas; f) retenção de água, contribuindo significativamente com a melhoria na capacidade de retenção de umidade, especialmente em solos arenosos; g) contribuição para a coloração mais escura do solo, facilitando seu aquecimento; h) aumento da capacidade de troca de cátions do solo, reduzindo perdas por lixiviação e problemas com salinidade (Stevenson, 1994; Sparks, 1995; Furtini Neto et al., 2001).

A matéria orgânica presente no solo pode também formar complexos estáveis com Al³⁺ e metais como mercúrio (Hg²⁺) e chumbo (Pb²⁺), reduzindo assim a toxicidade de alumínio e de metais pesados (Furtini Neto et al., 2001). Além disso, pode-se dizer que a

matéria orgânica do solo é a fração mais importante para o suporte das populações microbianas desse ecossistema, especialmente a porção biologicamente disponível da MOS. A biomassa microbiana, que representa parte do componente vivo da matéria orgânica do solo, constitui de 2 a 7% do carbono orgânico no solo e atua como um mecanismo promotor da mineralização da MOS e da liberação de nutrientes (Gupta & Roget, 2004).

A análise da natureza e das quantidades de matéria orgânica coloidal no solo mostra uma tendência básica de que o aumento dos teores de MOS beneficia o funcionamento deste ecossistema como um todo. Esta é uma situação provável para solos minerais em geral, caso as condições físicas e químicas sejam tais que o estoque de matéria orgânica esteja constantemente em transição entre formas minerais e orgânicas (Tate, 1992). A importância da matéria orgânica aumenta em ecossistemas tropicais, onde os solos são pobres em nutrientes e a vegetação depende da reciclagem de nutrientes contidos nos resíduos vegetais (Longo & Espíndola, 2000).

A matéria orgânica se apresenta como um componente fundamental para a manutenção da qualidade física, química e biológica dos solos e, conseqüentemente, para a sustentabilidade dos sistemas produtivos (e manutenção do equilíbrio em sistemas naturais), podendo-se destacar também a participação e o papel da MOS no sequestro e no ciclo global do carbono, bem como no balanço das emissões de gases do efeito estufa (Saggar et al., 2001; Silva & Mendonça, 2007). Desta forma, pode-se perceber e enfatizar a importância e os benefícios proporcionados pela matéria orgânica nos solos.

A MOS possibilita a criação de um ambiente favorável para manutenção do equilíbrio dos processos físicos, reações químicas e, também, da atividade biológica no solo (Saggar et al., 2001). No entanto, sob manejo inadequado e cultivo intensivo, especialmente em solos arenosos, a matéria orgânica pode ser reduzida a níveis muito baixos em poucos anos (Lopes, 1989). A redução dos teores de MOS pode ter efeitos deletérios sobre o ecossistema como um todo, uma vez que essa perda de material orgânico é frequentemente associada à diminuição da fertilidade e da capacidade de infiltração e retenção de água no solo, além do aumento na ocorrência de processos erosivos (Saggar et al., 2001).

O planejamento do uso do solo e a conservação dos recursos edáficos são questões que, com a intensificação da pressão social sobre os ecossistemas, assumem grande importância e que envolvem a necessidade de um manejo cuidadoso da MOS,

incluindo as comunidades bióticas do solo. Assim, há uma necessidade crescente de aplicação de novas técnicas químicas e biológicas (e também bioquímicas) para fornecer dados de campo, bem como ampliar o conhecimento e a sofisticação dos modelos sobre a MOS, para que planos de uso e manejo do solo mais adequados e sustentáveis possam ser desenvolvidos (Tate, 1992).

2.4.3 Processos biológicos e bioquímicos do solo em áreas úmidas

A ocorrência de solos hidromórficos, sujeitos a regimes de saturação ou inundação, de forma periódica ou permanente, é uma das principais características que identificam as áreas úmidas (e veredas). Estes solos são formados sob condições de drenagem deficiente, em ambientes palustres (pântanos e brejos, por exemplo), além de áreas de surgência ou em planícies, podendo ser orgânicos ou minerais (IBGE, 2004). As limitações de drenagem, nestes casos, são condicionadas por características do perfil, como a presença de camadas de permeabilidade lenta, ou por sua localização em depressões ou áreas planas, geralmente nas partes mais baixas do terreno (Lemos & Santos, 1984; Andrade, 2001; IBGE, 2005; Resende et al., 2007).

O excesso de água presente nestes solos determina certas características peculiares (Raij, 1991; Resende et al., 2007), ocorrendo vários grupos de organismos (aeróbios e anaeróbios) e metabolismos respiratórios distintos (Moreira & Siqueira, 2006). O regime de umidade excessiva por período suficiente de tempo, sem renovação da água, associado à atividade microbiana, promove a diminuição expressiva da taxa de oxigênio dissolvido (IBGE, 2005; Oliveira, 2005 b), devendo-se destacar que em solos com volume de atmosfera de O₂ inferiores a 1%, ocorre insuficiência deste elemento para processos bioquímicos, resultando em mudanças na comunidade microbiana (Moreira & Siqueira, 2006).

A biogeoquímica das áreas úmidas é controlada pela dinâmica das inundações e pelas condições resultantes das reações de oxidação e redução que ocorrem no ambiente. Nestes ecossistemas, depois de esgotado o oxigênio pela respiração aeróbia, microrganismos anaeróbios, obrigatórios ou facultativos, utilizam progressivamente substratos oxidados presentes no solo como receptores de elétrons em sua atividade respiratória (Neue et al., 1997).

Nos processos de obtenção de energia pelos organismos acontecem reações nas quais ocorre a transferência de elétrons de substâncias que servem como fontes de energia, para substâncias que se tornam produtos da respiração. No caso da respiração aeróbica, o receptor final é o oxigênio molecular (O_2), que é então reduzido a água (Raij, 1991; Ricklefs, 2009; Odum & Barrett, 2011).

Contudo, sob condição de anaerobiose (por saturação ou alagamento, por exemplo), várias outras substâncias podem receber elétrons, sofrendo redução. Este processo oxirredutor é promovido por microrganismos anaeróbicos que, na ausência de O_2 , podem usar compostos inorgânicos oxidados como aceptores terminais de elétrons em seu metabolismo. Assim, nitratos (NO_3^-) e sulfatos (SO_4^{2-}) podem ser reduzidos e convertidos a outras formas iônicas, de modo semelhante a metais sujeitos a oxirredução, como ferro e manganês, que podem ser reduzidos a formas de menor valência e, neste caso, maior solubilidade (Raij, 1991; Furtini Neto et al., 2001; Moreira & Siqueira, 2006).

Além do aspecto energético, estas reduções resultam em processos bioquímicos, como desnitrificação, respiração do nitrato, redução do sulfato e metanogênese, todos com grande importância ecológica nos ecossistemas terrestres. O metabolismo anaeróbio é muito importante para a ecologia microbiana do solo e para os processos biogeoquímicos de elementos como C, N e S, além de elementos metálicos como Fe e Mn, possibilitando a ciclagem de materiais orgânicos, mesmo em ambientes anóxicos. Deve-se observar, porém, que nestes ambientes a mineralização é limitada pela disponibilidade de aceptores externos de elétrons, além de outros fatores que podem favorecer uma acumulação gradual de matéria orgânica (Moreira & Siqueira, 2006).

Os solos das áreas úmidas estão sujeitos a períodos de saturação que inibem a difusão de O_2 , além do que, durante intervalos de tempo consideráveis, apresentam condições redutoras em que outros aceptores de elétrons (que não o oxigênio) são reduzidos, podendo, no entanto, ocorrer variações ou alternância entre condições redutoras e oxidantes em determinadas zonas ou períodos (Brady & Weil, 2008). Considerando o potencial de oxiredução, verifica-se, de modo geral, que solos alagados comportam-se como ambientes estratificados verticalmente, nos quais as condições redutoras aumentam com a profundidade no perfil. Assim, na camada mais superficial, encontram-se os organismos respiradores aeróbios (na zona de oxidação); respiradores de nitrato logo abaixo, no topo da zona redutora e, abaixo deles, nas camadas mais profundas, onde o

ambiente é ainda mais redutor, têm-se os respiradores de sulfato e metanogênicos (Moreira & Siqueira, 2006).

Em solos saturados os teores de O_2 e o potencial redox tornam-se baixos o suficiente para que reações como a redução do nitrato possam acontecer. A proximidade das zonas oxidadas e anaeróbias nestes solos e a passagem da água através do ambiente favorecem a remoção de nitrogênio do sistema por desnitrificação, sendo que este processo ocorre pela oxidação sequencial de N amoniacal a nitrato (nitrificação) e, posteriormenete, a redução microbiana do NO_3^- a várias formas gasosas de N que escapam para atmosfera (Drozdowicz, 1997; Cantarella, 2007; Brady & Weil, 2008).

Alguns organismos heterotróficos anaeróbios facultativos podem se desenvolver em ambientes anóxicos, sobrevivendo em meios com disponibilidade de nitratos e compostos orgânicos. Nessas condições, as bactérias respiram usando sua cadeia de transporte de elétrons característica dos aeróbios, porém com a diferença de que o NO_3^- e não o O_2 serve como acceptor final de elétrons, com posterior liberação de produtos gasosos, como nitrogênio molecular (N_2), óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N_2O). Este mecanismo de desnitrificação é chamado por alguns autores como respiração dos nitratos, devendo-se observar que CO_2 é produzido a partir da oxidação de compostos orgânicos usados como substratos energéticos (Drozdowicz, 1997).

O enxofre existe no solo em vários estados de oxidação (2^- , 0, 2^+ , 4^+ e 6^+) e sofre transformações biológicas semelhantes ao nitrogênio, incluindo a volatilização. Em seus estados reduzidos (S^{2-} e S^0), é fonte de energia metabólica para algumas bactérias quimiolitotróficas que usam HS^- e O_2 para gerar energia e sintetizar compostos orgânicos a partir do CO_2 (Siqueira & Moreira, 2002).

Nas áreas úmidas, de um modo geral, verificam-se maiores teores de carbono do que nos solos minerais bem drenados e arejados (em terras altas), de forma que os solos saturados e alagados destas áreas contêm frações representativas do estoque global de C. Os estoques de matéria orgânica no solo são resultado do balanço entre entradas e saídas de C no ambiente subterrâneo. As entradas são representadas principalmente pelo aporte de resíduos vegetais (foliares e radiculares), enquanto as saídas se dão por emissão de dióxido de carbono (CO_2) a partir da superfície do solo e, ainda, pela emanação de metano (CH_4) e remoção hídrica de compostos contendo C dissolvido e/ou particulado (Davidson & Janssens, 2006).

A inundação (ou saturação) do solo altera consideravelmente a comunidade biológica (macro e microrganismos) e sua atividade. Nestas condições a fermentação bacteriana anaeróbia predomina, enquanto actinomicetos, fungos e leveduras são menos ativos. Entretanto, a fermentação anaeróbia não representa um modo efetivo de decomposição do carbono (em formas reduzidas), de maneira que este processo compreende a degradação de substratos complexos antes que ocorra sua oxidação, o que resulta em uma série de substâncias, muitas delas de caráter transitório e não verificadas em solos bem arejados (Neue et al., 1997).

Os produtos da decomposição anaeróbia incluem uma grande variedade de compostos orgânicos parcialmente oxidados, como ácidos orgânicos, alcoóis e gás metano (Moreira & Siqueira, 2006; Brady & Weil, 2008), devendo-se destacar que os produtos finais da decomposição do C em áreas úmidas são CO_2 e CH_4 (Neue et al., 1997; Davidson & Janssens, 2006). Os solos das áreas úmidas tropicais, em geral, armazenam e conservam grandes quantidades de matéria orgânica, sendo também uma fonte importante de constituintes atmosféricos, principalmente metano (Neue et al., 1997).

Em solos palustres (brejosos) a produção de biomassa costuma ser maior do que a decomposição. Como os resíduos orgânicos (vegetais e animais) são depositados em superfície, sucede sua decomposição parcial, ocorrendo, no entanto, acumulação de material orgânico, em parte, como resultado do efeito conservante proveniente da saturação por água, além de outros fatores que também condicionam este processo (Tate, 1992).

Em solos saturados o suprimento de oxigênio se esgota com o preenchimento de seus poros por água, ocorrendo dificuldade para difusão do O_2 atmosférico no solo. Sem a presença de oxigênio suficiente os organismos aeróbios não podem se desenvolver e realizar suas funções, de forma que os anaeróbios ou facultativos se tornam dominantes (Brady & Weil, 2008). Deste modo, em condições de anoxia ou baixas concentrações de oxigênio, a decomposição ocorre de forma mais lenta, causando o acúmulo de matéria orgânica parcialmente decomposta (Davidson & Janssens, 2006; Resende et al., 2007; Brady & Weil, 2008), sendo este um importante processo no sequestro e no ciclo global do carbono.

2.5 ATRIBUTOS BIOLÓGICOS E QUALIDADE DO SOLO

Os atributos do solo representam suas propriedades, ou seja, o seu caráter próprio. Pode-se dizer que estes atributos são as particularidades ou peculiaridades que identificam e distinguem um membro (neste caso, um solo) no âmbito de um conjunto observado (Resende et al., 2007). São, portanto, os elementos qualitativos ou quantitativos que identificam um solo determinado. Deve-se mencionar, ainda, que os aspectos biológicos (macro e microrrgânicos) e bioquímicos constituem atributos importantes a serem considerados nos atuais estudos de solos.

Os atributos biológicos do solo incluem os organismos vivos e todo material derivado a partir deles. Esses organismos, também denominados componentes bióticos do solo, incluem plantas, animais e microrganismos, muito variáveis em tamanho e função, e que produzem, após sua morte, resíduos que permanecem no solo em vários estágios de decomposição (Gregorich et al., 1997). Estes atributos são, juntamente com os atributos físico-químicos, os fatores condicionantes da qualidade funcional do solo.

A qualidade do solo pode ser definida como a capacidade deste de funcionar dentro dos limites do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde de vegetais e animais (Doran & Parkin, 1994; Doran & Zeiss, 2000), sendo esta uma das definições citadas com maior frequência. A discussão sobre a “qualidade do solo” intensificou-se a partir do início dos anos 1990, quando a comunidade científica, consciente da importância do solo para a qualidade ambiental, passou a abordar em um grande número de publicações a preocupação com a degradação dos recursos naturais, a sustentabilidade agrícola e a função do solo nesse contexto (Vezzani & Mielniczuk, 2009).

Contudo, um declínio significativo da qualidade do solo vem sendo observado em todo o mundo devido a mudanças adversas de suas propriedades físicas, químicas e biológicas, além de sua contaminação por agentes químicos inorgânicos e orgânicos. Deve-se ressaltar que estas modificações são, muitas vezes, resultantes do mau uso e manejo inadequado do solo e da água (Arshad & Martin, 2002).

Uma grande variedade de atributos físicos, químicos e biológicos pode ser usada para caracterizar a qualidade do solo, devendo-se selecionar atributos apropriados para cada forma específica de uso da terra (Carter et al., 1997; Nortcliff, 2002). Considerando o solo como um importante recurso e sua utilização de forma intensiva, a

“qualidade do solo” se mostra como uma ciência aplicada voltada à resolução de problemas diversos (por exemplo, um melhor manejo do solo), podendo, portanto, ser considerada como um fator fundamental para a implementação de uma gestão sustentável do uso da terra (Carter et al., 1997).

A qualidade do solo é medida por meio da utilização de indicadores, que nada mais são do que atributos que medem ou refletem o status ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema. Os indicadores de qualidade do solo podem ser, portanto, classificados como físicos, químicos e biológicos (Araújo & Monteiro, 2007), não devendo, porém, ser avaliados de forma isolada.

Embora a pesquisa e seleção de indicadores seja um componente crítico na avaliação da qualidade do solo, não deve ser considerado como um fim em si próprio. Lamentavelmente, a ênfase sobre os indicadores individuais de qualidade têm sido relatada algumas vezes como “medição da qualidade do solo”, em oposição à premissa fundamental, preconizada desde o início das discussões sobre o tema, de que a qualidade do solo deva ser avaliada com base em vários atributos físicos, químicos e biológicos e suas interações (Karlen et al., 2003).

Os indicadores de qualidade e bom funcionamento (saúde) do solo devem se mostrar aplicáveis principalmente na elucidação de processos ecológicos (no ecossistema), integrando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Devem também apresentar sensibilidade às variações climáticas e diferentes formas de manejo adotadas, sendo acessíveis e apresentando utilidade a profissionais especializados em agropecuária, produtores rurais, ambientalistas e pessoal responsável pela formulação de políticas públicas na área (Doran & Parkin, 1996).

Considera-se, com relativa frequência, que os atributos biológicos e bioquímicos do solo sejam mais sensíveis às variações ambientais do que os atributos físico-químicos, podendo fornecer, deste modo, informações imediatas e precisas sobre mudanças na qualidade do solo, mesmo que sutis (Pascual et al., 2000; Bending et al., 2004; Araújo & Monteiro, 2007; Fließbach et al., 2007). Atributos biológicos podem ser muito dinâmicos e excepcionalmente sensíveis a mudanças nas condições do solo, sendo que por este motivo, muitas vezes, observa-se certa preferência por atributos desta natureza (biológicos e bioquímicos) nas avaliações de curto prazo (Nortcliff, 2002).

Os estudos sobre bioindicadores mostram que os microrganismos do solo, devido a certas características, tais como a abundância e atividade bioquímica e

metabólica, além de proporcionar respostas mais rápidas a mudanças no ambiente, apresentam um alto potencial de uso na avaliação da qualidade do solo (Araújo & Monteiro, 2007). Os organismos vivos e seus resíduos interagem com os componentes abióticos do solo, que incluem minerais, argilas e água, além de íons e compostos químicos diversos. Estes componentes (bióticos e abióticos) se mostram intimamente ligados, moldando e influenciando uns aos outros de modo recíproco (Gregorich et al., 1997), possibilitando, deste modo, sua utilização como indicadores de qualidade ambiental.

Os atributos biológicos da qualidade do solo incluem alguns dos componentes do solo, além de processos relacionados à ciclagem da matéria orgânica, tais como C e N orgânicos totais e mineralizáveis, biomassa microbiana, fração leve da MOS, biota do solo (fauna, flora e microrganismos) e atividade enzimática (Gregorich et al., 1997). Dentre os atributos biológicos do solo que podem ser medidos destacam-se as populações de micro, meso e macro-organismos, taxa de respiração ou outros indicadores da atividade microbiana e, também, a caracterização mais detalhada da MOS (Nortcliff, 2002). Assim, verifica-se que entre os parâmetros (atributos) biológicos mais importantes nas avaliações de degradação ou qualidade do solo estão a matéria orgânica, carbono da biomassa microbiana, respiração e atividade enzimática (Bastida et al., 2008).

2.5.1 Biomassa microbiana do solo

A biomassa microbiana do solo (BMS) representa a fração viva e mais ativa da MOS, sendo constituída principalmente por bactérias, fungos e actinomicetos, além de algas e organismos da microfauna do solo, como protozoários e nematóides (Gregorich et al., 1997; Moreira & Siqueira, 2006; Reis Junior & Mendes, 2007). Pode ser definida, também, como a parte da matéria orgânica constituída pelos organismos vivos que apresentam volume inferior a $5000 \mu\text{m}^3$ (Moreira & Siqueira, 2006).

A BMS é um componente importante da MOS, que regula as transformações e armazenamento de nutrientes. Os processos mediados pela comunidade microbiana afetam as funções ecológicas associadas à ciclagem de nutrientes, fertilidade do solo, dinâmica biogeoquímica do C e o acúmulo e/ou perdas de matéria orgânica no ambiente edáfico (Horwath & Paul, 1994). A BMS apresenta dupla função no solo, atuando primeiramente como agente decompositor de resíduos vegetais, com liberação

concomitante de nutrientes e, ainda, como um reservatório lábil de nutrientes (Stevenson, 1994).

A biomassa microbiana desempenha um papel fundamental na dinâmica da matéria orgânica, controlando as suas transformações no solo e influenciando o armazenamento de C. Pode atuar tanto como fonte temporária de nutrientes para as plantas (durante a mineralização), ou ainda como dreno (durante a imobilização). As diversas atividades metabólicas de microorganismos do solo, particularmente bactérias, regulam o fluxo energético e a ciclagem de nutrientes neste ecossistema, sendo muito importantes no ciclo global de muitos compostos inorgânicos ou elementos, principalmente N, S e P (De-Polli & Guerra, 1996; Gregorich et al., 1997).

Além de sua participação ativa na decomposição de resíduos orgânicos e ciclagem de nutrientes, os organismos que compõem a BMS atuam também em processos relacionados à pedogênese (intemperização das rochas, por exemplo), biorremediação de áreas contaminadas por poluentes, entre outros (Reis Junior & Mendes, 2007). Deste modo, o tamanho e a atividade da biomassa microbiana devem ser avaliados para uma melhor compreensão dos fluxos de nutrientes em ecossistemas manejados e naturais (Horwath & Paul, 1994).

A BMS pode ser avaliada por métodos diretos e indiretos. Os métodos diretos envolvem a microscopia dos componentes da biomassa microbiana (bactérias e fungos), sendo este o método mais antigo, que, no entanto, vem sendo substituído por outros métodos indiretos (Moreira & Siqueira, 2006; Araújo & Monteiro, 2007), em virtude da grande dificuldade operacional e, também, da demora na execução dos procedimentos de observação direta das amostras de solo (De-Polli & Guerra, 1996).

Os principais métodos (indiretos) empregados atualmente, para avaliação da biomassa microbiana do solo, são a fumigação-incubação e fumigação-extração, que envolvem a fumigação das amostras de solo com clorofórmio para provocar a morte dos microrganismos e não afetar a matéria orgânica morta (Moreira & Siqueira, 2006; Araújo & Monteiro, 2007). Além destes, há os métodos da irradiação-incubação e irradiação-extração, utilizando, nestes casos, a radiação de microondas para eliminação dos microrganismos (Araújo & Monteiro, 2007).

A determinação deste atributo do solo (BMS) tem sido aplicada nos estudos sobre o fluxo de carbono, ciclagem de nutrientes e produtividade vegetal em uma grande variedade de ecossistemas terrestres, fornecendo uma medida quantitativa da biomassa

microbiana viva presente no solo em um determinado momento (Voroney et al., 1993). Assim, as estimativas da BMS são úteis em pesquisas e análises que comparam as oscilações temporais de nutrientes entre condições naturais e perturbadas (Horwath & Paul, 1994).

Os efeitos do cultivo e das práticas de manejo sobre os níveis de C orgânico e o balanço de nutrientes do solo podem ser avaliados por meio do acompanhamento sistemático do estoque de nutrientes e da atividade da biomassa microbiana. Além disso, a toxicidade de poluentes e a degradação de compostos orgânicos (pesticidas e produtos químicos industriais) podem ser monitoradas pela verificação das alterações que se seguem na biomassa microbiana do solo, como efeito da presença de substâncias estranhas ao ambiente (Horwath & Paul, 1994).

Devido a suas propriedades e importantes interações com processos ecológicos, a determinação da BMS deve ser parte integrante de uma avaliação da qualidade do solo. Deste modo, deve-se desenvolver ferramentas biológicas sensíveis para avaliação da qualidade do solo, dentre as quais pode-se destacar a biomassa microbiana como um componente fundamental, possibilitando assim a caracterização adequada dos diferentes sistemas de gestão e manejo do solo, de modo a se promover aqueles mais sustentáveis (Franzluebbers, 1999).

2.5.2 Carbono e nitrogênio orgânicos

O carbono é a base de toda atividade biológica, uma vez que os tecidos vivos que constituem os organismos, bem como os compostos celulares, são feitos de átomos de C dispostos em anéis ou cadeias associadas com vários outros elementos químicos (inclusive N). Todas as substâncias orgânicas, por definição, contêm o elemento carbono em sua composição, sendo que, em média, o C compreende cerca de metade da massa de toda MOS (Brady & Weil, 2008).

O carbono adentra o ambiente edáfico por meio da fotossíntese, com a conversão de CO₂ atmosférico em compostos orgânicos que, eventualmente, chegam ao solo como resíduos vegetais (provenientes das raízes e parte aérea das plantas) e exsudados radiculares. Estes resíduos orgânicos são decompostos por organismos do solo (fauna e microrganismos), resultando na posterior liberação de grande parte do C para a atmosfera, novamente na forma de dióxido de carbono (CO₂). A fração remanescente do C adicionado

ao solo, incluindo a parte assimilada pela biomassa microbiana, sofre decomposição mais lenta, sendo que uma pequena parcela pode tornar-se inacessível à degradação biológica, em virtude de sua composição química ou pela associação com minerais do solo (Janzen et al., 1997; Silva & Mendonça, 2007).

O metabolismo microbiano no solo produz alguns compostos orgânicos estáveis que podem perdurar por décadas, ou até mesmo séculos, até que o C contido em sua estrutura molecular seja devolvido à atmosfera como CO₂. Assim, esta resistência à degradação biológica possibilita o acúmulo de matéria orgânica no solo (Brady & Weil, 2008) e, conseqüentemente, acumulação também de carbono em formas orgânicas.

Nos ecossistemas naturais, o carbono orgânico é incorporado ao solo por duas vias principais, a considerar: via epígea e via endógena. A primeira refere-se aos aportes provenientes de restos vegetais e animais que se depositam na superfície do solo e, também, por compostos orgânicos liberados pelas folhas (e por outras partes aéreas) que são lavados e transportados ao solo pela água da chuva. A via endógena, por sua vez, representa as contribuições originadas da exsudação radicular ou os produtos da decomposição ocorrida após a morte da planta (Cerri et al., 1992).

O carbono orgânico do solo representa o balanço entre o C adicionado pela deposição vegetal e o que é perdido para águas subterrâneas (e posteriormente para os oceanos) e, também, para a atmosfera. As perdas por via hídrica se dão por lixiviação, como carbono orgânico dissolvido, enquanto as perdas para a atmosfera (via atividade microbiana) ocorrem como CO₂ em solos aerados, ou como metano nos solos saturados com água (Machado, 2005). Pode-se dizer, portanto, que o ciclo do carbono (nos ecossistemas terrestres) corresponde ao movimento perpétuo do C orgânico, alternando-se entre a atmosfera e o solo, sendo este o processo natural, mediado por microrganismos, que possibilita a limpeza do ambiente por meio da reciclagem de resíduos orgânicos (Tan, 1994).

O ciclo do nitrogênio está intimamente associado ao ciclo do carbono, embora possa ser considerado parte do ciclo de nutrientes. É constituído por uma sequência de reações bioquímicas, muitas das quais ocorrentes no solo (Tan, 1994), onde bactérias e fungos, especialmente, apresentam destacada importância nos processos relacionados às transformações do N (Victoria et al., 1992). Entretanto, é importante notar que, na natureza, o processo de mineralização do N orgânico envolve toda a rede alimentar do solo e não apenas as bactérias e fungos saprófitos (Brady & Weil, 2008).

Acredita-se que o nitrogênio corresponda a cerca de 3% da MOS. Deve-se destacar que grande parte do N no solo é proveniente da fixação biológica do N₂ (atmosférico) por microrganismos, simbióticos ou não, que compõem a microbiota do solo, sendo o nitrogênio um dos elementos que apresentam papel fundamental na dinâmica da matéria orgânica (Silva & Mendonça, 2007).

A maior parte do N no solo (podendo atingir cerca de 95%) ocorre em forma orgânica, associado à MOS. Conforme mencionado em tópicos anteriores, o ciclo do N envolve a transferência do N₂ atmosférico para compostos orgânicos, que, por sua vez, são convertidos em N amoniacal, posteriormente transformado em N nítrico e, por fim, retornando à atmosfera em forma gasosa (Cantarella, 2007; Silva & Mendonça, 2007). Desta forma, as principais reações ocorrentes no solo envolvendo formas orgânicas de N são: a) fixação biológica do N₂; b) mineralização ou amonificação de N orgânico a amônio; c) assimilação ou imobilização de amônio a N orgânico e d) imobilização ou assimilação de nitrato a N orgânico (Schulten & Schnitzer, 1998).

Aproximadamente metade do N orgânico do solo ocorre como proteínas, peptídeos, quitina, quitobiose, peptideoglicano, ácidos nucleicos, bases nitrogenadas, uréia e açúcares aminados, enquanto outras formas complexas contribuem, também, com algo em torno de 50% da reserva orgânica deste elemento no solo. Na maioria dos solos os estoques de N orgânico variam de 1000 a 6000 kg ha⁻¹, devendo-se destacar que, apesar da grande reserva que representam, apenas uma pequena parte deste N é mineralizável no solo (Moreira & Siqueira, 2006).

Nos resíduos vegetais, cadáveres animais e em microrganismos mortos que integram o solo prevalecem as proteínas e os ácidos nucleicos, que são inicialmente decompostos pela ação de microrganismos proteolíticos, muito comuns nos solos e pertencentes a vários grupos taxonômicos. Estes organismos sintetizam proteases que atuam na decomposição dos polímeros nitrogenados, com produção de uma grande variedade de compostos intermediários nitrogenados, além de compostos ricos em C, H e O (Drozdowicz, 1997).

A matéria orgânica do solo é normalmente medida como formas de carbono ou nitrogênio orgânico. Deve-se observar que as quantidades de C e N orgânicos num determinado solo são o resultado do balanço entre adições (aporte de resíduos vegetais, por exemplo) e remoções ocasionadas por processos como decomposição microbiana, mineralização ou erosão (Gregorich et al., 1997).

O C orgânico pode ser determinado por meio de vários métodos, destacando-se: a) análises do solo para C total e C inorgânico, definindo-se a concentração da fração orgânica pela diferença entre os resultados obtidos; b) determinação do C total da amostra após a destruição do carbono inorgânico; c) oxidação dos compostos orgânicos por dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$), com subsequente determinação do C orgânico por titulação ou por métodos colorimétricos. Todos os métodos atuais, no entanto, apresentam problemas inerentes, devendo-se utilizar aquele mais adequado aos solos a serem analisados, considerando também a precisão requerida nos resultados (Nelson & Sommers, 1996).

A maioria dos estudos sobre as formas de nitrogênio orgânico no solo são baseados no uso de ácidos minerais a quente (ou bases), para liberação dos constituintes nitrogenados presentes nos colóides orgânicos ou em minerais de argila. Um procedimento típico é o aquecimento do solo com ácido clorídrico (HCl), com posterior separação do N em várias frações, sendo que os principais compostos orgânicos nitrogenados identificáveis são os aminoácidos e açúcares aminados (Stevenson, 1996).

No solo são encontrados também, além dos compostos mencionados, traços de ácidos nucléicos e de outros compostos bioquímicos nitrogenados conhecidos (purinas e pirimidinas, por exemplo), embora sejam necessárias técnicas especializadas para sua separação e identificação. De qualquer modo, apenas uma fração (aproximadamente 33 a 50%) do N orgânico do solo pode ser determinada e quantificada na forma de compostos conhecidos (Chae, 1993; Stevenson, 1996).

Perturbações expressivas do ambiente edáfico, como a conversão de ecossistemas naturais ou pastagens para atividades agrícolas, refletem em mudanças consideráveis nas quantidades totais de C e N orgânicos presentes no solo (Gregorich et al., 1997). Por isso, as determinações de C e N da biomassa microbiana e, também, o estudo e quantificação de processos relacionados à dinâmica das formas orgânicas destes elementos no solo são frequentemente utilizados como indicadores de qualidade, ou ainda para comparação e avaliação de diferentes sistemas de manejo.

2.5.3 Respiração do solo

A respiração do solo é a oxidação biológica da matéria orgânica a dióxido de carbono realizada por microrganismos aeróbios, que, portanto, utilizam oxigênio molecular (O_2) comoceptor final de elétrons (Moreira & Siqueira, 2006; Araújo & Monteiro, 2007).

É um processo ecológico no qual ocorre a liberação de CO₂ como resultado da respiração das raízes e da fauna do solo e, também, da decomposição microbiana da serapilheira e da MOS (Luo & Zhou, 2006). Este processo apresenta papel de destaque no ciclo do carbono nos ecossistemas terrestres, com reflexos importantes sobre as mudanças climáticas (Luo & Zhou, 2006; Araújo & Monteiro, 2007).

A “respiração do solo” é estudada principalmente em relação às trocas gasosas de CO₂ e O₂, sendo este um termo usado frequentemente para descrever a produção de dióxido de carbono a partir do solo (Luo & Zhou, 2006). Atualmente, a totalidade das emissões de CO₂ do solo é reconhecida como um dos maiores fluxos no ciclo global do C, devendo-se considerar que até mesmo pequenas variações na intensidade de respiração do solo podem ter um grande efeito sobre as concentrações de CO₂ na atmosfera (Schlesinger & Andrews, 2000).

É importante destacar que as concentrações de O₂ e CO₂ no solo são dependentes, em grande parte, da atividade microbiana, que, por sua vez, depende da disponibilidade de compostos de carbono orgânico como fontes tróficas. A atividade respiratória das raízes e dos organismos que vivem próximos a elas (na rizosfera) também contribui significativamente para a produção de CO₂, sendo que todos os processos relacionados à respiração no ambiente edáfico são amplamente intensificados com o aumento da temperatura do solo (Brady & Weil, 2008).

A respiração é um dos parâmetros de uso mais antigo e mais frequente para quantificação da atividade microbiana no solo, podendo ser avaliada tanto pelo consumo de O₂ como pela produção de CO₂ (Moreira & Siqueira, 2006; Araújo & Monteiro, 2007). A determinação do oxigênio pode ser feita por cromatografia gasosa ou eletrorespirometria (Moreira & Siqueira, 2006) e a do dióxido de carbono, por sua vez, pode ser realizada por titulação ou condutividade elétrica (com CO₂ sendo capturado por NaOH ou KOH), cromatografia gasosa, espectroscopia de infravermelho (IRGA) ou por ¹⁴C (Luo & Zhou, 2006; Moreira & Siqueira, 2006).

A utilização conjunta das medidas da biomassa microbiana e respiração do solo possibilita a determinação da quantidade de CO₂ evoluída por unidade de biomassa, sendo este índice denominado quociente metabólico ou respiratório (*q*CO₂). O quociente metabólico pode ser usado como indicador na avaliação de mudanças na qualidade do solo, possibilitando a verificação do nível de estresse da biomassa microbiana, uma vez que se acredita que a reparação de danos causados por perturbações ambientais no solo requer

desvio de energia do crescimento e reprodução para a manutenção celular (Moreira & Siqueira, 2006; Araújo & Monteiro, 2007).

Portanto, em condições ambientais adversas (estressantes) deverá ser verificado $q\text{CO}_2$ relativamente elevado, ocorrendo maior consumo de energia e produção de CO_2 do que em ecossistemas estáveis (Moreira & Siqueira, 2006; Araújo & Monteiro, 2007). Entretanto, os valores deste índice devem ser comparados entre solos do mesmo tipo, considerando o fato de que outros fatores, além dos causadores de estresse, podem influenciar a BMS (Moreira & Siqueira, 2006). Embora haja certa dificuldade em se correlacionar as eventuais variações do quociente metabólico às perturbações e estressores ambientais, este parâmetro apresenta potencial utilidade como indicador nas avaliações de qualidade do solo quando utilizado em conjunto com as análises de outros atributos bioquímicos e microbiológicos (Anderson, 2003; Schloter et al., 2003; Bending et al., 2004).

Nas áreas úmidas o teor de umidade do solo controla a taxa de difusão do oxigênio, com grande influência sobre as emissões de dióxido de carbono desses ecossistemas. O alagamento ou a saturação prolongada tende a aumentar o potencial redutor do solo, diminuindo a decomposição da MOS e as taxas de liberação de CO_2 (Luo & Zhou, 2006), sendo esta diminuição resultante, também, da inibição da atividade respiratória aeróbia.

Os solos das áreas úmidas estão sujeitos a períodos de inundação ou saturação que dificultam a difusão de O_2 em seu perfil – muitas vezes, até mesmo próximo às camadas superficiais – além do que, durante intervalos de tempo consideráveis, apresentam condições redutoras nas quais outros aceptores de elétrons (que não o oxigênio) são reduzidos. Observa-se, entretanto, a ocorrência de variação ou alternância entre condições redutoras e oxidantes em determinadas zonas ou em períodos distintos (Brady & Weil, 2008), com reflexos, portanto, no processo respiratório.

Nas veredas (e áreas úmidas naturais, em geral) a dinâmica hídrica pode não ser uniforme, ocorrendo, muitas vezes, variação expressiva na distribuição da água e nos teores de umidade do solo dentro do ecossistema (Tiner, 1991; Augustin et al., 2009). Assim, as variações na umidade e aeração do solo ao longo das diferentes posições nas vertentes, ou decorrentes das mudanças climáticas sazonais e consequente oscilação no nível freático, podem promover a ocorrência de processos e intensidades respiratórias

distintos em uma mesma área úmida, com eventual variabilidade temporal e espacial do consumo de O₂ e produção de CO₂ relacionados à atividade biológica no solo.

2.5.4 Enzimas do solo

As enzimas são proteínas com elevado peso molecular, dotadas de propriedade catalítica, que tornam possível a maioria das reações químicas desenvolvidas nos seres vivos (IBGE, 2004). Todas as transformações bioquímicas na Terra são dependentes ou estão relacionadas à presença das enzimas, que são, portanto, essenciais a todas as formas de vida, podendo atuar dentro e fora da célula, quando expelidas para o meio (o solo, por exemplo), e permanecendo ativas até mesmo sem associação com o crescimento microbiano (Siqueira & Moreira, 2002).

Trata-se de um grupo especial de proteínas com alta especificidade funcional, que catalisam reações químicas nas células vivas, como aquelas reações que causam a quebra de moléculas orgânicas (Moreira & Siqueira, 2006). As enzimas são ativadores específicos que se combinam com os seus substratos de forma tridimensional, causando mudanças na configuração eletrônica de certas ligações suscetíveis, possibilitando, então, que estas ligações sejam mais facilmente alteradas (Tabatabai, 1994).

As enzimas sofrem desnaturação por exposição a temperaturas elevadas e condições extremas de pH. O seu estado físico-químico e a sua influência sobre as reações químicas são marcadamente influenciados pelo pH, força iônica, temperatura e pela presença ou ausência de inibidores ou ativadores (Tabatabai, 1994).

A atividade bioquímica do solo compreende uma série de reações catalisadas por enzimas, sendo que estas podem ser intracelulares (presentes no interior de células de organismos vivos ou mortos) ou extracelulares (algumas vezes distantes de seu local de origem), devendo-se observar que as enzimas extracelulares, no solo, podem estar livres ou ligadas ao material coloidal (Lynch, 1986). A atividade enzimática de um solo é o resultado do somatório da atividade enzimática dos organismos (plantas, animais e microrganismos) e das enzimas abiônicas, ou seja, aquelas associadas à fração não viva, que se acumulam no solo protegidas da ação de proteases por meio da adsorção em partículas de argila e na matéria orgânica (Mendes & Reis Junior, 2004).

As enzimas do solo participam das reações metabólicas intercelulares, responsáveis pelo funcionamento e pela manutenção dos seres vivos, desempenhando,

também, papel fundamental como catalisadoras de várias reações que resultam na decomposição de resíduos orgânicos (ligninases, celulases, proteases, glucosidases, galactosidases), ciclagem de nutrientes (fosfatases, amidases, sulfatases), além da formação da matéria orgânica e da estrutura do solo (Mendes & Vivaldi, 2001). Devido a sua baixa concentração, a quantificação das enzimas no solo é normalmente determinada por meio de sua atividade (medida indireta) e não pela quantidade, sendo esta atividade medida geralmente através da quebra de um substrato específico em condições padronizadas (Moreira & Siqueira, 2006).

O estudo das enzimas do solo tem como intuito a constatação e medição das atividades enzimáticas para compreensão das correlações, ou ausência delas, entre as funções das enzimas no solo e as características do ecossistema terrestre, como a densidade e a composição da comunidade microbiana, teores de MOS no solo e outras características biopedológicas. Além disso, buscam-se as eventuais correlações entre as atividades enzimáticas e a produtividade vegetal do ecossistema (Drozdowicz, 1997), tanto em condições ambientais naturais, como agropecuárias. As enzimas mais comumente analisadas nos estudos sobre atividade enzimática em solos são aquelas relacionadas aos ciclos da matéria orgânica e dos macronutrientes C, N, P e S, podendo-se mencionar com destaque a β -glicosidase, as ureases, fosfatases ácidas e alcalinas e a arilsulfatase, respectivamente (Gregorich et al., 1997; Tótola & Chaer, 2002; Araújo & Monteiro, 2007).

Nas determinações da atividade microbiológica ou microbiana total do solo, por meio do emprego do diacetato de fluoresceína (DAF), verifica-se que a hidrólise deste substrato (com consequente produção de fluoresceína) pode ser catalisada por enzimas hidrolíticas liberadas por bactérias e fungos ativos (decompositores primários), além de outros microrganismos, constituindo-se num bom indicador da atividade total dos decompositores e, portanto, da atividade heterotrófica total do solo (Lanna, 2005; Moreira & Siqueira, 2006). Em alguns estudos a taxa de hidrólise do DAF tem sido considerada um indicador adequado da atividade enzimática total (AET) do solo, uma vez que esta reação resulta da atividade específica de uma grande variedade de enzimas hidrolíticas que inclui lipases, proteases e esterases (Schnürer & Rosswall, 1982; Perucci, 1992; Gianfreda et al., 2005).

A determinação da atividade enzimática do solo por meio da medida da hidrólise de DAF é considerada um método simples, sensível e preciso, que demonstra grande utilidade, especialmente para o desenvolvimento de estudos da atividade

microbiana e qualidade do solo, além da análise de aspectos ecológicos de bioecossistemas (Green et al., 2006). Deve-se destacar que estudos da atividade enzimática do solo, em geral, podem apontar diferenças entre práticas e sistemas de manejo diversos, indicando, mesmo num curto prazo, a resposta dos organismos edáficos a mudanças no manejo, como reflexo de sua diversidade funcional, além de sua sensibilidade a estresses ambientais e, ainda, eventuais mudanças (melhoria ou degradação) na qualidade do solo (Nannipieri et al., 2002; Caldwell, 2005; Udawatta et al., 2009). Assim, a atividade enzimática pode expressar o efeito cumulativo das práticas de manejo, adotadas ao longo do tempo, sobre as propriedades biológicas do solo (Dick et al., 1994; Bandick & Dick, 1999).

2.6 REFERÊNCIAS

AB'SABER, A.N. Domínios morfoclimáticos e solos do Brasil. In: ALVAREZ V., 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-UFV-DPS, 1996. p.1-18.

ANDERSON, T.-H. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, n. 1-3, p. 285-293, 2003.

ANDRADE, H. **Solos: origem, componentes e organização**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 134 p.

ARAÚJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.T.R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

ARAÚJO, G.M.; BARBOSA, A.A.A.; ARANTES, A.A.; AMARAL, A.F. Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 475-493, 2002.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W.J.; LACERDA, M.P.C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, p.1099-1108, 2007.

ARSHAD, M.A.; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, n. 02, p. 153-160, 2002.

ASSAD, M.L.L. Fauna do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. cap. 7, p. 361-444.

AUGUSTIN, C.H.R.R.; MELO, D.R.; ARANHA, P.R.A. Aspectos geomorfológicos de veredas: um ecossistema do bioma do cerrado, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Porto Alegre, v. 10, n. 1, p. 103-114, 2009.

- BANDICK, A.K.; DICK, R.P. Field management effects on soil enzyme activities. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 31, n. 11, p. 1471-1479, 1999.
- BARUQUI, A.M.; SANTANA, D.P. Principais solos sob cerrado e sua aptidão agrícola. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 6, n. 61, p. 38-52, 1980.
- BASTIDA, F.; ZSOLNAY, A.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. **Geoderma**, Amsterdam, v. 147, n. 3-4, p. 159-171, 2008.
- BENDING, G.D.; TURNER, M.K.; RAYNS, F.; MARX, M.C.; WOOD, M. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 36, n. 11, p. 1785-1792, 2004.
- BRADY, N.C. **Natureza e propriedade dos solos**. 7. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 898 p.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 14. ed. Upper Saddle River: Pearson Prentice Hall, 2008. 975 p.
- BRANDÃO, E.M. Os componentes da comunidade microbiana do solo. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Coord.). **Microbiologia do solo**. Campinas: SBCS, 1992. cap. 1, p. 1-16.
- BRASIL. **Lei nº 12651, de 25/5/2012 e Lei nº 12727, de 17/10/2012**. Dispõem sobre a proteção da vegetação nativa e alteram a respectiva legislação anterior. Brasil, 2012.
- BREURE, A. Ecological soil monitoring and quality assessment. In: DOELMAN, P.; EIJSACKERS, H.J.P. (Ed.). **Vital Soil – function, value and properties**. Wageningen: Developments in Soil Science, 2004. chap. 10, p. 281-305. (Book Series, v. 29).
- CALDWELL, B.A. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review. **Pedobiologia**, Berlin, v. 49, n. 6, p. 637-644, 2005.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 3, p. 777-783, 1992.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; V. ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. VII, p. 375-470.
- CARTER, M.R.; GREGORICH, E.G.; ANDERSON, D.W.; DORAN, J.W.; JANZEN, H.H.; PIERCE, F.J. Concepts of soil quality and their significance. In: GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R. (Ed.). **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Wageningen: Developments in Soil Science, 1997. chap. 1, p. 1-19. (Book Series, v. 25).

- CERRI, C.C.; ANDREUX, F.; EDUARDO, B.P. O ciclo do carbono no solo. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Coord.). **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. Cap. 6, p. 73-90.
- CHAE, Y.M. Organic forms of nitrogen. In: CARTER, M.R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: Lewis Publishers / Canadian Society of Soil Science, 1993. chap. 37, p. 377-390.
- CONVENÇÃO DE RAMSAR. **The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)**. 4. ed. Gland: Ramsar Convention Secretariat, 2006. Disponível em: <<http://www.ramsar.org>>. Acesso em: 9 set. 2011.
- CORREIA, M.E.F. **Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2002. 33 p. (Documentos, 156).
- DAVIDSON, E.A.; JANSSENS, I.A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, London, v. 440, n. 7081, p. 165-173, 2006.
- DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M. Biomassa microbiana: perspectivas para o uso e manejo do solo. In: ALVAREZ V., 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-UFV-DPS, 1996. p. 551-564.
- DICK, R.P.; SANDOR, J.A.; EASH, N.S. Soil enzyme activities after 1500 years of terrace agriculture in the Colca Valley, Peru. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 50, n. 2, p. 123-131, 1994.
- DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.3-21. (SSSA Special Publication, 35).
- DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J.W., JONES, A.J. (Ed.). **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 25-37. (SSSA Special Publication, 49).
- DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, Stillwater, v. 15, n. 1, p. 3-11, 2000.
- DROZDOWICZ, A. Bactérias do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. cap. 1, p. 17-66.
- EBELING A.G.; ESPINDULA Jr., A.; VALLADARES, G.S.; ANJOS, L.H.C.; PEREIRA, M.G. Propriedades químicas como indicadores ambientais em organossolos do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Universidade Rural**, Seropédica, v. 24, n. 1, p. 1-6, 2004.

EDWARDS, C.A. **Soil biology** (Earthworms). U.S.A.: USDA – NRCS, 2000. Disponível em: <http://soils.usda.gov/sqi/concepts/soil_biology/biology.html>. Acesso em: 27 set. 2011.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

FLIEßBACH, A.; OBERHOLZER, H.R.; GUNST, L.; MÄDER, P. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Zürich, v. 118, n. 1-4, p. 273-284, 2007.

FRANZLUEBBERS, A.J. Introduction to symposium – Microbial biomass: measurement and role in soil quality. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 79, n. 4, p. 505-506, 1999.

FURTINI NETO, A.E.; VALE, F.R.; RESENDE, A.V.; GUILHERME, L.R.G.; GUEDES, G.A.A. **Fertilidade do solo**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 252 p.

GARBEVA, P.; van VEEN, J.A.; van ELSAS, J.D. Microbial diversity in soil: selection of microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppressiveness. **Annual Review of Phytopathology**, Palo Alto, v. 42, n. 1, p. 243-270, 2004.

GIANFREDA, L.; RAO, M.A.; PIOTROWSKA, A.; PALUMBO, G.; COLOMBO. Soil enzyme activities as affected by anthropogenic alterations: intensive agricultural practices and organic pollution. **Science of the Total Environment**, Madison, v. 341, n. 1-3, p. 265-279, 2005.

GIBOSHI, M.L.; RODRIGUES, L.H.A.; LOMBARDI NETO, F. Sistema de suporte à decisão para recomendação de uso e manejo da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.4, p.861-866, 2006.

GREEN, V.S.; STOTT, D.E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity : Optimization for soil samples. **Soil biology & biochemistry**, Brisbane, v. 38, n. 4, p. 693-701, 2006.

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; DORAN, J.W.; PANKHURST, C.E.; DWYER, L.M. Biological attributes of soil quality. In: GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R. (Ed.). **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Wageningen: Developments in Soil Science, 1997. chap. 4, p. 81-113. (Book Series, v. 25).

GUIMARÃES, A.J.M.; ARAÚJO, G.M.; CORRÊA, G.F.C. Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 317-329, 2002.

GUPTA, V.V.S.R.; ROGET, D.K. Understanding soil biota and biological functions: management of soil biota for improved benefits to crop production and environmental health. In: LINES-KELLY, R. (Ed.). **Soil biology in agriculture**. Orange: NSW Department of Primary Industries, 2004. p. 1-7.

HORWATH, W.R.; PAUL, E.A. Microbial biomass. In: WEAVER, R.W.; ANGLE, J.S.; BOTTOMLEY, P.S. (Ed.). **Methods of soil analysis. Part 2 – Microbiological and Biochemical properties**. Madison: Soil Science Society of America, Inc., 1994. chap. 36, p. 753-774. (SSSA Book Series, 5).

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE (Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais), 2004. 346 p.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de Pedologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE (Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais), 2005. 300 p.

INGHAM, E.R. **Soil biology** (Soil food web; Food web & soil health; Soil fungi; Soil protozoa; Nematodes). U.S.A.: USDA – NRCS, 2000. Disponível em: <http://soils.usda.gov/sqi/concepts/soil_biology/biology.html>. Acesso em: 14 set. 2011.

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**. Wageningen: Developments in Soil Science, 1997. chap. 12, p. 277-291. (Book Series, v. 25).

JUNK, W.J. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. **Environmental Conservation**, Newcastle, v.29, n.4, p.414-435, 2002.

KARLEN, D.L.; DITZLER, C.A.; ANDREWS, S.S. Soil quality: why and how? **Geoderma**, Amsterdam, v. 114, n. 3-4, p. 145-156, 2003.

KEDDY, P.A. **Wetland ecology: principles and conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. 614 p.

LANNA, A.C. Prospecção do impacto ambiental de tecnologias agropecuárias. **Revista Anhanguera**, Goiânia, v. 6, n. 1, p.35-56, 2005.

LEMOS, R.C.; SANTOS, R.D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 2. ed. Rio de Janeiro: SBCS/SNLCS, 1984. 46 p.

LEPSCH, I.F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178 p.

LIMA, J.M.; GUILHERME, L.R.G. **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental: solo**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2002. 40 p.

LIU, X.; HERBERT, S.J.; HASHEMI, A.M.; ZHANG, X.; DING, G. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. **Plant, Soil and Environment**, Praha, v. 52, n. 12, p. 531-543, 2006.

LONGO, R.M.; ESPÍNDOLA, C.R. C-orgânico, N-total e substâncias húmicas sob influência da introdução de pastagens (*Brachiaria* sp.) em áreas de Cerrado e Floresta Amazônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n. 4, p.723-729, 2000.

LOPES, A.S. (Trad. e adapt.). **Manual de fertilidade do solo**. São Paulo: ANDA/POTAFOS, 1989. 155 p.

LUO, Y.; ZHOU, X. **Soil respiration and the environment**. London: Academic Press / Elsevier, 2006. 328 p.

LYNCH, J.M. **Biotecnologia do solo: fatores microbiológicos na produtividade agrícola**. São Paulo: Manole, 1986. 209 p.

MACHADO, P.L.O.A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MALTBY, E. Wetland management goals: wise use and conservation. **Landscape and Urban Planning**, Evanston, v. 20, n. 1, p. 9-18, 1991.

MENDES, I.C.; REIS JUNIOR, F.B. **Uso de parâmetros microbiológicos como indicadores para avaliar a qualidade do solo e a sustentabilidade dos agroecossistemas**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. 34 p. (Documentos, 112).

MENDES, I.C.; VIVALDI, L.A. Dinâmica da biomassa e atividade microbiana em uma área sob mata de galeria na região do Distrito Federal. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. (Ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. cap. 18, p. 663-687.

MOLDENKE, A.R. **Soil biology** (arthropods). U.S.A.: USDA – NRCS, 2000. Disponível em: <http://soils.usda.gov/sqi/concepts/soil_biology/biology.html>. Acesso em: 28 set. 2011.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Ed. UFLA, 2006. 729 p.

NANNIPIERI, P.; KANDELER, E.; RUGGIERO, P. Enzyme activities and microbiological and biochemical process in soil. In: BURNS, R.G.; DICK, R.P. (Ed.). **Enzymes in the environment: activity, ecology and application**. New York: Marcel Dekker, Inc., 2002. Chap. 1, p. 1-33.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis. Part 3 – Chemical methods**. Madison: Soil Science Society of America / American Society of Agronomy, 1996. chap. 34, p. 961-1010. (SSSA Book Series, 5).

NEUE, H.U.; GAUNT, J.L.; WANG, Z.P.; BECKER-HEIDMANN, P.; QUIJANO, C. Carbon in tropical wetlands. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, n. 1-4, p. 163-185, 1997.

NORTCLIFF, S. Standardisation of soil quality attributes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, n.2, p. 161-168, 2002.

O'CONNELL, M.J. Detecting, measuring and reversing changes to wetlands. **Wetlands Ecology and Management**, Toledo, v. 11, n. 6, p. 397-401, 2003.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 612 p.

OLIVEIRA, C.A.; KLIEMANN, H.J.; CORRECHELL, V.; SANTOS, F.C.V. Avaliação da retenção de sedimentos pela vegetação ripária pela caracterização morfológica e físico-química do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1281-1287, 2010.

OLIVEIRA, G.C. **Perfil florístico e distribuição das espécies vegetais, em relação ao gradiente de umidade do solo, em seis veredas do Triângulo Mineiro**. 2005. 56 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2005 a.

OLIVEIRA, J.B. **Pedologia aplicada**. 2. ed. Piracicaba: FEALQ, 2005 b. 574 p.

PASCUAL, J.A.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; MORENO, J.L.; ROS, M. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v.32, n.13, p. 1877-1883, 2000.

PERUCCI, E. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 14, n. 1, p. 54-60, 1992.

RADAMBRASIL. **Levantamento de recursos naturais**. v. 29. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, 1982. 660 p. (Folha SD. 23 Brasília).

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres/Potafos, 1991. 343 p.

RAMOS, M.V.V. **Veredas do Triângulo Mineiro: solos, água e uso**. 2000. 127 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.

RAMOS, M.V.V.; CURI, N.; MOTTA, P.E.F.; VITORINO, A.C.T.; FERREIRA, M.M.; SILVA, M.L.N. Veredas do Triângulo Mineiro: solos, água e uso. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 2, p. 283-293, 2006.

RATTER, J.A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, Exeter, v. 80, n. 3, p. 223-230, 1997.

- REATTO, A.; CORREIA, J.R.; SPERA, S.T. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 47-86.
- REIS JUNIOR, F.B.; MENDES, I.C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007. 40 p. (Documentos, 205).
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; CORRÊA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 5. ed. Lavras: Editora UFLA, 2007. 322 p.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 89-166.
- RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 5. ed. [reimpr.] Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009. 503 p.
- SAGGAR, S.; YEATES, G.W.; SHEPHERD, T.G. Cultivation effects on soil biological properties, microfauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand. **Soil & Tillage Research**, Olshausenstr, v. 58, n. 1-2, p. 55-68, 2001.
- SANTOS, V.B.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V.; PAULETTO, E.A.; GOMES, A.S.; SILVA, D.G. Biomassa, atividade microbiana e teores de carbono e nitrogênio totais de um Planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 10, n. 3, p. 333-338, 2004.
- SCHLESINGER, W.H.; ANDREWS, J.A. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 48, n. 1, p. 7-20, 2000.
- SCHLOTTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J.C. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, n. 1-3, p. 255-262, 2003.
- SCHNÜRER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington DC, v. 43, n. 6, p. 1256-1261, 1982.
- SCHULTEN, H.-R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 26, n. 1, p. 1-15, 1998.
- SCHWAB, G.O.; FANGMEIER, D.D.; ELLIOT, W.J. **Soil and water management systems**. 4. ed. New York: John Wiley & Sons, 1996. 371 p.
- SIGUA, G.C.; KANG, W.J.; COLEMAN, S.W. Soil profile distribution of phosphorus and other nutrients following wetland conversion to beef cattle pasture. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 6, p. 2374-2382, 2006.
- SILVA, D.B.; SILVA, J.A.; JUNQUEIRA, N.T.V.; ANDRADE, L.R.M. **Frutas do Cerrado**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2001. 178p.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; V. ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. VI, p. 275-374.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. cap. 9, p. 465-524.

SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. **Biologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2002. 291 p.

SOUSA, R.F. **Atributos químicos e textura do solo em veredas conservadas e antropizadas no bioma Cerrado**. 2009. 71 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solo e Água) – Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

SOUSA, R.F.; NASCIMENTO, J.L.; FERNANDES, E.P.; LEANDRO, W.M.; CAMPOS, A.B. Matéria orgânica e textura do solo em veredas conservadas e antropizadas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 861–866, 2011.

SPARKS, D.L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, Inc., 1995. 267 p.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496 p.

STEVENSON, F.J. Nitrogen – organic forms. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis. Part 3 – Chemical methods**. Madison: Soil Science Society of America / American Society of Agronomy, 1996. chap. 39, p. 1185-1200. (SSSA Book Series, 5).

TABATABAI, M.A. Soil enzymes. In: WEAVER, R.W.; ANGLE, J.S.; BOTTOMLEY, P.S. (Ed.). **Methods of soil analysis. Part 2 – Microbiological and Biochemical properties**. Madison: Soil Science Society of America, Inc., 1994. chap. 37, p. 775-834. (SSSA Book Series, 5).

TAN, K.H. **Environmental soil science**. New York: Marcel Dekker, Inc., 1994. 304 p.

TATE, R.L. III. **Soil organic matter: biological and ecological effects**. Malabar: Krieger Publishing Company, 1992. 291 p.

THENG, B.K.G.; TATE, K.R.; SOLLINS, P. Constituents of organic matter in temperate and tropical soils. In: COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G., (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii, 1989. p. 5-32.

TINER, R.W. The concept of a hydrophyte for wetland identification. **BioScience**, Reston, v. 41, n. 4, p. 236-247, 1991.

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

TURNER, K. Economics and wetland management. **Ambio (Environmental Economics)**, Stockholm, v. 20, n. 2, p. 59-63, 1991.

UDAWATTA, R.P.; KREMER, R.J.; GARRETT, H.E.; ANDERSON, S.H. Soil enzyme activities and physical properties in a watershed managed under agroforestry and row-crop systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Zürich, v. 131, n. 1-2, p. 98-104, 2009.

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Natural Resources Conservation Service. **Soil biology and land management**. U.S.A.: NRCS, 2004. 20 p. (Technical Note, n. 4).

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.4, p. 743-755, 2009.

VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M.C.; VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Coord.). **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. Cap. 8, p. 105-120.

VORONEY, R.P.; WINTER, J.P.; BEYAERT, R.P. Soil microbial biomass C and N. In: CARTER, M.R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: Lewis Publishers / Canadian Society of Soil Science, 1993. chap. 28, p. 277-286.

WARDLE, D.A.; GILLER, K.E. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 28, n. 12, p. 1549–1554, 1996.

YEATES, G.W. Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 37, n. 4, p. 199–210, 2003.

ZALIDIS, G.; STAMATIADIS, S.; TAKAVAKOGLU, V.; ESKRIDGE, K.; MISOPOLINOS, N. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, n. 2, p. 137-146, 2002.

3 FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM VEREDAS CONSERVADAS E ANTROPIZADAS NO BIOMA CERRADO

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo a determinação de frações da matéria orgânica do solo (MOS) em áreas úmidas (veredas) adjacentes a ambientes conservados e antropizados (em áreas agrícolas e pastagens), no bioma Cerrado. Amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm, ao longo de linhas de referência dispostas, segundo sua posição no relevo, nas posições superior, média e inferior de uma das vertentes, acompanhando de modo aproximado o sentido da linha de drenagem da vereda. Foram determinados o carbono orgânico e nitrogênio totais do solo, bem como sua relação C:N, teores de C, N e relações C:N das frações particulada e associada a minerais (da MOS), além do C das frações ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina, relação entre ácidos húmicos e fúlvicos, C de substâncias húmicas e sua proporção em relação ao carbono orgânico total do solo. Os solos de veredas vizinhas a ambientes agropecuários apresentaram variações relacionadas às frações da MOS, comparativamente ao ecossistema conservado. Na posição inferior do relevo, em superfície, os níveis de C orgânico contidos nas substâncias húmicas e na fração particulada da MOS, do mesmo modo que o C orgânico total do solo, são mais reduzidos na vereda vizinha a áreas de cultivo.

Palavras-chave: fração particulada, substâncias húmicas, carbono orgânico.

ABSTRACT

SOIL ORGANIC MATTER FRACTIONS IN PRESERVED AND DISTURBED WETLANDS OF THE CERRADO BIOME

The objective of this work was to determine soil organic matter (SOM) fractions in wetlands (veredas) near to preserved and disturbed environments (in agriculture areas and pastures) in the Cerrado biome. Soil samples were collected at 0-10 and 10-20 cm depths along reference lines drawn following the relief positioning on the upper, middle and lower portions of one of the slopes, following the direction of the draining line of the “vereda”, approximately. The following determinations were performed: total soil organic carbon and total nitrogen and C:N ratio; C and N contents and C:N ratio in particulate and mineral-associated fractions (from the SOM); fulvic acids, humic acids and humin fractions; ratio between humic and fulvic acids; C from humic substances and its proportion in relation to total soil organic carbon. Soils of “veredas” neighboring farming environments presented variations related to SOM fractions, comparatively to the preserved ecosystem. On the lower portion of slope, in the surface, organic C levels of the “veredas” neighboring cropping areas were reduced in the humic substances and in the particulate fraction of the SOM, as well as the total soil organic C.

Key words: particulate fraction, humic substances, organic carbon.

3.1 INTRODUÇÃO

No bioma Cerrado, nas últimas 4 ou 5 décadas, ocorreram expressivas mudanças na cobertura vegetal e nas formas de uso da terra em toda a região, com consequentes impactos sobre o meio ambiente e os recursos naturais. Deste modo, muitas das áreas localizadas nos arredores das veredas e outras nascentes, ou nas margens de cursos d'água, tiveram a vegetação original (nativa) suprimida e substituída por atividades agropecuárias, principalmente a implantação de pastagens e cultivos agrícolas.

A utilização do solo, considerando as formas de uso e sistemas de manejo, pode promover a alteração dos teores e da qualidade da matéria orgânica (MO), com reflexos nos estoques e transformações sofridas por elementos associados a MOS, como o carbono e o nitrogênio (Liu et al., 2006). A substituição da cobertura vegetal natural por atividades agropastoris, associadas ao emprego de práticas de manejo inadequadas, pode causar a redução expressiva dos estoques de MOS e, conseqüentemente, levar a perdas consideráveis de C e N do solo (Guo & Gifford, 2002; Machado, 2005; Wendling et al., 2011).

No caso das áreas úmidas e veredas os impactos ambientais e as modificações de suas propriedades e funções ecológicas podem ser causados não só pela utilização direta destas áreas, mas, também, pelo uso das terras adjacentes (Burbridge, 1994; Houlihan et al., 2006), ocorrendo inclusive alterações das características do solo relacionadas à MOS. Diversos estudos denotam que a dinâmica da matéria orgânica em áreas úmidas (sob condição de hidromorfismo), além de outros atributos do solo, podem ser influenciados por alterações do ambiente causadas pelo uso e manejo da terra (Ebeling et al., 2004; Santos et al., 2004; Sigua et al., 2006; Sousa et al., 2011).

A MOS é normalmente considerada como um atributo chave no condicionamento e avaliação da qualidade do solo, sendo constituída por várias frações (Gregorich et al., 1997; Nortcliff, 2002; Bastida et al., 2008). Não obstante, a determinação somente dos teores de carbono orgânico total (COT), ainda que não seja capaz de expressar modificações decorrentes do uso do solo em determinadas situações, tem sido utilizada com frequência para quantificar os estoques e as alterações da matéria orgânica (Figueiredo et al., 2010), não se considerando, nestes casos, a grande diversidade de frações que compõem a MOS ou a distribuição relativa de C e N verificada entre elas.

Nos estudos mais detalhados da matéria orgânica são empregados métodos e técnicas que envolvem o seu fracionamento físico e/ou químico, para determinação de seus diferentes compartimentos ou frações (von Lützow et al., 2007). Uma das formas mais amplamente empregadas para o fracionamento químico consiste, fundamentalmente, na extração de substâncias húmicas (SH) do solo e posterior separação de seus componentes principais (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas), com base em diferenças na solubilidade das SH em soluções ácidas ou alcalinas (Stevenson, 1994; Roscoe & Machado, 2002; Silva & Mendonça, 2007; von Lützow et al., 2007).

O fracionamento físico, por sua vez, corresponde a uma série de métodos que visam à separação de diferentes componentes (frações) da MOS, de forma que possam ser quantificados e caracterizados. Com este intuito, distinguem-se dois grupos de métodos: os baseados nas diferenças de densidade entre os compartimentos (métodos densimétricos); e os que levam em consideração diferenças no tamanho das partículas (métodos granulométricos), podendo-se, também, aplicar a combinação de ambos (Elliott & Cambardella, 1991; Roscoe & Machado, 2002).

Os diversos tipos de fracionamento utilizados em estudos de MOS buscam separar frações homogêneas quanto à natureza, dinâmica e função, mas que, ao mesmo tempo, apresentem características específicas que as diferencie umas das outras (Christensen, 2000, citado por Roscoe & Machado, 2002). Desta maneira, as diferentes frações de carbono orgânico (CO) presentes no ambiente edáfico apresentam características químicas, físicas e morfológicas diferenciadas, podendo apresentar efeitos diversos sobre a qualidade do solo e responder de forma distinta a diferentes práticas de manejo (Chan, 2001; Cunha et al., 2005).

A distribuição relativa destas frações no solo (obtidas por métodos físicos e químicos de fracionamento) – bem como do seu conteúdo de C e N – pode indicar a qualidade da matéria orgânica, além de refletir mudanças no manejo e na qualidade ambiental (Cunha et al., 2005), possibilitando, deste modo, entre outros aspectos e propósitos, a detecção e avaliação dos eventuais impactos causados pelas práticas de manejo e formas de uso do solo. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar frações da matéria orgânica do solo, por meio de seu fracionamento físico e químico, em solos de áreas úmidas (veredas) situadas em ambientes conservados e antropizados (sob influência de atividades agropecuárias), na região nuclear do bioma Cerrado.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Localização e caracterização ambiental das áreas de estudo

O estudo foi realizado na região nuclear do bioma Cerrado, no estado de Goiás, em veredas situadas no município de Bela Vista de Goiás, distante cerca de 50 km de Goiânia, a capital do Estado. Após a realização de estudos prévios com uso de imagens de satélite e viagens de reconhecimento, para identificação dos prováveis locais de amostragem, foram escolhidas três veredas que atenderam aos critérios definidos para o estudo, ou seja, veredas situadas em ambientes conservados e antropizados (neste caso, com entorno submetido à atividades de agricultura e pecuária). As coletas de solo foram feitas nos meses de julho e agosto de 2012 (durante a estação seca), em áreas localizadas entre os paralelos $16^{\circ} 48' S$ e $17^{\circ} 02' S$ e os meridianos $48^{\circ} 41' W$ e $48^{\circ} 49' W$ (Figura 3.1).

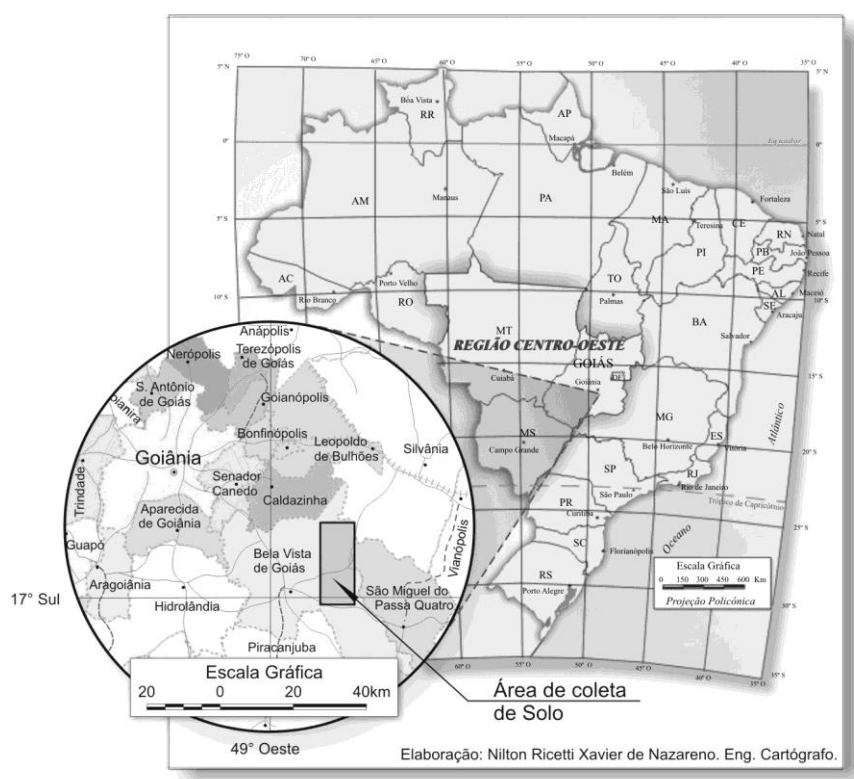


Figura 3.1. Mapa de localização das áreas de estudo.

Assim, foram selecionados três locais para amostragem de solo, em ambientes conservados e antropizados, sendo: uma vereda conservada, circundada por vegetação natural (cerrado); uma área antropizada, com ocorrência de pastagem em seu entorno; e

uma outra vereda, também antropizada, com a ocorrência de culturas anuais (agricultura) em seu entorno (Figura 3.2). Todas as veredas estudadas neste trabalho estão localizadas em uma mesma sub-bacia hidrográfica (microbacia), em propriedades particulares.

O clima na região de realização da pesquisa é tropical chuvoso (tipo Aw, na classificação de Köppen), com precipitação média anual da ordem de 1500 mm. Observa-se marcante estacionalidade no regime de precipitações, com estações chuvosa (primavera e verão) e seca (outono e inverno) bem definidas (CPRM, 2001), sendo as chuvas concentradas principalmente entre os meses de outubro e abril (INMET, 2012). Os locais de amostragem apresentam relevo plano a suave ondulado, com altitudes variando de 910 a 950 m, entre diferentes veredas.

A vereda localizada em ambiente conservado apresentava, na ocasião do estudo, toda a sua região periférica caracterizada pela presença de vegetação natural de cerrado (sentido restrito), considerando como tal os tipos fitofisionômicos de formação savânica, que são predominantes no bioma e que, portanto, caracterizam bem a região do Cerrado (Ribeiro & Walter, 1998). Na área estudada, esta vegetação se estendia em faixa marginal, além do limite do espaço brejoso e encharcado, com largura bem superior aos cinquenta metros (mínimos), definidos pela legislação florestal como Área de Preservação Permanente (Brasil, 2012).

Com base em informações fornecidas por moradores locais e indícios verificados em remanescentes da vegetação, pôde-se constatar que as veredas antropizadas apresentavam, originalmente, as suas áreas periféricas cobertas pelo mesmo tipo de vegetação, ou seja, por cerrado sentido restrito. No entanto, essa vegetação nativa foi suprimida ao longo do tempo, como resultado do processo de ocupação das terras da região (antropização).

Dentre as áreas de estudo localizadas em ambiente antropizado, considerando o período de amostragem, uma apresentava seu entorno ocupado por pastagens cultivadas, com predominância dos capins braquiária e braquiarão (*Brachiaria* sp.), enquanto a outra tinha o entorno submetido à atividade agrícola de cultivo de grãos (especialmente as culturas de milho e soja), em sistema de plantio direto (PD). Deve-se mencionar que essas veredas (antropizadas), não apresentavam ao seu redor a faixa preservada de vegetação natural integrante da APP.



(a)



(b)



(c)

Figura 3.2. Aspecto geral de vereda localizada em ambiente conservado (a); vereda com entorno usado como pastagem (b); vereda com entorno submetido a uso agrícola (c). Sub-bacia hidrográfica do córrego Arapuquinha, Bela Vista de Goiás, em abril de 2012.

3.2.2 Amostragem

As amostras de solo foram coletadas dentro dos limites das áreas de vereda em estudo, sendo estes limites definidos pela vegetação distinta observadas no ambiente encharcado das veredas e nas áreas secas adjacentes e, também, pela presença de solos brejosos, sujeitos à saturação por água (solos hidromórficos). As coletas foram feitas em ziguezague ao longo de linhas de referência dispostas, segundo sua posição no relevo, nos terços superior, médio e inferior de uma das vertentes, acompanhando de modo aproximado o sentido da linha de drenagem da vereda (Figura 3.3).

Foram coletadas amostras em duas profundidades ou camadas de solo: 0-10 cm e 10-20 cm. A amostragem foi feita com o uso de trado holandês (para a maioria das amostras) ou pá, optando-se pela ferramenta mais adequada à condição do solo no momento da coleta.

Cada uma das amostras foi composta por cinco subamostras obtidas dentro de faixas definidas ao longo das linhas de referência para amostragem, observando a sua disposição no relevo, com coleta de solo na região superior da área, próximo ao limite ou borda da vereda, na porção média (meio) e na região de fundo, próximo ao talvegue (Figura 3.3). A amostragem foi realizada conforme metodologia proposta pela Embrapa (1999), considerando, tanto quanto possível, a homogeneidade do solo nas glebas (faixas) definidas para coleta das amostras, com três repetições para cada amostra coletada.

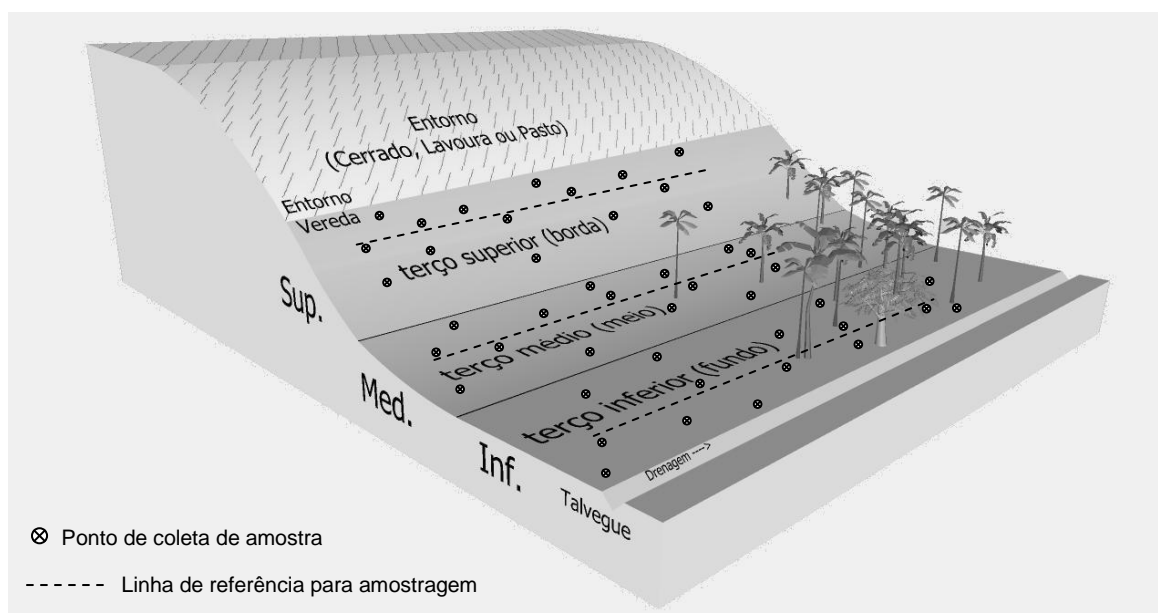


Figura 3.3. Esquema representativo do relevo das veredas e das faixas de amostragem.

Segundo parâmetros indicados no Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (EMBRAPA, 2006), os solos das veredas estudadas apresentaram textura argilosa em quase todas as condições amostradas (teores de argila variando entre 35 e 42 dag dm⁻³), com exceção da borda (posição superior da vertente) da vereda vizinha às pastagens onde foram verificados solos de textura média (com teores de argila e areia entre 33 e 34 dag dm⁻³ e entre 47 e 49 dag dm⁻³, respectivamente). Os atributos químicos e a textura dos solos amostrados são apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Atributos químicos e textura do solo em diferentes posições no relevo das vertentes, camadas (profundidades) de amostragem e condições de uso do entorno das veredas.

Uso do entorno	pH (CaCl ₂)	P	K	Cu	Fe	Mn	Zn	Ca	Mg	Al	H+Al	CTC	MOS	Argila	Silte	Areia
		-----		(mg dm ⁻³)	-----			-----	(cmol _c dm ⁻³)	-----		-----	-----	(dag dm ⁻³)	-----	-----
Borda das veredas (terço superior da vertente)																
(0-10 cm) ⁽¹⁾																
Conservada	4,7	0,3	30,7	1,7	172,9	2,1	0,5	0,2	0,1	0,6	5,3	5,7	2,7	39,3	13,0	47,7
Pastagem	4,6	0,3	33,0	1,6	254,0	4,0	0,5	0,3	0,2	0,3	4,0	4,6	2,5	34,0	19,0	47,0
Agricultura	5,5	0,9	42,7	1,8	190,9	5,2	0,8	0,3	0,1	0,3	3,6	4,1	3,4	38,7	17,0	44,3
(10-20 cm)																
Conservada	4,7	0,3	28,3	1,8	60,3	1,2	0,2	0,2	0,1	0,5	5,1	5,5	1,9	39,3	14,0	46,7
Pastagem	4,7	0,3	27,7	1,7	184,3	2,7	0,3	0,2	0,1	0,3	3,5	3,9	2,0	33,3	17,7	49,0
Agricultura	5,6	0,3	38,7	1,4	111,0	3,4	0,6	0,2	0,1	0,2	3,2	3,6	2,0	39,0	16,0	45,0
Meio das veredas (terço médio da vertente)																
(0-10 cm)																
Conservada	4,8	0,3	32,3	2,0	127,0	1,7	0,3	0,2	0,1	0,8	5,2	5,5	4,0	39,0	14,0	47,0
Pastagem	4,5	0,3	35,7	1,6	292,7	2,7	1,7	0,2	0,1	0,3	5,1	5,5	3,7	38,7	15,0	46,3
Agricultura	5,3	0,4	35,7	2,1	199,8	3,6	1,2	0,2	0,1	0,2	3,2	3,7	2,6	36,7	17,3	46,0
(10-20 cm)																
Conservada	4,5	0,3	29,3	1,7	51,9	0,8	0,5	0,2	0,1	0,9	6,4	6,7	2,8	39,3	13,7	47,0
Pastagem	4,6	0,3	43,0	1,6	222,1	1,3	0,8	0,2	0,1	0,4	4,6	5,0	2,6	39,3	16,3	44,3
Agricultura	5,2	0,7	32,0	1,9	60,4	3,6	0,4	0,2	0,1	0,0	2,7	3,1	1,6	38,0	20,7	41,3
Fundo das veredas (terço inferior da vertente)																
(0-10 cm)																
Conservada	4,9	0,7	48,3	1,4	92,4	1,6	1,4	0,2	0,1	0,8	6,8	7,3	6,3	38,7	14,3	47,0
Pastagem	5,4	0,3	56,0	1,7	212,8	1,5	2,5	0,2	0,1	0,6	4,4	4,8	6,9	40,0	13,3	46,7
Agricultura	4,6	0,3	30,0	1,8	170,0	2,5	0,2	0,2	0,1	0,4	4,5	4,8	2,9	35,0	18,3	46,7
(10-20 cm)																
Conservada	4,9	0,8	31,3	1,6	123,6	1,9	1,1	0,2	0,1	0,9	6,4	6,7	7,3	38,3	13,0	48,7
Pastagem	5,2	0,3	31,3	1,5	136,1	2,9	1,8	0,2	0,1	0,6	4,2	4,5	6,9	41,3	11,3	47,3
Agricultura	4,4	0,3	30,3	1,7	142,5	2,8	0,3	0,2	0,1	0,3	5,1	5,5	2,7	38,3	17,7	44,0

Acidez (pH), teores de macronutrientes (P, K, Ca, Mg), teores de micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn), teor de alumínio trocável (Al), acidez potencial (H+Al), capacidade de troca de cátions (CTC), matéria orgânica do solo (MOS). (1) Profundidade de amostragem.

3.2.3 Análises laboratoriais

As amostras de solo para análises da matéria orgânica (COT, fracionamento físico da MOS e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas) e para determinação do nitrogênio total (NT) foram secas ao ar e passadas por peneira com 2 mm de malha (obtenção da terra fina seca ao ar – TFSA), sendo posteriormente submetidas às análises

de laboratório. O NT do solo foi determinado por destilação a vapor para análise de nitrogênio (Kjeldahl), após conversão do nitrogênio da amostra à forma amoniacal. O COT, por sua vez, foi analisado por meio da oxidação da matéria orgânica, via úmida, com dicromato de potássio em meio sulfúrico, com posterior titulação do excesso de dicromato com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (Embrapa, 1997).

O fracionamento físico (granulométrico) da matéria orgânica foi realizado conforme Cambardella & Elliott (1992), com adaptações no peso da amostra utilizada para análise (Bayer et al., 2004; Bongiovanni & Lobartini, 2006). Em 20 g de solo (TFSA) foram adicionados 70 mL de hexametáfosfato de sódio (NaPO_3)_n, 5 g L⁻¹, com posterior agitação da mistura por 15 horas, em agitador horizontal ajustado para 130 movimentos por minuto.

Ao final do processo de agitação, toda a mistura foi colocada em peneira de 53 µm, sendo lavada com auxílio de um leve jato de água destilada. O material retido na peneira, constituído por resíduos orgânicos (além da fração areia), foi definido como matéria orgânica particulada total – MOP (partículas orgânicas > 53 µm e até 2mm). Este material foi colocado para secar em estufa a 50 °C, por 72 horas, com posterior moagem em gral de porcelana e completa tamisação em peneira de 0,149 mm de malha. Em seguida, alíquotas foram pesadas e analisadas para determinação de seus teores de C orgânico, de modo semelhante ao COT (Embrapa, 1997), constituindo-se, então, no carbono orgânico particulado (COP).

As análises para determinação dos teores de nitrogênio da matéria orgânica particulada (NMOP) foram realizadas por combustão via seca, em analisador elementar de CHN (modelo PE 2400, Série II CHNS/O, PerkinElmer, Norwalk, USA), pertencente à Embrapa Arroz e Feijão, utilizando-se aproximadamente 10 mg de material (MOP) previamente moído e completamente tamisado em peneira de 0,149 mm. A digestão do material ocorreu em câmara de combustão fechada, a 925 °C. O carbono e o nitrogênio da matéria orgânica associada aos minerais (COM e NM) foram calculados pela diferença entre os teores de COT e COP e de NT e NMOP, respectivamente, ou seja:

$$\text{COM} = \text{COT} - \text{COP} \text{ e } \text{NM} = \text{NT} - \text{NMOP}.$$

As frações húmicas da matéria orgânica (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas) foram determinadas segundo metodologia descrita por Mendonça & Matos (2005). Em 1 g de TFSA adicionou-se 20 mL de hidróxido de sódio (NaOH 0,5 mol L⁻¹),

realizando-se a agitação da mistura por 4 horas em agitador horizontal a 80 rpm, com posterior repouso por 12 horas.

Em seguida a mistura foi centrifugada a 4000 g durante 30 minutos, recolhendo-se o sobrenadante que foi reservado em recipiente separado. Foram adicionados mais 20 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹ a cada amostra, com agitação por mais 2,5 horas em agitador a 80 rpm. As amostras foram novamente centrifugadas a 4000 g, por 30 minutos, com recolhimento do sobrenadante que foi então misturado ao sobrenadante previamente reservado, constituindo o extrato alcalino.

O resíduo (fase sólida) depositado nos tubos de centrífuga correspondeu à fração humina. Este resíduo foi transferido quantitativamente para beakers, por meio de lavagem, com mínima utilização de líquido (em torno de 10 mL), tendo sido então colocado em estufa aquecida a 55 °C, até sua completa secagem.

O pH do extrato alcalino foi ajustado para pH 1,0 - 1,5, por meio da adição de gotas de solução de ácido sulfúrico (H₂SO₄ a 20% – v/v). Após o ajuste do pH, o material obtido foi centrifugado por 20 minutos a 4000 g, para separação dos ácidos húmicos e fúlvicos.

O sobrenadante (contendo os ácidos fúlvicos) foi transferido para outro recipiente e seu volume complementado para 50 mL com água destilada. Ao precipitado, correspondente aos ácidos húmicos, foram adicionados 30 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹, com homogeneização da mistura e complementação do volume a 50 mL com água destilada. Foi realizada, então, a determinação quantitativa do carbono nos extratos das frações ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina, por meio da oxidação do C com dicromato de potássio e posterior titulação com sulfato ferroso amoniacal, com fonte externa de calor (70°C), sob refluxo, conforme procedimento Mebius (Nelson & Sommers, 1996).

3.2.4 Análises estatísticas

A estatística clássica foi aplicada para identificar os efeitos das diferentes condições ambientais sobre variáveis analisadas, com delineamento em blocos casualizados e estrutura em faixas, devido às profundidades de amostragem, em arranjo fatorial 3x3 – três tipos de uso do entorno e três posições no relevo (Tabela 3.2). A estatística descritiva (média, variância, desvio padrão e coeficiente de variação), os procedimentos da ANOVA (Análise de Variância), bem como os testes de Tukey a 5% de

probabilidade para comparação de médias, em cada camada ou profundidade de amostragem, foram realizados por meio do *software* SAS (*Statistical Analysis System*), versão 9.1 (SAS Institute, 2003).

Tabela 3.2. Esquema da análise de variância das áreas de vereda estudadas, aplicada a cada profundidade (camada) de amostragem.

Fonte de Variação (FV)	Grau de Liberdade (GL)
Uso do entorno (Uso)	2
Posição no relevo da vertente (Posição)	2
Uso x Posição	4
Resíduo	9
TOTAL	17

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Carbono orgânico e nitrogênio totais do solo e fracionamento físico da MOS

Os atributos relacionados ao carbono orgânico e nitrogênio totais do solo e, também, ao fracionamento físico (granulométrico) da MOS apresentaram variações significativas nas condições amostradas, refletindo, em maior ou menor grau, a influência da posição no relevo da vereda (toposequência) e das eventuais alterações causadas pelo uso das terras vizinhas sobre as propriedades do solo nestes ambientes (Tabelas 3.3 e 3.4). As práticas de cultivo, além de outras atividades antrópicas, influenciam os processos biogeoquímicos do solo em áreas úmidas agrícolas (Neue et al., 1997), com impactos sobre a dinâmica da MOS e de elementos como C e N.

Tabela 3.3. Análise de variância do carbono orgânico e nitrogênio totais do solo e de frações da matéria orgânica.

Fonte de Variação	GL	Valores de F					
		COT	NT	COP	COM	NMOP	NM
(0-10 cm) ⁽¹⁾							
Uso do entorno	2	89,12 **	23,55 **	51,82 **	37,95 **	14,36 **	12,75 **
Posição na vertente (Relevo)	2	747,84 **	75,96 **	413,19 **	86,47 **	42,42 **	24,75 **
Uso x Posição	4	105,74 **	43,52 **	118,43 **	3,32 *	13,61 **	25,18 **
CV (%)	-	6,64	14,30	12,25	13,55	54,04	13,95
(10-20 cm)							
Uso do entorno	2	66,17 **	8,16 **	56,43 **	126,07 **	5,19 *	11,36 **
Posição na vertente (Relevo)	2	593,40 **	26,54 **	134,89 **	159,39 **	11,73 **	31,19 **
Uso x Posição	4	83,31 **	11,43 **	61,92 **	87,00 **	6,38 **	12,55 **
CV (%)	-	8,78	24,11	28,56	11,58	92,23	18,07

Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total do solo (NT), carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado a minerais (COM), nitrogênio da matéria orgânica particulada (NMOP), nitrogênio associado a minerais (NM). ** Significativo ao nível de 1%, * Significativo ao nível de 5%. (1) Profundidade de amostragem.

Tabela 3.4. Análises de variância das relações C:N do solo, da matéria orgânica particulada e da fração orgânica associada a minerais; e da relação entre carbono orgânico particulado e carbono orgânico total do solo.

Fonte de Variação	GL	Valores de F			
		COT:NT	COP:NMOP	COM:NM	COP:COT
(0-10 cm) ⁽¹⁾					
Uso do entorno	2	1,82 ns	3,93 *	2,00 ns	29,34 **
Posição na vertente (Relevo)	2	27,33 **	3,73 *	18,51 **	18,51 **
Uso x Posição	4	14,33 **	0,72 ns	17,10 **	25,55 **
CV (%)	-	13,15	37,20	17,70	13,07
(10-20 cm)					
Uso do entorno	2	2,28 ns	0,49 ns	12,33 **	43,42 **
Posição na vertente (Relevo)	2	27,99 **	3,88 *	8,86 **	38,77 **
Uso x Posição	4	7,04 **	1,46 ns	15,22 **	31,72 **
CV (%)	-	18,22	40,22	22,47	19,91

Relações C:N: do solo (COT:NT); da matéria orgânica particulada (COP:NMOP); da fração associada a minerais (COM:NM), relação carbono orgânico particulado pelo carbono orgânico total do solo (COP:COT). ** Significativo ao nível de 1%, * Significativo ao nível de 5%, ns - não significativo. (1) Profundidade de amostragem.

Nas posições mais baixas do relevo (meio e fundo), considerando a camada superficial (0-10 cm), os teores de carbono orgânico total do solo foram menores na vereda contígua a áreas agrícolas, não havendo diferenças significativas entre os ambientes conservado e de pastagens. Entre 10 e 20 cm de profundidade, porém, os teores de COT relativamente menores no ambiente agrícola foram observados somente na região de fundo. Na borda das veredas, ao contrário, em ambas as profundidades de amostragem, os valores verificados para o COT foram maiores na área vizinha a lavouras (agricultura), sem a ocorrência de diferenças expressivas entre as outras formas de uso (Tabelas 3.5 e 3.6).

Analisando cada ambiente distintamente, nas duas camadas amostradas, verificaram-se maiores teores de COT na porção mais baixa das vertentes (fundo), em todos os locais estudados. Nas áreas conservada e próxima a pastagens, em superfície (0-10 cm), observou-se o aumento progressivo dos percentuais de COT da borda para o fundo das vertentes (Tabelas 3.5 e 3.6).

Em estudo desenvolvido anteriormente nos mesmos locais, porém com amostragem de solo realizada no período chuvoso, verificaram-se diferenças significativas dos teores de carbono orgânico entre os três ambientes (usos) avaliados, apenas na região de fundo das veredas. Nas referidas condições os teores de matéria orgânica foram maiores na vereda conservada e menores na área agrícola, com valores intermediários no ambiente sob influência de pastagens (Sousa et al., 2011).

De modo semelhante, em estudo sobre o impacto do uso das terras sobre algumas propriedades do solo em áreas úmidas subtropicais da África do Sul, constatou-se diminuição significativa da concentração de carbono orgânico e nitrogênio do solo em locais onde existem áreas de pastagens e cultivos, relativamente a áreas úmidas naturais. O estudo mencionado (Walters et al., 2006) aponta os maiores teores de C e N em solos de áreas úmidas naturais, seguidos dos teores observados em pastagens e em sequência se verificam as menores concentrações de carbono em áreas cultivadas com milho, localizadas em antigas pastagens presentes nas áreas úmidas pesquisadas.

Tabela 3.5. Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total do solo (NT), carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado a minerais (COM), nitrogênio da matéria orgânica particulada (NMOP) e nitrogênio associado a minerais (NM) em diferentes posições no relevo das vertentes e condições de uso do entorno, na camada de 0-10 cm.

Posição no relevo	Condição de uso do entorno					
	Conservada		Pastagem		Agricultura	
COT (dag kg ⁻¹)						
Superior	2,01	c B	2,05	c B	2,67	ab A
Média	2,91	b A	2,45	b AB	2,15	b B
Inferior	7,31	a A	7,77	a A	3,47	a B
NT (dag kg ⁻¹)						
Superior	0,30	b A	0,23	b A	0,26	a A
Média	0,28	b A	0,22	b A	0,31	a A
Inferior	0,52	a B	0,82	a A	0,22	a C
COP (dag kg ⁻¹)						
Superior	0,38	b B	0,73	b B	1,57	a A
Média	0,66	b B	0,88	b AB	1,01	a A
Inferior	3,49	a B	5,04	a A	1,27	a C
COM (dag kg ⁻¹)						
Superior	1,63	b A	1,32	b AB	1,11	b B
Média	2,25	b A	1,57	b B	1,14	b B
Inferior	3,82	a A	2,72	a B	2,21	a B
NMOP (dag kg ⁻¹)						
Superior	0,01	a B	0,02	b AB	0,03	a A
Média	0,01	a B	0,03	b A	0,02	a AB
Inferior	0,13	a B	0,31	a A	0,04	a B
NM (dag kg ⁻¹)						
Superior	0,29	b A	0,21	b A	0,23	a A
Média	0,27	b A	0,19	b A	0,29	a A
Inferior	0,39	a A	0,51	a A	0,18	a B

Letras minúsculas comparam posições do relevo (colunas) e maiúsculas comparam os usos do entorno (linhas). Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das repetições.

Comparando as áreas natural e antropizada de uma vereda vizinha a pastagens localizada no bioma Cerrado em Minas Gerais, Guimarães et al. (2002) não constataram variações expressivas das quantidades relativas de matéria orgânica nos solos da zona de borda da vereda. Entretanto, nas posições mais rebaixadas das vertentes e considerando amostras coletadas até 16 cm de profundidade, os resultados apresentados por estes autores indicam ser possível, em vereda adjacente a ambiente de pastagem (antropizada), a ocorrência de teores de carbono orgânico mais elevados ou equivalentes aos de solos situados em local com entorno preservado.

Considerando as duas camadas de solo avaliadas, especificamente na posição inferior do relevo, os teores de nitrogênio total foram maiores na vereda vizinha a ambiente pecuário (pastagem) e menores na área de agricultura, enquanto a vereda conservada apresentou teores intermediários de NT (Tabelas 3.5 e 3.6). Na camada superficial, por sua vez, não foram verificadas diferenças relevantes deste atributo entre a zona de borda e o meio das veredas, além do que, nestas mesmas posições das vertentes, inexistiram variações significativas do NT entre os diferentes ambientes ou formas de uso do entorno (Tabela 3.5).

Pesquisas conduzidas em solos tropicais brasileiros (no bioma Cerrado e na Amazônia) e indianos, incluindo áreas úmidas costeiras (manguezais), demonstram a tendência de redução dos teores de CO e NT em áreas agrícolas e agrossilvipastoris, ou perturbadas por desmatamentos e outras formas de uso, em relação a solos semelhantes cobertos por vegetação nativa (Islam & Weil, 2000; Longo & Espíndola, 2000; Dinesh et al., 2004; Wendling et al., 2011). Depleções de CO e NT em camadas superficiais de solos agrícolas também foram verificadas nas condições de solo hidromórfico de clima subtropical no sul do Brasil (Santos et al., 2004) e em áreas úmidas localizadas em regiões da zona temperada na América do Norte (Bedard-Haughn et al., 2006), comparativamente a ambientes não cultivados.

Entretanto podem ocorrer, também em condições tropicais, situações em que as concentrações de NT e CO no solo sejam equivalentes ou maiores em áreas de pastagens, relativamente a ambientes cobertos por vegetação natural (Islam & Weil, 2000; Groffman et al., 2001). Em determinadas circunstâncias, os níveis de carbono orgânico e nitrogênio nos solos podem ser maiores em ambientes de pastagens do que em áreas florestadas, uma vez que, ao que parece, a natureza dos tecidos vegetais e resíduos orgânicos das gramíneas forrageiras (especialmente a fitomassa radicular), bem como sua forma de decomposição,

relativamente mais lenta e associada a uma provável inibição da nitrificação nesses ambientes, condicionam maior atividade orgânica e contribuição mais eficiente na formação de húmus do que a serrapilheira florestal, ocasionando assim a manutenção de teores relativamente elevados de N e C no solo (Stevenson, 1994; Brady & Weil, 2008).

Tabela 3.6. Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total do solo (NT), carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado a minerais (COM), nitrogênio da matéria orgânica particulada (NMOP) e nitrogênio associado a minerais (NM) em diferentes posições no relevo das vertentes e condições de uso do entorno, na camada de 10-20 cm.

Posição no relevo	Condição de uso do entorno					
	Conservada		Pastagem		Agricultura	
COT (dag kg ⁻¹)						
Superior	1,61	b B	1,55	b B	2,17	b A
Média	2,06	b A	1,80	b A	1,63	c A
Inferior	7,11	a A	6,74	a A	2,90	a B
NT (dag kg ⁻¹)						
Superior	0,26	a A	0,19	b B	0,24	a A
Média	0,26	a A	0,21	b A	0,20	a A
Inferior	0,41	a AB	0,69	a A	0,23	a B
COP (dag kg ⁻¹)						
Superior	0,17	b B	0,31	b AB	0,53	a A
Média	0,35	b A	0,47	b A	0,62	a A
Inferior	1,56	a B	5,36	a A	0,73	a B
COM (dag kg ⁻¹)						
Superior	1,44	b AB	1,24	a B	1,64	b A
Média	1,71	b A	1,33	a AB	1,02	c B
Inferior	5,55	a A	1,38	a B	2,17	a B
NMOP (dag kg ⁻¹)						
Superior	0,01	a B	0,01	a B	0,02	a A
Média	0,01	a A	0,01	a A	0,02	a A
Inferior	0,03	a A	0,16	a A	0,03	a A
NM (dag kg ⁻¹)						
Superior	0,25	a A	0,18	b B	0,22	a AB
Média	0,25	a A	0,20	b A	0,19	a A
Inferior	0,38	a A	0,53	a A	0,21	a B

Letras minúsculas comparam posições do relevo (colunas) e maiúsculas comparam os usos do entorno (linhas). Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das repetições.

É importante observar que uma parcela expressiva da área de pastagem relacionada ao presente trabalho já se encontrava, na ocasião da amostragem de solos, submetida a sistema de pastejo rotacionado intensivo irrigado, para produção leiteira, por um período de aproximadamente oito anos, recebendo aplicações regulares (em cobertura)

de fertilizantes nitrogenados. O nitrogênio é empregado em grandes quantidades na agropecuária moderna na forma de fertilizantes, devendo-se considerar que dosagens excessivas ou sua utilização em condições desfavoráveis ou inadequadas podem promover perdas de N que, ao ser transferido para outros locais ou ecossistemas, converte-se em elemento poluente (Cantarella, 2007), causando, nesses casos, alterações na dinâmica de processos ecológicos e a degradação da qualidade ambiental.

As áreas úmidas (e veredas), em virtude da presença abundante de água e materiais orgânicos, apresentam condições que favorecem a desnitrificação, com liberação de formas gasosas de N para a atmosfera, como exemplo o nitrogênio molecular (N_2), quimicamente estável. Esses ambientes podem ainda assimilar nitrato proveniente de áreas agropecuárias, promovendo sua incorporação aos tecidos vegetais (e microbianos) ou à MOS, em formas orgânicas do elemento em questão. As áreas úmidas, bem como as zonas ripárias de mananciais e cursos d'água, são consideradas drenos de nitrogênio (coletores e dissipadores) com elevada capacidade de remoção de formas reativas de N no ambiente, evitando, assim, a sua movimentação entre habitats e ecossistemas próximos ou, em muitos casos, absorvendo grandes quantidades deste elemento oriundas de áreas adjacentes (Robertson & Groffman, 2007).

Na zona de borda das veredas, nas duas camadas de amostragem, a relação C:N no solo (COT:NT) foi maior na área vizinha aos cultivos agrícolas e menor no ecossistema conservado, enquanto no fundo das áreas avaliadas as menores relações COT:NT foram verificadas na vereda limítrofe ao ambiente de pastagens, não ocorrendo no meio das vertentes quaisquer diferenças relevantes entre as formas de uso do entorno. Ainda, em ambas as profundidades, não houve variações desta relação ao longo do relevo no ambiente pecuário (pastagem), ao passo que nas áreas conservada e agrícola os maiores valores para este atributo ocorreram na região de fundo (Tabelas 3.7 e 3.8).

Em alguns solos não hidromórficos do bioma Cerrado observa-se que a relação C:N média está em torno de 13, embora exista grande variabilidade, não havendo, portanto, qualquer padrão estabelecido para este índice (Silva & Resck, 1997). Em estudo do horizonte superficial do solo em veredas localizadas em dois ambientes geomórficos distintos, no Cerrado do Estado de Minas Gerais, em áreas de intensa atividade agropecuária, considerando solos hidromórficos de veredas (Gleissolos), Ramos (2000) apresenta resultados nos quais a relação C:N média das amostras analisadas variou entre 8 e 24, devendo-se observar que no terço inferior das vertentes a referida relação foi, em

ambos os ambientes, em torno de 2 a 2,5 vezes maior do que nas posições mais elevadas do relevo (terços médio e superior).

Tabela 3.7. Relações C:N do solo (COT:NT) e da fração associada a minerais (COM:NM) e relação carbono orgânico particulado pelo carbono orgânico total do solo (COP:COT), na camada de 0-10 cm.

Posição no relevo	Condição de uso do entorno					
	Conservada		Pastagem		Agricultura	
COT:NT						
Superior	6,65	b B	8,96	a AB	10,41	b A
Média	10,23	ab A	11,28	a A	7,13	c A
Inferior	14,25	a A	9,48	a B	15,85	a A
COM:NM						
Superior	5,63	b A	6,38	a A	4,90	b A
Média	8,29	ab A	8,41	a A	4,12	b B
Inferior	9,85	a B	5,35	a C	12,65	a A
COP:COT (%)						
Superior	18,77	b B	35,81	b B	58,78	a A
Média	22,65	b C	36,04	b B	46,83	ab A
Inferior	47,81	a B	64,97	a A	35,86	b C

Letras minúsculas comparam posições do relevo (colunas) e maiúsculas comparam os usos do entorno (linhas). Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das repetições.

De um modo geral, pode-se dizer que as condições que promovem uma maior decomposição dos resíduos orgânicos resultam na redução da relação C:N no solo (Stevenson, 1994). No entanto, a decomposição e mineralização dos materiais orgânicos não é estática, apresentando uma dinâmica temporal bastante complexa que é dependente da relação C:N do material orgânico adicionado e, ao mesmo tempo, sofre grande influência das intervenções feitas no solo (Moreira & Siqueira, 2006).

A diferenciação nas práticas de manejo do solo pode alterar significativamente a relação C:N (Moreira & Malavolta, 2004). Desta forma, a adição de fontes de C e N, como fertilizantes minerais e resíduos orgânicos, a presença de vegetais (rizodeposição), sais solúveis, tratamentos mecânicos e ciclos de umedecimento e secagem do solo aumentam rapidamente a atividade microbiana, acelerando a mineralização da MOS e liberando nutrientes (Moreira & Siqueira, 2006), com reflexos sobre este quociente (COT:NT) no ambiente edáfico.

Na borda das veredas, nas duas camadas de amostragem, os teores de COP foram maiores na área vizinha aos cultivos agrícolas, enquanto no meio das vertentes, somente em superfície, esses mesmos teores foram maiores nos ambientes antropizados

(pastagens e cultivos) do que na vereda conservada. Na porção inferior do relevo (fundo), também nas duas profundidades avaliadas, o COP foi mais elevado na área vizinha a pastagens e, na camada superficial desta posição, foi menor no ambiente agrícola (Tabelas 3.5 e 3.6).

Ainda, em ambas as profundidades, não houve variações do COP ao longo do relevo na área sob influência de cultivo agrícola, ao passo que nos ambientes conservado e de pecuária (pastagens) os maiores valores para este atributo ocorreram na região de fundo (Tabelas 3.5 e 3.6). Em solos subtropicais sul americanos e da Oceania, considerando horizontes superficiais, verificaram-se teores de COP expressivamente menores em solos cultivados, comparativamente a solos semelhantes sob antigas pastagens na Austrália, inclusive em áreas nativas, ou em florestas naturais argentinas (Chan, 2001; Bongiovanni & Lobartini, 2006).

Tabela 3.8. Relações C:N do solo (COT:NT) e da fração associada a minerais (COM:NM) e relação carbono orgânico particulado pelo carbono orgânico total do solo (COP:COT), na camada de 10-20 cm.

Posição no relevo	Condição de uso do entorno					
	Conservada		Pastagem		Agricultura	
	COT:NT					
Superior	6,13	b B	8,08	a AB	8,94	b A
Média	8,28	b A	8,57	a A	8,12	b A
Inferior	17,79	a A	10,12	a B	12,51	a AB
	COM:NM					
Superior	5,70	b A	6,85	a A	7,36	b A
Média	7,23	b A	6,67	a A	5,47	b A
Inferior	15,05	a A	2,70	a B	10,59	a A
	COP:COT (%)					
Superior	10,57	a B	19,80	b AB	24,26	b A
Média	16,82	a A	26,66	b A	37,69	a A
Inferior	21,89	a B	79,13	a A	24,95	b B

Letras minúsculas comparam posições do relevo (colunas) e maiúsculas comparam os usos do entorno (linhas). Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das repetições.

Embora o atributo em discussão tenha expressado as variações relacionadas às formas de uso do entorno das veredas de forma bastante significativa, comparativamente a COT e COM, com diferenças relativas elevadas entre os ambientes analisados em cada posição no relevo, observou-se no presente trabalho, de modo distinto dos estudos mencionados anteriormente, que os teores de COP foram maiores nas áreas antropizadas (cultivos e/ou pastagens) em muitas das condições avaliadas (Tabelas 3.5 e 3.6). Em solos

tropicais brasileiros, até 20 cm de profundidade (Neufeldt et al., 2002; Salton et al., 2011) e, da mesma forma, até 40 cm abaixo da superfície (Figueredo et al., 2010), foram verificados em áreas de pastagens cultivadas estoques ou teores de COP superiores ou equivalentes aos de áreas cobertas por campos nativos ou vegetação natural de Cerrado e, em geral, maiores também nas pastagens do que em áreas agrícolas em sistema convencional de cultivo ou em plantio direto.

Nos mesmos estudos os conteúdos de COP nas áreas de agricultura foram geralmente inferiores aos de solos sob vegetação nativa, podendo, em alguns casos, ser equivalentes a estes, mas não superiores. Por fim, Salton et al. (2011) concluem que os sistemas com pastagens, comparativamente a solos em condições naturais ou agrícolas, apresentam os maiores estoques de carbono na fração particulada da matéria orgânica do solo.

Os teores relativamente elevados de COP comumente detectados em áreas de pastagens refletem a grande contribuição do material vegetal senescente, tanto de origem radicular como partes aéreas das plantas forrageiras, bem como dos dejetos animais, para o aumento dos teores de C no material orgânico particulado do solo nos ecossistemas pastoris (Franzluebbers & Stuedemann, 2002; Salton et al., 2011; Loss et al., 2012). Diversos estudos envolvendo o fracionamento de carbono destacam que a determinação do COP, devido a sua maior labilidade em relação ao CO de frações menores que 53 μm , poderia representar um parâmetro mais sensível às alterações decorrentes do uso da terra e, portanto, mais adequado do que a análise dos teores de COT, para avaliações comparativas entre diferentes sistemas de manejo, possibilitando verificações a curto prazo (Cambardella & Elliott, 1992; Chan, 1997, 2001; Bayer et al., 2004; Ashagrie et al., 2007; Loss et al., 2012).

Na região de borda das veredas pesquisadas, nas duas profundidades amostradas, as maiores relações COP:COT foram verificadas no ambiente agrícola, não ocorrendo diferenças significativas entre as áreas conservada e de pecuária (pastagens). No fundo das veredas, entretanto, as maiores relações COP:COT foram observados na vereda contígua a áreas de pastagens, sendo que na camada de 0-10 cm, nesta mesma posição do relevo, COP:COT foi expressivamente menor na área vizinha a cultivos agrícolas. Deve-se observar que no ambiente agrícola, de um modo geral, COP:COT foi maior na borda ou no meio das vertentes, enquanto nas áreas conservada e de pecuária este atributo apresentou valores mais elevados no fundo das veredas (Tabelas 3.7 e 3.8).

De modo diverso dos resultados apresentados, em estudo de solos subtropicais norte americanos observou-se em superfície (0-5 cm) que a relação COP:COT foi menor em áreas agrícolas do que em outras formas de uso da terra (pastagens, campos de feno e áreas florestadas), os quais, por sua vez, não demonstraram entre si diferenças expressivas referentes a este atributo. Abaixo da superfície (5-20 cm), contudo, COP:COT foi maior nos solos sob florestas do que nos demais usos avaliados (Franzluebbbers & Stuedemann, 2002).

Na região de borda das veredas, bem como na posição mediana de seu relevo, considerando a camada superficial do solo, foram detectados maiores teores de N na matéria orgânica particulada (NMOP) nos ambientes antropizados (pastagens e cultivos), enquanto na porção inferior (fundo) os maiores valores para NMOP ocorreram no ecossistema ladeado por pastagens. Ainda neste ambiente (pastoril), em superfície, verificou-se NMOP expressivamente maior no terço inferior da vertente, sendo que em todas as outras condições avaliadas, em ambas as profundidades, não ocorreram diferenças relevantes deste atributo do solo ao longo do relevo (Tabelas 3.5 e 3.6).

Na camada subsuperficial (10-20 cm), na porção superior do relevo (borda), NMOP foi maior na área vizinha a cultivos, não havendo diferenças significativas entre as formas de uso do entorno nas posições mais baixas ou medianas das vertentes (Tabela 3.6). De modo distinto dos resultados destacados no presente trabalho, em estudo de solos tropicais africanos, até 20 cm de profundidade, foram verificadas perdas generalizadas de C e N da matéria orgânica particulada em solos agrícolas sob manejo convencional, relativamente a áreas cobertas por florestas naturais, com indicação, também neste caso, de que a MOP constitua a fração orgânica mais sensível aos efeitos do cultivo do solo (Ashagrie et al., 2007).

O carbono da matéria orgânica associada a minerais (COM), por sua vez, considerando a camada superficial do solo, exibiu os maiores teores relativos na vereda conservada em todas as posições de relevo, quando avaliadas distintamente, não sendo verificadas diferenças relevantes entre os ecossistemas com entorno antropizado. Ainda em superfície (0-10 cm), em todos os ambientes, COM foi significativamente maior na região de fundo das veredas (Tabela 3.5).

Abaixo da superfície (10-20 cm), entretanto, no meio e no fundo das veredas, os teores de COM foram expressivamente maiores na área conservada, enquanto na borda foi maior no ambiente agrícola. Nesta mesma camada, nas veredas situadas em ambientes

conservado e agrícola, COM apresentou maiores valores na região de fundo, não ocorrendo variações significativas deste atributo ao longo do relevo na área vizinha a pastagens (Tabela 3.6). Os resultados de estudos sobre solos subtropicais realizados em vários continentes (Oceania, América do Norte e América do Sul), em camadas ou horizontes superficiais (até 20 cm de profundidade), indicam a diminuição dos teores de C orgânico associado a minerais em solos agrícolas (sob cultivo), comparativamente a pastagens ou florestas, tanto em áreas nativas como plantadas (Chan, 2001; Franzluebbbers & Stuedemann, 2002; Bongiovanni & Lobartini, 2006).

Contudo, em solos hidromórficos (Gleissolos) subtropicais do sul do Brasil, Nascimento et al. (2009), considerando distintamente as camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, apresentam resultados nos quais os estoques de C orgânico particulado e associado a minerais em áreas agrícolas (cultivo de arroz irrigado por inundação, em sistemas de plantio direto ou convencional) podem, em alguns casos, atingir valores maiores ou equivalentes aos conteúdos verificados em áreas sob vegetação natural. Os mesmos autores destacam que a matéria orgânica daqueles solos apresentou elevada labilidade, medida pela razão COP:C orgânico associado a minerais, evidenciando o efeito do ambiente anaeróbio na determinação de baixa taxa de decomposição da MO no solo.

Na camada superficial do solo, na região de borda e no meio das vertentes, não ocorreram variações significativas dos teores de N da matéria orgânica associada a minerais (NM) entre as veredas com diferentes formas de uso do entorno, embora no fundo dos ambientes avaliados as maiores quantidades de NM tenham sido observadas nas áreas conservada e adjacente a pastagens, com as maiores concentrações deste atributo do solo nesta mesma posição das vertentes. Na área agrícola, entretanto, ainda em superfície, não ocorreram diferenças relevantes do NM ao longo da topossequência (Tabela 3.5).

Na camada subsuperficial (10-20 cm), considerando a borda das veredas, os teores de NM foram mais elevados no ecossistema conservado, ao passo que na região de fundo foram menores no ambiente agrícola, não havendo, nesta posição, diferenças significativas entre as áreas conservada e de pecuária (pastagens). Somente no ambiente vizinho a pastagens ocorreram variações de NM ao longo do relevo, com maiores quantidades desta fração na porção inferior da vertente (Tabela 3.6).

A relação C:N da matéria orgânica associada aos minerais (COM:NM), na região de borda, não apresentou variações significativas entre os diferentes usos do entorno das veredas, nas duas profundidades de amostragem. Na porção inferior das vertentes, de

um modo geral e considerando ainda ambas as camadas de solo, a relação COM:NM foi expressivamente menor no ambiente próximo a áreas de pastagem (Tabelas 3.7 e 3.8).

Deve-se observar, também, que no ambiente pecuário (pastagens) não foram verificadas variações desta relação ao longo do relevo, diferentemente das áreas conservada e agrícola, onde COM:NM foi maior na região de fundo das veredas (Tabelas 3.7 e 3.8). Em solos da zona climática temperada na América do Norte verificou-se que a aplicação de esterco bovino em áreas agrícolas, por períodos prolongados (18 anos), promoveu o aumento significativo de C e N das frações particulada e associada a minerais nos agregados estáveis em água maiores que 53 μm , ocasionando, em determinadas condições, a redução da relação C:N da MO particulada e associada a minerais, enquanto a utilização de fertilizantes minerais (NPK) não apresentou efeito sobre as variáveis mencionadas (Aoyama et al., 1999).

Frações da MOS com maior labilidade, como a matéria orgânica particulada (macrorrgânica) ou a fração leve, que apresentam menor tempo de ciclagem (com duração de anos a décadas), muitas vezes respondem mais rapidamente às mudanças induzidas pelo sistema de manejo no estoque de C orgânico do solo do que a fração associada a minerais, mais estabilizada e sujeita a períodos de ciclagem mais longos (Gregorich & Janzen, 1996). Estudos que envolvem o fracionamento físico da MOS fornecem uma valiosa contribuição para o conhecimento de processos relacionados à dinâmica da matéria orgânica, enquanto um importante componente dos sistemas agrícolas (e ecológicos), devendo-se mencionar, entretanto, que frações específicas da MOS são sensíveis não apenas às formas de uso da terra, mas também a fatores e características ambientais naturais, como a textura do solo (Leifeld & Kögel-Knabner, 2005), ou ainda a saturação por água e os ciclos sazonais de inundação e secagem próprios das áreas úmidas.

3.3.2 Carbono de substâncias húmicas do solo

Todos os atributos relacionados ao fracionamento químico da MOS apresentaram variações significativas nas condições amostradas, respondendo às influências da posição no relevo da vereda e, também, das alterações causadas pelo uso das terras vizinhas sobre as propriedades do solo nestes ambientes (Tabela 3.9). A formação das substâncias húmicas é caracterizada por um processo complexo baseado na síntese e/ou ressíntese dos produtos da mineralização dos compostos orgânicos que chegam ao solo,

podendo refletir, portanto, a influência de fatores ambientais e aspectos relacionados ao seu uso e às práticas de manejo adotadas (Cunha et al., 2005).

Tabela 3.9. Análise de variância de substâncias húmicas do solo.

Fonte de Variação	GL	FAF	FAH	HUM	FAH:FAF	CSH	CSH:COT
		Teste F					
(0-10 cm) ⁽¹⁾							
Uso do entorno	2	15,38 **	18,18 **	16,73 **	44,20 **	18,70 **	3,71 *
Posição na vertente (Relevo)	2	68,55 **	172,04 **	160,78 **	35,01 **	266,19 **	5,18 *
Uso x Posição	4	8,41 **	14,79 **	20,55 **	4,60 *	27,95 **	8,00 **
CV (%)	-	9,70	12,21	14,88	12,96	9,87	8,90
(10-20 cm)							
Uso do entorno	2	29,64 **	8,92 **	11,06 **	46,62 **	8,74 **	48,47 **
Posição na vertente (Relevo)	2	66,89 **	79,65 **	176,32 **	39,15 **	138,77 **	12,07 **
Uso x Posição	4	11,42 **	6,08 **	21,23 **	3,43 *	14,52 **	11,76 **
CV (%)	-	11,14	21,59	15,05	15,25	15,08	6,75

Fração ácido fúlvico (FAF), fração ácido húmico (FAH), humina (HUM), carbono das substâncias húmicas (CSH), Carbono orgânico total do solo (COT). ** Significativo ao nível de 1%, * Significativo ao nível de 5%. (1) Profundidade de amostragem.

Na borda das veredas os teores de carbono contidos na fração ácidos fúlvicos (FAF), nas duas camadas de amostragem, foram maiores nos ambientes antropizados (cultivos e pastagens) do que na área conservada (circundada por vegetação nativa). Na região de fundo estes teores foram maiores na vereda adjacente a pastagens, não ocorrendo variações relativas às formas de uso do entorno das veredas na posição mediana das vertentes. De um modo geral, em cada um dos ambientes, a FAF apresentou valores mais elevados na região de fundo, embora na camada subsuperficial (10-20 cm) da área sob influência agrícola não tenham ocorrido variações significativas deste atributo do solo ao longo do relevo (Tabelas 3.10 e 3.11).

Na região de fundo das veredas analisadas, em ambas as camadas, a fração ácidos húmicos (FAH) foi menor no ambiente próximo a cultivos agrícolas, não ocorrendo diferenças significativas entre as áreas conservada e vizinha a pastagens. Na porção média das vertentes a FAH apresentou valores mais elevados no ecossistema conservado, ao passo que na borda das veredas, somente em superfície, esta mesma fração foi maior na área sob influência agrícola. Em todas as condições avaliadas os teores de C da FAH foram maiores na região de fundo das veredas (Tabelas 3.10 e 3.11).

De maneira diversa dos resultados verificados na presente pesquisa, estudos realizados em horizontes superficiais de solos subtropicais asiáticos (Islam & Weil, 2000) e sul americanos (Bongiovanni & Lobartini, 2006) indicam a diminuição expressiva das

frações ácidos fúlvicos e ácidos húmicos em solos agrícolas, relativamente a áreas cobertas por pastagens (campos de gramíneas forrageiras) ou vegetação florestal natural. No entanto, os conteúdos das frações mencionadas (FAF e FAH) podem ser maiores nos solos sob gramíneas do que em áreas florestais nativas (Islam & Weil, 2000).

Tabela 3.10. Carbono de frações húmicas da MOS e índices relacionados, na camada de 0-10 cm.

Posição no relevo	Condição de uso do entorno					
	Conservada		Pastagem		Agricultura	
	FAF (dag kg ⁻¹)					
Superior	0,27	b B	0,34	b AB	0,48	ab A
Média	0,35	b A	0,38	b A	0,41	b A
Inferior	0,51	a B	0,67	a A	0,54	a B
	FAH (dag kg ⁻¹)					
Superior	0,41	c AB	0,38	c B	0,56	b A
Média	0,81	b A	0,60	b AB	0,37	b B
Inferior	1,35	a A	1,38	a A	0,88	a B
	HUM (dag kg ⁻¹)					
Superior	0,45	c B	0,78	b A	0,93	b A
Média	1,16	b A	0,96	b A	0,71	b A
Inferior	2,79	a A	2,56	a A	1,34	a B
	FAH:FAF					
Superior	1,55	b A	1,11	b B	1,17	ab B
Média	2,33	ab A	1,59	a AB	0,91	b B
Inferior	2,67	a A	2,05	a B	1,63	a B
	CSH (dag kg ⁻¹)					
Superior	1,13	c C	1,50	b B	1,97	b A
Média	2,31	b A	1,95	b A	1,49	c A
Inferior	4,65	a A	4,60	a A	2,77	a B
	CSH:COT (%)					
Superior	56,04	b B	73,17	ab A	73,78	a A
Média	79,29	a A	79,42	a A	69,19	a A
Inferior	63,80	ab B	59,25	b B	80,29	a A

Fração ácido fúlvico (FAF), fração ácido húmico (FAH), humina (HUM), carbono das substâncias húmicas (CSH), Carbono orgânico total do solo (COT). Letras minúsculas comparam posições do relevo (colunas) e maiúsculas comparam os usos do entorno (linhas). Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das repetições.

A fração humina (HUM), por sua vez, nas duas profundidades de amostragem e considerando a zona de borda das veredas, foi maior nos ambientes agropecuários (antropizados), especialmente na área ladeada por cultivos. Na posição mediana do relevo, entretanto, não foram verificadas diferenças significativas entre os diferentes ecossistemas ou formas de uso do entorno, enquanto na condição mais rebaixada (fundo) os menores

valores da fração HUM foram medidos nos solos de vereda próximos ao ambiente agrícola (Tabelas 3.10 e 3.11).

Tabela 3.11. Carbono de frações húmicas da MOS e índices relacionados, na camada de 10-20 cm.

Posição no relevo	Condição de uso do entorno					
	Conservada		Pastagem		Agricultura	
	FAF (dag kg ⁻¹)					
Superior	0,20	b C	0,28	b B	0,38	a A
Média	0,27	ab A	0,33	b A	0,35	a A
Inferior	0,38	a B	0,65	a A	0,46	a B
	FAH (dag kg ⁻¹)					
Superior	0,35	b A	0,36	b A	0,44	b A
Média	0,60	b A	0,48	b AB	0,29	b B
Inferior	1,26	a AB	1,46	a A	0,78	a B
	HUM (dag kg ⁻¹)					
Superior	0,33	b C	0,53	b B	0,84	b A
Média	0,61	b A	0,60	b A	0,59	b A
Inferior	1,59	a B	2,26	a A	1,18	a B
	FAH:FAF					
Superior	1,75	b A	1,28	a A	1,17	ab A
Média	2,24	b A	1,47	a AB	0,82	b B
Inferior	3,36	a A	2,24	a B	1,70	a B
	CSH (dag kg ⁻¹)					
Superior	0,88	b C	1,18	b B	1,66	b A
Média	1,49	b A	1,42	b A	1,22	b A
Inferior	3,23	a B	4,36	a A	2,42	a B
	CSH:COT (%)					
Superior	54,72	b B	75,95	ab A	76,55	a A
Média	72,01	a A	79,02	a A	74,77	a A
Inferior	45,29	c C	64,63	b B	83,35	a A

Fração ácido fúlvico (FAF), fração ácido húmico (FAH), humina (HUM), carbono das substâncias húmicas (CSH), Carbono orgânico total do solo (COT). Letras minúsculas comparam posições do relevo (colunas) e maiúsculas comparam os usos do entorno (linhas). Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das repetições.

Distintamente de alguns dos resultados apresentados em relação às substâncias húmicas no presente estudo, Portugal et al. (2008), analisando amostras coletadas nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, na região sudeste do Brasil, verificaram teores significativamente menores de C nas frações húmicas (ácidos húmicos e fúlvicos e humina) em áreas de pastagens degradadas, comparativamente a solos semelhantes cobertos por mata tropical secundária, com valores intermediários destes atributos tendo sido determinados em cultivos arbóreos permanentes (pomares cítricos e seringais). Porém, em estudo sobre solos tropicais agrícolas do bioma Cerrado, em áreas sob cultivo

convencional para produção de grãos, verificou-se que o sistema de manejo favoreceu o aumento de ácidos fúlvicos e de humina e a diminuição de ácidos húmicos, comparativamente aos solos cobertos por vegetação nativa (Cunha et al., 2001).

Também no bioma Cerrado, comparando solos semelhantes em ambiente pastoril e sob vegetação savânica nativa, até 20 cm de profundidade, Pulrolnik et al. (2009) verificaram maiores estoques de C da FAH na área de pastagem e valores equivalentes para a FAF e HUM entre as diferentes condições avaliadas. Observaram, também, não haver diferenças significativas nos estoques de N das frações húmicas da MOS entre os dois ambientes ou sistemas de uso da terra mencionados.

Em solos de várzea subtropicais (hidromórficos) localizados no sul do Brasil, verificou-se nas camadas mais superficiais (até 5 cm de profundidade) poder ocorrer a diminuição nos teores de C das substâncias húmicas, especialmente das frações humina e ácido fúlvico, em áreas agrícolas irrigadas por inundação e manejadas em sistema de cultivo convencional, comparativamente a solos em condições naturais ou sob plantio direto. Entretanto, na camada de 5-20 cm foi detectado o aumento dos teores de C das frações ácidos fúlvico e húmico na área agrícola convencional, não havendo diferenças expressivas desses teores na fração HUM entre os sistemas de manejo avaliados (Rosa et al., 2008).

Foram observados valores mais elevados da relação FAH:FAF na posição inferior das vertentes. Contudo, na vereda vizinha a pastagens, na camada de 10-20 cm apenas, não ocorreram diferenças significativas desta relação ao longo do relevo, (Tabelas 3.10 e 3.11).

Em estudo da MO de solos tropicais brasileiros, realizado em topossequência, verificou-se que a limitação de drenagem observada no terço inferior da encosta e o fluxo vertical de água mais intenso favorecem as reações de policondensação dos compostos orgânicos, aumentando a relação FAH:FAF à medida em que se desce na encosta até locais onde ocorrem solos hidromórficos, identificados no local pesquisado como Planossolos e Gleissolos (Canellas et al., 2000). Os mesmos autores destacam que a posição na topossequência influencia a dinâmica da água que, por sua vez, condiciona os teores das frações da MOS, principalmente das frações ácidos fúlvicos livres e ácidos fúlvicos, que são transportados pelo fluxo lateral e vertical de água no relevo.

A relação FAH:FAF foi, de um modo geral, maior no ecossistema conservado, especialmente nas posições média e inferior das vertentes, embora na borda das veredas,

considerando especificamente a camada subsuperficial, não tenham ocorrido variações significativas desta relação entre os diferentes ambientes ou formas de uso do entorno. Em praticamente todas as condições amostradas, excetuada a porção média do relevo na vereda vizinha a cultivos, a relação FAH:FAF apresentou valores superiores a 1 (Tabelas 3.10 e 3.11), indicando a provável ocorrência de material orgânico mais evoluído e humificado, com predominância relativa de ácido húmico (sobre a FAF) e, portanto, considerável resistência à degradação microbiana (Silva & Mendonça, 2007; Brady & Weil, 2008).

Em comparação a outros tipos de solo, os solos hidromórficos mostram-se relativamente enriquecidos em ácidos húmicos, muitas vezes com relação FAH:FAF > 1, podendo, ainda, apresentar determinadas características que são relacionadas à presença de um húmus com elevado grau de maturação. De um modo geral, a razão FAH:FAF pode ser considerada um indicador da qualidade do húmus, esperando-se menores quocientes em solos mais intemperizados. Os ácidos húmicos, por sua vez, são apontados como um marcador natural do processo de humificação, refletindo tanto a condição de formação (pedogenética), como também aspectos ligados ao manejo do solo (Cunha et al., 2005).

A proporção do C de substâncias húmicas, relativamente ao carbono orgânico total do solo (CSH:COT), considerando as duas profundidades de amostragem e as zonas de borda e fundo das veredas, foi maior nos ambientes antropizados, principalmente no ecossistema próximo a áreas agrícolas, onde, diferentemente dos ambientes conservado e adjacente a pastagens, não foram verificadas variações deste atributo ao longo da topossequência. Na posição média das vertentes, porém, não ocorreram variações significativas de CSH:COT entre os diferentes tipos de uso do entorno avaliados (Tabelas 3.10 e 3.11).

Em solos tropicais brasileiros, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, foi verificado conteúdo relativo de C orgânico da fração húmica na MOS ((FAF+FAH):C orgânico do solo) maior em solos agrícolas (sob diversas culturas) do que em área coberta por florestas naturais, no entanto com predomínio da fração húmica em todas as condições avaliadas (Marchiori Júnior & Melo, 2000). Em solos subtropicais hidromórficos no sul do Brasil, entre 2,5 e 20 cm de profundidade, Rosa et al. (2008) apresentam resultados nos quais a proporção de C contido nas substâncias húmicas, em relação ao COT, teve valor médio mais elevado em áreas agrícolas (96 %), do que em solos em condições naturais (89 %), embora estes valores não tenham sido avaliados ou comparados estatisticamente.

A especiação do carbono presente nas substâncias húmicas pode contribuir para a compreensão dos processos relacionados à ciclagem de C e, deste modo, possibilitar que se maximize a manutenção (e/ou sequestro) deste elemento no solo (Pant et al., 2003). Diferenças nítidas nos teores de ácidos fúlvicos solúveis em água, em diferentes perfis de solo, são observados em bacias hidrográficas agrícolas, sugerindo que estas substâncias e, muito provavelmente, outras frações solúveis da MOS possam ser utilizadas como indicadores ecológicos precoces dos efeitos do uso da terra e das atividades agropecuárias sobre as águas superficiais e subterrâneas em áreas adjacentes (Leinweber et al., 2001; Pant et al., 2003).

Neste sentido, a análise quantitativa de substâncias húmicas solúveis, bem como de outras frações orgânicas do solo em áreas úmidas, pode auxiliar na estimação dos estoques e da estabilidade global da matéria orgânica nos ecossistemas (Pant et al., 2003). O uso da distribuição relativa das frações de matéria orgânica, como indicador da mudança de manejo do solo ou da qualidade do ambiente, encontra amplo respaldo na literatura sobre o tema, devendo-se destacar, portanto, que a análise da qualidade do solo a partir de atributos e propriedades da MOS poderá refletir os resultados do processo de sua formação e, também, das alterações ocasionadas pelo seu uso e práticas de manejo adotadas (Cunha et al., 2005).

3.4 CONCLUSÕES

- O uso agrícola das terras adjacentes influencia os teores de carbono orgânico no solo das veredas, sendo que estes teores são maiores na porção inferior do relevo.
- Na região de fundo das veredas os teores de N total do solo são maiores no ambiente vizinho a pastagens e menores na área adjacente a cultivos agrícolas.
- Na borda das veredas a relação C:N do solo é maior na vereda próxima a áreas agrícolas.
- Os teores de carbono da matéria orgânica particulada, bem como sua proporção em relação ao COT, na borda das veredas, são mais elevados no ambiente adjacente a áreas agrícolas, enquanto na região de fundo estes atributos são maiores na vereda vizinha a pastagens.

- Em superfície, os teores de C da matéria orgânica associada a minerais são maiores no ambiente conservado e, em geral, são maiores também na porção inferior do relevo das veredas.

- As frações ácidos fúlvicos e humina, na região de borda das veredas, são maiores nos ambientes antropizados.

- Na camada superficial a relação entre ácidos húmicos e ácidos fúlvicos (FAH:FAF) apresenta valores mais elevados na vereda conservada.

- Na zona de borda, o nível de C orgânico contido nas substâncias húmicas é mais reduzido no ecossistema conservado e, em geral, é maior na porção inferior do relevo das veredas, independentemente das condições de uso do entorno.

3.5 REFERÊNCIAS

AOYAMA, M.; ANGERS, D.A.; N'DAYEGAMIYE, A. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 79, n. 2, p. 295-302, 1999.

ASHAGRIE, Y.; ZECH, W.; GUGGENBERGER, G.; MAMO, T. Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia. **Soil & Tillage Research**, Olshausenstr, v. 94, n. 1, p. 101-108, 2007.

BASTIDA, F.; ZSOLNAY, A.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. **Geoderma**, Amsterdam, v. 147, n. 3-4, p. 159-171, 2008.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 7, p. 677-683, 2004.

BEDARD-HAUGHN, A.; MATSON, A.L.; PENNOCK, D.J. Land use effects on gross nitrogen mineralization, nitrification, and N₂O emissions in ephemeral wetlands. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 38, n. 12, p. 3398-3406, 2006.

BONGIOVANNI, M.D.; LOBARTINI, J.C. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro- and microaggregates as affected by cultivation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 136, n. 3-4, p. 660-665, 2006.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 14. ed. Upper Saddle River: Pearson Prentice Hall, 2008. 975 p.

- BRASIL. **Lei nº 12651, de 25/5/2012 e Lei nº 12727, de 17/10/2012.** Dispõem sobre a proteção da vegetação nativa e alteram a respectiva legislação. Brasil, 2012.
- BURBRIDGE, P.R. Integrated planning and management of freshwater habitats, including wetlands. **Hydrobiologia**, Brussels, v. 285, n. 1-3, p. 311-322, 1994.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 3, p. 777-783, 1992.
- CANELLAS, L.P.; BERNER, P.G.; SILVA, S.G.; SILVA, M.B.; SANTOS, G.A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma toposequência no Estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 1, p. 133-143, 2000.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; V. ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. VII, p. 375-470.
- CHAN, K.Y. Consequences of changes in particulate organic carbon in Vertisols under pasture and cropping. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, n. 5, p. 1376-1382, 1997.
- CHAN, K.Y. Soil particulate organic carbon under different land use and management. **Soil Use and Management**, Stirling, v. 17, n. 4, p. 217-221, 2001.
- CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. BAÊTA Jr., J.D.A. (Org.). **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil**. Brasília: CPRM, 2001. (Folha SE. 22 Goiânia). Disponível em: <ftp://ftp.cprm.gov.br/pub/pdf/goiania/goiania_introducao.pdf>. Acesso em: 9 fev. 2009.
- CUNHA, T.J.F.; CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; RIBEIRO, L.P. Fracionamento da matéria orgânica humificada de solos brasileiros. In: CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A. (Ed.). **Humosfera**: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. Campos dos Goytacazes: L. P. Canellas, G. A. Santos, 2005. cap. 3, p. 54-80.
- CUNHA, T.J.F.; MACEDO, J.R.; RIBEIRO, L.P.; PALMIERI, F.; FREITAS, P.L.; AGUIAR, A.C. Impacto do manejo convencional sobre propriedades físicas e substâncias húmicas de solos sob cerrado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 31, n. 1, p. 27-36, 2001.
- DINESH, R.; CHAUDHURI, S.G.; GANESHAMURTHY, A.N.; PRAMANIK, S.C. Biochemical properties of soils of undisturbed and disturbed mangrove forests of South Andaman (India). **Wetlands Ecology and Management**, Dordrech, v. 12, n. 5, p. 309-320, 2004.
- EBELING A.G.; ESPINDULA Jr., A.; VALLADARES, G.S.; ANJOS, L.H.C.; PEREIRA, M.G. Propriedades químicas como indicadores ambientais em organossolos do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Universidade Rural**, Seropédica, v. 24, n. 1, p. 1-6, 2004.

ELLIOTT, E.T.; CAMBARDELLA, C.A. Physical separation of soil organic matter. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 34, n. 1-4, p. 407-419, 1991.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. CLAESSEN, M.E.C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa Solos; Embrapa Informática Agropecuária. SILVA, F.C. (Org.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370 p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

FIGUEIREDO, C.C.; RESCK, D.V.S.; CARNEIRO, M.A.C. Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 3, p.907-916, 2010.

FRANZLUEBBERS, A.J.; STUEDEMANN, J.A. Particulate and non-particulate fractions of soil organic carbon under pastures in the Southern Piedmont USA. **Environmental Pollution**, Amherst, v. 116, sup. 1, p. S53-S62, 2002.

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; DORAN, J.W.; PANKHURST, C.E.; DWYER, L.M. Biological attributes of soil quality. In: GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R. (Ed.). **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Wageningen: Developments in Soil Science, 1997. chap. 4, p. 81-113. (Book Series, v. 25).

GREGORICH, E.G.; JANZEN, H.H. Storage and soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Ed.). **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC press, 1996. p. 167-190. (Series: Advances in Soil Science).

GROFFMAN, P.M.; McDOWELL, W.H.; MYERS, J.C.; MERRIAM, J.L. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 33, n. 10, p. 1339-1348, 2001.

GUIMARÃES, A.J.M.; ARAÚJO, G.M.; CORRÊA, G.F.C. Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 3, p. 317-329, 2002.

GUO, L.B.; GIFFORD, R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 345-360, 2002.

HOULAHAN, J.E.; KEDDY, P.A.; MAKKAY, K.; FINDLAY, C.S. The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. **Wetlands**, Fargo, v. 26, n. 1, p. 79-96, 2006.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Gráficos e normais climatológicas**. Brasília: INMET, 2012. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/html/clima.php>>. Acesso em: 09 out. 2012.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

LEIFELD, J.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, n. 1-2, p. 143-155, 2005.

LEINWEBER, P.; SCHULTEN, H.-R.; KALBITZ, K.; MEIßNER, R.; JANCKE, H. Fulvic acid composition in degraded fenlands. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Tharandt, v. 164, n. 4, p. 371-379, 2001.

LIU, X.; HERBERT, S.J.; HASHEMI, A.M.; ZHANG, X.; DING, G. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. **Plant, Soil and Environment**, Praha, v. 52, n. 12, p. 531-543, 2006.

LONGO, R.M.; ESPÍNDOLA, C.R. C-orgânico, N-total e substâncias húmicas sob influência da introdução de pastagens (*Brachiaria* sp.) em áreas de Cerrado e Floresta Amazônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 4, p.723-729, 2000.

LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; PERIN, A.; COUTINHO, F.S.; ANJOS, L.H.C. Particulate organic matter in soil under different management systems in the Brazilian Cerrado. **Soil Research**, Collingwood, v. 50, n. 8, p. 685-693, 2012.

MACHADO, P.L.O.A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MARCHIORI JÚNIOR, M.; MELO, W.J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 6, p. 1177-1182, 2000.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 107 p.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.11, p.1103-1110, 2004.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Ed. UFLA, 2006. 729 p.

- NASCIMENTO, P.C.; BAYER, C.; NETTO, L.F.S.; VIAN, A.C.; VIEIRO, F.; MACEDO, V.R.M.; MARCOLIN, É. Sistemas de manejo e a matéria orgânica de solo de várzea com cultivo de arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.6, p.1821-1827, 2009.
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis. Part 3 – Chemical methods**. Madison: Soil Science Society of America / American Society of Agronomy, 1996. chap. 34, p. 961-1010. (SSSA Book Series, 5).
- NEUE, H.U; GAUNT, J.L.; WANG, Z.P.; BECKER-HEIDMANN, P.; QUIJANO, C. Carbon in tropical wetlands. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, n. 1-4, p. 163-185, 1997.
- NEUFELDT, H.; RESCK, D.V.S.; AYARZA, M.A. Texture and land-use effects on soil organic matter in Cerrado Oxisols, Central Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 107, n. 3-4, p. 151-164, 2002.
- NORTCLIFF, S. Standardisation of soil quality attributes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, n.2, p. 161–168, 2002.
- PANT, H.K.; RECHCIGL, J.E.; ADJEI, M.B. Carbon sequestration in wetlands: Concept and estimation. **Food, Agriculture & Environment**, Helsinki, v.1, n. 2, p. 308-313, 2003.
- PORTUGAL, A.F.; JUCKSCH, I.; SCHAEFER, C.E.G.R.; WENDLING, B. Determinação de estoques totais de carbono e nitrogênio e suas frações em sistemas agrícolas implantados em Argissolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, n. 5, p. 2091-2100, 2008.
- PULROLNIK, K.; BARROS, N.F.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F.; BRANDANI, C.B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1125-1136, 2009.
- RAMOS, M.V.V. **Veredas do Triângulo Mineiro**: solos, água e uso. 2000. 127 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (Ed.). **Cerrado**: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 89-166.
- ROBERTSON, G.P.; GROFFMAN, P.M. Nitrogen transformation. In: PAUL, E.A. (Ed.). **Soil Microbiology, Biochemistry, and Ecology**. New York: Springer, 2007. chap. 13, p. 341-364.
- ROSA, C.M.; CASTILHOS, R.M.V.; DICK, D.P.; PAULETTO, E.A.; GOMES, A.S. Teor e qualidade de substâncias húmicas de Planossolo sob diferentes sistemas de cultivo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 6, p. 1589-1595, 2008.

- ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O.A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 86p.
- SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRICIO, A.C.; MACEDO, M.C.M.; BROCH, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p.1349-1356, 2011.
- SANTOS, V.B.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V.; PAULETTO, E.A.; GOMES, A.S.; SILVA, D.G. Biomassa, atividade microbiana e teores de carbono e nitrogênio totais de um Planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 10, n. 3, p. 333-338, 2004.
- SAS INSTITUTE Inc. **SAS User's Guide: statistics**. Version 9.1. Cary: SAS, 2003.
- SIGUA, G.C.; KANG, W.J.; COLEMAN, S.W. Soil profile distribution of phosphorus and other nutrients following wetland conversion to beef cattle pasture. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 6, p. 2374-2382, 2006.
- SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; V. ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. cap. VI, p. 275-374.
- SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. cap. 9, p. 465-524.
- SOUSA, R.F.; NASCIMENTO, J.L.; FERNANDES, E.P.; LEANDRO, W.M.; CAMPOS, A.B. Matéria orgânica e textura do solo em veredas conservadas e antropizadas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 861-866, 2011.
- STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496 p.
- von LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBERGER, G.; MATZNER, E.; MARSCHNER, B. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 39, n. 9, p. 2183-2207, 2007.
- WALTERS, D.J.J.; KOTZE, D.C.; O'CONNOR, T.G. Impact of land use on vegetation composition, diversity, and selected soil properties of wetlands in the southern Drakensberg mountains, South Africa. **Wetlands Ecology and Management**, Dordrecht, v. 14, n. 4, p. 329-348, 2006.
- WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E.S.; VINHAL-FREITAS, I.C. Mudanças no carbono e nitrogênio em diferentes compartimentos da matéria orgânica sob sistema agrossilvipastoril. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 641-653, 2011.

4 BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO EM VEREDAS CONSERVADAS E ANTROPIZADAS NO BIOMA CERRADO

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos microbiológicos e bioquímicos do solo em áreas úmidas (veredas) vizinhas a ambientes conservado e antropizados (em áreas agrícolas e pastagens), no bioma Cerrado. Amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm, ao longo de linhas de referência dispostas, segundo sua posição no relevo, nas posições superior, média e inferior de uma das vertentes. Foram determinados o carbono orgânico e o nitrogênio totais do solo, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, relação C:N da biomassa microbiana, quociente microbiano, relação N da biomassa microbiana pelo N total do solo, respiração basal, quociente metabólico e atividade enzimática total do solo. Os solos de veredas vizinhas a ambientes agropecuários apresentaram variações em seus atributos biológicos, comparativamente a ecossistemas conservados. Em veredas adjacentes a pastagens sob manejo intensivo tecnificado, na camada superficial do solo (0-10 cm), ocorre o incremento da biomassa microbiana (C_{mic} e N_{mic}), notadamente na posição inferior do relevo, enquanto em ambientes agrícolas, nas mesmas condições de relevo e profundidade, observa-se uma diminuição relativa do carbono da biomassa microbiana.

Palavras-chave: atributos biológicos, atividade enzimática, respiração do solo.

ABSTRACT

SOIL MICROBIAL BIOMASS AND ACTIVITY IN PRESERVED AND IN DISTURBED WETLANDS OF THE CERRADO BIOME

The objective of this work was to assess microbiological and biochemical attributes of wetlands (veredas) soils neighboring preserved and disturbed environments (agriculture and pasture areas) in the Cerrado biome. Soil samples were collected at 0-10 and 10-20 cm depths along reference lines drawn following the relief positioning on the upper, middle and lower portions of one of the slopes. The following determinations were performed: total soil organic carbon; total soil nitrogen; microbial biomass carbon and nitrogen; microbial biomass C:N ratio; microbial quotient; N ratio of the microbial biomass over soil total N; basal respiration; metabolic quotient; and fluorescein diacetate (FDA) hydrolytic activities in soil (as total soil heterotrophic enzymatic activity). Soils of veredas neighboring farming environments presented variations in their biological attributes, compared to conserved ecosystems. In “veredas” adjacent to pastures under intensive technified management, in the topsoil (0-10 cm), occurs increase in the microbial biomass (C_{mic} e N_{mic}), notably in the lower portion of the slope; whereas in agricultural environments, in the same conditions of relief and depth, a relative reduction of carbon in the microbial biomass was observed.

Key words: biological attributes, enzymatic activity, soil respiration.

4.1 INTRODUÇÃO

A ocupação do bioma Cerrado, sobretudo a partir da segunda metade do século XX, foi marcada pela expansão e intensificação das atividades agropecuárias (Silva, 2000; Klink & Machado, 2005; Durigan et al., 2007), com grandes mudanças nas técnicas de produção e práticas de manejo do solo. Como resultado deste processo, em muitos locais na região mencionada, a vegetação natural (nativa) localizada nos arredores das veredas e de outras nascentes, ou nas margens de cursos d'água, vem sendo suprimida ao longo do tempo e substituída por pastagens e cultivos agrícolas, principalmente.

Nas veredas (e áreas úmidas em geral) o solo e a água interagem de forma dinâmica, influenciando reciprocamente as suas propriedades. Deve-se observar que muitos dos processos biogeoquímicos que ocorrem nesses locais são mediados diretamente por diversos grupos de microrganismos do solo, tanto aeróbios como anaeróbios, que podem influenciar inclusive as transformações de substâncias poluentes (D'Angelo & Reddy, 1999). Deste modo, o uso do solo nessas áreas, ou em seus arredores, pode causar modificações no ecossistema como um todo (Burbridge, 1994; Houlahan et al., 2006), com reflexos sobre as propriedades e a qualidade do solo e da água no ambiente das veredas e, até mesmo, afetando o contexto ambiental das bacias hidrográficas em que estão localizadas.

A biomassa microbiana compreende parte do componente vivo da matéria orgânica do solo (MOS), sendo constituída pelos microrganismos do solo e representando de 2 a 7% do carbono orgânico no ambiente edáfico (Gupta & Roget, 2004). Essa biomassa é formada principalmente por fungos e bactérias que atuam em processos ecológicos importantes, como a decomposição dos resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes (com destaque para C e N), biorremediação de solos contaminados por poluentes etc. (Balota et al., 2003; Stockdale & Brookes, 2006; Reis Junior & Mendes, 2007), sendo, por isso, um importante atributo biológico a ser determinado e avaliado nos estudos que abordam os impactos das atividades agropecuárias e práticas de manejo sobre os solos.

Em sua atividade respiratória os microrganismos que constituem a BMS decompõem substratos orgânicos para obtenção da energia a ser utilizada para o seu desenvolvimento biológico e realização de suas funções metabólicas, com consequente produção de dióxido de carbono (CO₂) no solo e sua emissão para a atmosfera (Wang et al., 2003). A respiração do solo (emanação de CO₂ a partir de sua superfície) é

notoriamente reconhecida como um dos componentes mais importantes do ciclo do carbono nos ecossistemas terrestres, com grande influência sobre a concentração de CO₂ na atmosfera (Schlesinger & Andrews, 2000; Adachi et al., 2006).

O conhecimento dos papéis da biomassa microbiana e da influência do suprimento de substrato e nutrientes, bem como suas interações com a própria matriz edáfica, na determinação da taxa respiratória do solo (produção de CO₂) é importante para possibilitar a compreensão e modelagem dos processos relacionados à transformação da matéria orgânica e, também, para o desenvolvimento de estratégias de manejo que permitam melhorar a qualidade e a fertilidade do solo, além de aumentar o sequestro de C neste ambiente (Wang et al., 2003). Deve-se ressaltar, ainda, que a respiração do solo, assim como muitos dos fatores que a determinam, podem ser influenciados e alterados por mudanças no uso da terra (Adachi et al., 2006).

Por sua vez, a atividade enzimática do solo também está em grande parte associada à atividade microbiana. As enzimas são mediadoras diretas do catabolismo biológico de componentes orgânicos e minerais do solo, sendo fundamentais para a ocorrência de processos importantes relacionados à decomposição da MOS e à ciclagem de nutrientes, tais como C, N, P e S (Dick et al., 1994; Gregorich et al., 1997; Nielsen & Winding, 2002). A determinação da atividade enzimática do solo pode ser uma boa ferramenta para estudo, análise e avaliação da diversidade funcional dos microrganismos, dos processos bioquímicos e da ecologia microbiana, além de servir como um indicador de qualidade ambiental e do solo (Nannipieri et al., 2002).

Os microrganismos do solo e sua atividade bioquímica desempenham papel fundamental nos processos biogeoquímicos que ocorrem nos ecossistemas terrestres. Eles participam ativamente dos ciclos da matéria e fluxos energéticos do ambiente e podem, portanto, sofrer várias alterações devido a condições estressantes induzidas por consequências adversas de atividades antrópicas (Filip, 2002).

Deste modo, os atributos microbiológicos e bioquímicos do solo, como a biomassa microbiana, a respiração basal e a atividade enzimática, bem como os índices obtidos a partir destes parâmetros, são indicadores de qualidade sensíveis, que podem ser utilizados na detecção, avaliação e monitoramento de eventuais alterações ambientais decorrentes do uso agropecuário da terra, servindo como ferramentas para orientar o planejamento e a aplicação de práticas de manejo do solo mais adequadas e sustentáveis (Doran & Parkin, 1994; Bending et al., 2004; Araújo & Monteiro, 2007). Assim, o objetivo

deste trabalho foi avaliar atributos microbiológicos e bioquímicos do solo em áreas úmidas (veredas), situadas em ambientes conservados e antropizados (sob influência de atividades agropecuárias), na região nuclear do bioma Cerrado.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Localização e caracterização ambiental das áreas de estudo e amostragem de solo

Informações detalhadas sobre a localização e as características ambientais das áreas (veredas) estudadas, bem como a descrição dos procedimentos adotados para amostragem e coleta de solos, referentes a este trabalho, são apresentadas nos itens 3.2.1 e 3.2.2, Capítulo 3, deste documento.

4.2.2 Análises laboratoriais

As amostras de solo para análises microbiológicas (avaliações da biomassa, respiração e atividade enzimática do solo) foram acondicionadas em sacos plásticos e colocadas em caixa térmica com gelo, protegidas do calor e da iluminação direta, até sua chegada ao laboratório, onde foram mantidas sob refrigeração (em torno de 4 °C) até a realização das análises. Foi conservado certo teor de umidade nas amostras (50 a 60 % da capacidade de campo), realizando-se sua homogeneização por tamisação em peneira de 4 mm de malha e, ainda, a remoção cuidadosa da maior parte das raízes e de outros resíduos vegetais (Wardle, 1994).

O nitrogênio e o carbono da biomassa microbiana (N_{mic} e C_{mic}) foram avaliados pelo método da fumigação-extração, segundo Brookes et al. (1985) e Vance et al. (1987), respectivamente, sendo determinados após o ataque das amostras de solo com clorofórmio (fumigação), o que provoca a morte dos microrganismos e a liberação de seus componentes celulares. Os teores de C e N contidos em 20 g de solo, de amostras fumigadas e não fumigadas, foram extraídos em solução de sulfato de potássio (K_2SO_4 0,5 mol L⁻¹), com posterior filtragem em papel de filtro quantitativo.

Para determinação do C_{mic} foi adicionado dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$ 0,066 mol L⁻¹) a uma alíquota do extrato (filtrado) obtido, com adição, também, de ácido

sulfúrico e ácido ortofosfórico concentrados ($\text{H}_2\text{SO}_4:\text{H}_3\text{PO}_4$, na proporção volumétrica de 2:1). Posteriormente fez-se a titulação com solução de sulfato ferroso amoniacal ($[(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}]$ $0,033 \text{ mol L}^{-1}$). O carbono da biomassa microbiana foi então calculado, por meio da expressão:

$$C_{\text{mic}} = (C_{\text{F}} - C_{\text{NF}}) \cdot K_{\text{eC}}^{-1}$$

Em que:

C_{mic} : carbono da biomassa microbiana do solo;

C_{F} : carbono extraído da amostra fumigada;

C_{NF} : carbono extraído da amostra não fumigada;

K_{eC} : fator para conversão do carbono extraído a C_{mic} . Foi usado 0,33, sendo este um dos valores mais amplamente utilizados, inclusive no Brasil (Sparling & West, 1988; Tate et al., 1988; De-Polli & Guerra, 1999, citados por Cardoso, 2004).

Outra alíquota do extrato mencionado foi utilizada para determinação do N_{mic} , adicionando-se a esta H_2SO_4 concentrado e 1 g de mistura catalisadora (K_2SO_4 : CuSO_4 : Se, na proporção de 1: 0,1: 0,01, em massa). As amostras (extrato+ H_2SO_4 + catalisador) foram então levadas à digestão, em bloco digestor, por aproximadamente 18 horas ($80 \text{ }^\circ\text{C}$ por uma noite; $150 \text{ }^\circ\text{C}$ por 1,5 horas e $300 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 3 horas).

Após o arrefecimento dos tubos de digestão (equilíbrio térmico com o ambiente), foi realizada destilação por arraste a vapor para análise de nitrogênio (Kjeldahl), com adição de hidróxido de sódio – NaOH 40% (m/v). O destilado foi recolhido em erlenmeyer contendo solução de ácido bórico (H_3BO_3 20 g L^{-1}), além de um indicador composto basicamente por verde de bromocresol (1 g L^{-1} em álcool etílico) e vermelho de metila (1 g L^{-1} em álcool etílico).

Posteriormente fez-se a titulação com ácido sulfúrico (H_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$). O nitrogênio da biomassa microbiana foi então calculado pelo uso da expressão:

$$N_{\text{mic}} = (N_{\text{F}} - N_{\text{NF}}) \cdot K_{\text{eN}}^{-1}$$

Em que:

N_{mic} : nitrogênio da biomassa microbiana do solo;

N_{F} : nitrogênio extraído da amostra fumigada;

N_{NF} : nitrogênio extraído da amostra não fumigada;

K_{eN} : fator para conversão do nitrogênio total extraído a N_{mic} . Foi usado 0,54, sendo este um dos valores mais amplamente utilizados (Wardle, 1994).

A respiração basal (RB) foi determinada por meio do CO₂ evoluído a partir de 20 g de solo, incubado durante sete dias em frasco hermeticamente fechado, sendo o dióxido de carbono extraído com solução de hidróxido de potássio (KOH 0,3 mol L⁻¹). Posteriormente, para determinação da quantidade de CO₂ liberado das amostras, foi realizada titulação com ácido clorídrico – HCl 0,1 mol L⁻¹ (Wardle, 1994). Antes da titulação foram adicionados cloreto de bário (BaCl₂) a 20% (m/v), para completa precipitação do CO₂, e, também, duas gotas de indicador fenolftaleína.

O nitrogênio total (NT) do solo foi determinado por destilação a vapor para análise de nitrogênio (Kjeldahl), após conversão do nitrogênio da amostra à forma amoniacal. Por sua vez, o carbono orgânico total (COT) foi analisado por meio da oxidação da matéria orgânica (MO), via úmida, com dicromato de potássio em meio sulfúrico, com posterior titulação do excesso de dicromato com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (Embrapa, 1997).

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) foi calculado por meio da razão entre RB e C_{mic} (Anderson & Domsch, 1993), expresso, neste trabalho, em miligramas de C-CO₂ por grama de C_{mic} por hora (mg C-CO₂ g⁻¹C_{mic} h⁻¹). O quociente microbiano ($q\text{MIC}$) foi determinado pela relação C_{mic}:COT (Sparling, 1992), tendo sido calculada também a relação nitrogênio da biomassa microbiana pelo nitrogênio total do solo (N_{mic}:NT).

A atividade enzimática total (AET) foi estimada de modo semelhante ao método descrito por Ghini et al. (1998). O procedimento consiste na formação da fluoresceína, a partir da hidrólise de diacetato de fluoresceína (DAF), que é incolor. Este composto, quando excitado a 490 nm, apresenta um máximo de emissão com exibição de fluorescência verde, podendo ser medida espectrofotometricamente. Swisher & Carroll (1980) demonstraram que a quantidade de fluoresceína produzida pela hidrólise de DAF foi diretamente proporcional à atividade da população microbiana no solo.

Para a análise da AET foram pesados 5 g de cada amostra refrigerada de solo e transferidas para erlenmeyers de 125 mL, nos quais foram adicionados 20 mL de solução tampão fosfato de potássio 60 mM (8,7 g de K₂HPO₄ e 1,3 g de KH₂PO₄ em um litro de água destilada; pH 7,6) e 0,2 mL (400 µg) de solução estoque de diacetato de fluoresceína (2 mg mL⁻¹ em acetona) para iniciar a reação de hidrólise. As amostras foram incubadas sob agitação a 125 rpm, por 20 minutos. A uma alíquota de 2 mL da suspensão sobrenadante obtida, foram adicionados 2 mL de acetona para interrupção da reação de hidrólise. A suspensão foi então centrifugada durante 10 minutos e, em seguida, verificada

sua densidade ótica em espectrofotômetro a comprimento de onda de 490 nm, efetuando-se a medida da absorvância.

A concentração de DAF hidrolisado nas amostras de solo foi obtida por meio de uma curva padrão. Para obtenção da curva padrão, alíquotas de 0, 50, 100, 150 e 200 μL da solução estoque de DAF foram adicionadas a 5 mL de tampão fosfato de potássio e o volume final foi completado para 5,2 mL, com a adição de 200, 150, 100, 50 e 0 μL de acetona, respectivamente. Após uma hora de hidrólise a 100 °C, em banho-maria, as soluções contendo DAF foram vertidas em erlenmeyers contendo 5 g de solo e 15 mL de tampão fosfato, tendo sido realizada, em seguida, metodologia semelhante à descrita anteriormente (com agitação, interrupção da hidrólise, centrifugação e medida da absorvância), para obtenção da curva padrão entre o DAF hidrolisado e a absorvância. A AET foi expressa pela quantidade (em massa) de DAF hidrolisado por quilograma de solo por hora ($\text{mg de DAF hidrolisado kg}^{-1}$ de solo h^{-1}).

4.2.3 Análises estatísticas

A estatística clássica (análises descritiva e de variância e comparação de médias) foi aplicada para identificar os efeitos das diferentes condições ambientais sobre as variáveis analisadas, conforme descrito no item 3.2.4 do Capítulo 3. Como análise complementar, os dados das variáveis (atributos) referentes a este Capítulo e, também, ao fracionamento físico e químico da matéria orgânica (Capítulo 3) foram submetidos conjuntamente à análise de componentes principais, com base em combinações lineares das variáveis originais sobre eixos ortogonais independentes.

A análise de componentes principais foi realizada para identificar quais os fatores (posição no relevo e condição de uso do solo no entorno das veredas) exercem maior interferência sobre o conjunto de atributos avaliados, considerando tanto as frações da MOS (MO particulada, MO associada a minerais e substâncias húmicas), como também a biomassa microbiana e sua atividade respiratória e enzimática. Esta análise foi executada com a utilização do software XLSTAT 2011.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 biomassa microbiana, respiração basal e atividade enzimática total do solo

Os atributos microbiológicos e bioquímicos do solo apresentaram variações significativas em quase todas as condições avaliadas, refletindo, em maior ou menor intensidade, a influência da posição no relevo da vereda e das eventuais alterações causadas pelo uso das terras vizinhas sobre os atributos do solo nestes ambientes (Tabelas 4.1 e 4.2). Para Ramos et al. (2006), as diferenças observadas em certas propriedades do solo nos ambientes de vereda são condicionadas por fatores como: origem e intensidade de deposição dos sedimentos nas veredas, influência do nível de estabilidade do lençol freático e a própria ação antrópica.

Tabela 4.1. Análise de variância dos atributos microbiológicos e bioquímicos do solo, carbono orgânico e nitrogênio totais do solo.

Fonte de Variação	GL	Valores de F					
		C _{mic}	N _{mic}	RB	AET	COT	NT
(0-10 cm) ⁽¹⁾							
Uso do entorno	2	2,22 ns	10,17 **	0,59 ns	14,43 **	89,12 **	23,55 **
Posição na vertente (Relevo)	2	5,92 *	5,11 *	7,01 **	16,03 **	747,84 **	75,96 **
Uso x Posição	4	9,24 **	2,71 ns	0,92 ns	2,16 ns	105,74 **	43,52 **
CV (%)	-	30,71	36,64	81,15	13,92	6,64	14,30
(10-20 cm)							
Uso do entorno	2	1,41 ns	50,20 **	79,01 **	60,13 **	66,17 **	8,16 **
Posição na vertente (Relevo)	2	2,15 ns	26,15 **	138,21 **	40,27 **	593,40 **	26,54 **
Uso x Posição	4	2,93 ns	12,82 **	112,84 **	8,82 **	83,31 **	11,43 **
CV (%)	-	46,75	26,02	26,28	12,85	8,78	24,11

Carbono da biomassa microbiana (C_{mic}), nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}), respiração basal do solo (RB), atividade enzimática total (AET), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total do solo (NT). ** Significativo ao nível de 1%, * Significativo ao nível de 5%, ns - não significativo. (1) Profundidade de amostragem.

Dentre todos os atributos analisados, considerando as diferentes situações de relevo e tipos de uso praticados no entorno das veredas, verificou-se que não houve alterações unicamente dos teores de C_{mic} na camada de 10-20 cm (Tabela 4.1). Deste modo, observou-se nesta condição (camada subsuperficial), um teor médio de C_{mic} correspondente a 236,33 mg C kg⁻¹ de solo. Em trabalhos realizados para estudo de atributos biológicos de solos tropicais brasileiros (em Latossolos e Neossolos Quartzarênicos), verificou-se, de modo semelhante, na camada de 10-20 cm, não ocorrerem diferenças significativas nos teores de carbono microbiano, quando comparados

solos sob vegetação nativa (em ambientes de cerrado e cerradão) com os de áreas próximas ou adjacentes cobertas por pastagens cultivadas ou por culturas agrícolas anuais (sob diversos sistemas de manejo), implantadas em substituição ao mesmo tipo de vegetação natural original (D'Andréa et al., 2002; Fonseca et al., 2007; Cardoso et al., 2009).

Tabela 4.2. Análise de variância dos atributos microbiológicos e bioquímicos do solo (expressos na forma de índices).

Fonte de Variação	GL	$C_{mic}:N_{mic}$	qCO_2	$qMIC$	$N_{mic}:NT$
(0-10 cm) ⁽¹⁾					
Uso do entorno	2	6,22 *	3,41 ns	4,84 *	4,16 *
Posição na vertente (Relevo)	2	10,90 **	9,56 **	17,51 **	1,38 ns
Uso x Posição	4	3,04 *	3,93 *	1,51 ns	0,90 ns
CV (%)	-	53,29	40,56	39,82	52,25
(10-20 cm)					
Uso do entorno	2	4,13 *	1,11 ns	1,68 ns	37,82 **
Posição na vertente (Relevo)	2	2,16 ns	7,68 **	9,70 **	20,01 **
Uso x Posição	4	1,86 ns	1,16 ns	4,32 *	4,29 *
CV (%)	-	65,66	56,90	58,96	35,30

Relação C:N da biomassa microbiana ($C_{mic}:N_{mic}$), quociente metabólico (qCO_2), quociente microbiano ($qMIC$), relação N da biomassa microbiana pelo N total do solo ($N_{mic}:NT$). ** Significativo ao nível de 1%, * Significativo ao nível de 5%, ns - não significativo. (1) Profundidade de amostragem.

Na camada superficial do solo (0-10 cm) foram observados os menores teores de C_{mic} na posição inferior da vertente (região de fundo) da vereda circundada por áreas agrícolas e, na mesma posição do relevo, teores maiores na vereda próxima à pastagem. No entanto, não houve diferenças significativas destes teores entre cada condição de uso do entorno das veredas nas posições mais elevadas das vertentes, ou seja, nas regiões de borda e meio das veredas, quando avaliadas distintamente (Tabela 4.3).

Diversos estudos realizados em solos do bioma Cerrado, no Brasil, ou em solos tropicais localizados em outros ecossistemas terrestres, além de áreas úmidas costeiras (manguezais), especialmente em camadas de superfície, indicam a diminuição significativa da BMS (C_{mic} e/ou N_{mic}) em áreas agrícolas ou perturbadas por desmatamentos e outras formas de uso, em relação a solos semelhantes cobertos por vegetação nativa (Luizao et al., 1992; D'Andréa et al., 2002; Behera & Sahani, 2003; Matsuoka et al., 2003; Dinesh et al., 2004; Reis Junior & Mendes, 2007; Cardoso et al., 2009; Lourente et al., 2011). Entretanto, pesquisas conduzidas em solos tropicais situados em ecossistemas florestais na América Latina (Pfenning et al., 1992; Groffman et al., 2001) e no Cerrado brasileiro (Carneiro et al., 2008; Alves et al., 2011; Muniz et al., 2011) evidenciam que, em alguns

casos, pode ocorrer aumento expressivo da biomassa microbiana do solo (C_{mic}) em áreas de pastagens, também em relação a solos similares sob vegetação nativa.

Tabela 4.3. Carbono da biomassa microbiana (C_{mic}), relação C:N da biomassa microbiana ($C_{mic}:N_{mic}$) e quociente metabólico (qCO_2) em diferentes posições no relevo das vertentes e condições de uso do entorno, na camada de 0-10 cm.

Posição no relevo	Condição de uso do entorno					
	Conservada		Pastagem		Agricultura	
	C_{mic} (mg C kg ⁻¹ de solo)					
Superior	263,17	a A	225,70	ab A	531,58	a A
Média	183,72	a A	163,87	b A	263,26	b A
Inferior	255,68	a AB	428,85	a A	159,45	b B
	$C_{mic}:N_{mic}$					
Superior	9,84	a A	4,01	a A	16,71	a A
Média	4,90	a A	2,19	b A	4,40	a A
Inferior	4,65	a A	3,44	a A	4,55	a A
	qCO_2 (mg C-CO ₂ g ⁻¹ C _{mic} h ⁻¹)					
Superior	7,36	ab A	16,19	a A	3,90	b A
Média	6,97	b A	20,23	a A	9,30	b A
Inferior	18,06	a A	16,53	a A	26,54	a A

Letras minúsculas comparam posições do relevo (colunas) e maiúsculas comparam os usos do entorno (linhas). Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das repetições.

Alguns dos trabalhos mencionados, além de outros estudos, destacam este aumento como uma provável decorrência do intenso desenvolvimento vegetativo e produção de biomassa das gramíneas forrageiras, especialmente por seu sistema radicular fasciculado concentrado nas camadas mais superficiais; e que resulta em maior aporte de carbono no solo, via rizosfera e necrofitomassa, com efeito na ativação da microbiota edáfica (Tate, 1992; Carneiro et al., 2008; Alves et al., 2011). Porém, Muniz et al. (2011) verificaram também a diminuição de C_{mic} em solos sob pastagens degradadas em regime de pastejo contínuo, relativamente a áreas em condições naturais (sob vegetação de cerrado) e pastagens adequadamente manejadas.

Deve-se observar, ainda, que não ocorreram variações significativas de C_{mic} ao longo da toposequência (relevo) no ecossistema conservado, enquanto nos ambientes agropecuários (antropizados) os teores de C_{mic} foram expressivamente maiores na borda da vereda adjacente à área agrícola e no fundo da vereda sob influência de pastagens (Tabela 4.3). De modo semelhante, em estudo da biomassa microbiana em toposequência realizado numa área de pastagem, em solo hidromórfico pertencente à classe dos Gleissolos, analisado

comparativamente a outros solos tropicais em local próximo ao litoral brasileiro, foram constatados maiores valores de C_{mic} na posição inferior do relevo (Gonçalves et al., 2007).

Observou-se na área vizinha às pastagens, na camada superficial do solo (0-10 cm), um incremento significativo do nitrogênio da biomassa microbiana, em relação às áreas conservada e agrícola (Tabela 4.4), devendo-se mencionar que boa parte da área de pastagem relacionada a este trabalho já se encontrava, na ocasião da amostragem de solos, submetida a sistema de pastejo rotacionado intensivo irrigado, para produção leiteira, por um período de aproximadamente oito anos. Estudos conduzidos em solos subtropicais no sul do Brasil, Estados Unidos e na Nova Zelândia, demonstram que o N_{mic} (e em alguns casos, também o C_{mic}) pode ser expressivamente maior em ecossistemas pastoris em uso (sob pastejo adequado) do que em áreas agrícolas ou sob vegetação natural, relacionando-se este aspecto, entre outros fatores, ao eventual emprego de fertilizantes e, também, à própria presença de rebanhos que por meio da produção de dejetos e urina promovem o aporte de nutrientes disponíveis, influenciando, conseqüentemente, as populações microbianas do solo (Ghani et al., 2003; Wang et al., 2006; Garcia & Nahas, 2007).

Tabela 4.4. Nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}), atividade enzimática total do solo (AET), quociente microbiano ($qMIC$) e relação N da biomassa microbiana pelo N total do solo ($N_{mic}:NT$) em diferentes condições de uso do entorno, na camada de 0-10 cm.

Condição de uso do entorno	N_{mic} (mg N kg ⁻¹ de solo)	AET (mg de DAF hidrolisado kg ⁻¹ de solo h ⁻¹)	$qMIC$ (%)	$N_{mic}:NT$ (%)
Conservada	41,31 b	158,16 b	0,77 b	1,13 b
Pastagem	84,53 a	219,51 a	0,77 b	2,43 a
Agricultura	50,07 b	217,99 a	1,24 a	1,99 ab

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das posições no relevo.

Ainda na camada superficial do solo, considerando a toposequência (solos em diferentes posições no relevo), foram verificados, de um modo geral, maiores teores de N_{mic} na porção inferior das vertentes, ou seja, na região de fundo das veredas (Tabela 4.5). Solos chineses, em estepes de clima temperado semiárido daquele País, também apresentaram maior biomassa microbiana (N_{mic} e C_{mic}) na região mais baixa das encostas, podendo-se atribuir estes resultados às variações observadas no microclima, propriedades físicas e químicas do solo e no desenvolvimento da vegetação ao longo da encosta em uma determinada área (Liu et al., 2007; Liu et al., 2010).

Tabela 4.5. Nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}), respiração basal do solo (RB), atividade enzimática total (AET) e quociente microbiano ($qMIC$) em diferentes posições no relevo das vertentes, na camada de 0-10 cm.

Posição no relevo	N_{mic}	RB	AET	$qMIC$
	(mg N kg ⁻¹ de solo)	(mg C-CO ₂ kg ⁻¹ de solo h ⁻¹)	(mg de DAF hidrolisado kg ⁻¹ de solo h ⁻¹)	(%)
Superior	43,05 b	2,18 b	198,53 b	1,47 a
Média	57,50 ab	2,21 b	235,44 a	0,85 b
Inferior	75,35 a	6,83 a	161,68 c	0,45 b

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das condições de uso do entorno.

Em solos hidromórficos de clima subtropical no sul do Brasil, utilizados para o cultivo de arroz, em análises de camadas superficiais (até 10 cm de profundidade), constatou-se que sistemas de manejo mais conservacionistas, com adoção de rotações e pousio (no caso, por dois anos), ou menor mobilização do solo, como no plantio direto, proporcionaram, em superfície, uma biomassa microbiana semelhante à de solos análogos em condições naturais, ou até maior, em se considerando especificamente o N_{mic} (Santos et al., 2004). Em certos casos pode-se considerar que quanto mais conservacionista o sistema de manejo do solo, maior o acúmulo de N na superfície, imobilizado na biomassa microbiana (Figueiredo et al., 2007).

Na camada sub superficial (10-20 cm), por sua vez, verificou-se, nas posições mais elevadas da vertente (borda e meio), maiores teores de N_{mic} na vereda localizada em ambiente agrícola, não ocorrendo, na região de fundo, variações expressivas entre os diferentes usos do entorno (Tabela 4.6). Deve-se observar também que nas veredas conservada e vizinha a lavouras (agricultura), na mesma camada, os maiores valores para N_{mic} foram verificados na região de borda, enquanto na área adjacente a pastagens não ocorreram diferenças significativas deste atributo ao longo do relevo (Tabela 4.6).

Estudo sobre a biomassa microbiana em solos localizados em regiões da zona temperada na América do Norte, comparando diferentes usos e sistemas de manejo, na camada abaixo de 10 cm (até 15 cm de profundidade), demonstrou a ocorrência de variações significativas nos estoques de N e C da biomassa microbiana entre as diferentes formas de uso, com maiores valores de N_{mic} e C_{mic} sendo observados em áreas utilizadas como pastagens permanentes, relativamente a solos cultivados de modo convencional ou em sistema de plantio direto (Carter, 1986), divergindo, portanto, dos resultados verificados no presente trabalho. No estudo mencionado, entretanto, nas camadas superficiais (até 10 cm de profundidade), os resultados se mostraram contrários ao

verificado em subsuperfície, com menores estoques de N_{mic} e C_{mic} sendo geralmente observados nas áreas de pastagem.

Tabela 4.6. Nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}), respiração basal do solo (RB), atividade enzimática total (AET), quociente microbiano ($qMIC$) e relação N da biomassa microbiana pelo N total do solo ($N_{mic}:NT$) em diferentes posições no relevo das vertentes e condições de uso do entorno, na camada de 10-20 cm.

Posição no relevo	Condição de uso do entorno					
	Conservada		Pastagem		Agricultura	
	N_{mic} (mg N kg ⁻¹ de solo)					
Superior	23,99	a B	13,44	a B	66,71	a A
Média	15,10	ab B	16,81	a B	37,74	b A
Inferior	9,14	b A	13,85	a A	17,78	b A
	RB (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ de solo h ⁻¹)					
Superior	0,84	b A	2,48	a A	1,82	a A
Média	0,97	b A	1,81	a A	1,86	a A
Inferior	20,95	a A	3,76	a B	1,65	a B
	AET (mg de DAF hidrolisado kg ⁻¹ de solo h ⁻¹)					
Superior	96,11	b B	225,74	ab A	250,45	a A
Média	188,83	a B	275,71	a A	214,78	a AB
Inferior	66,51	b B	208,89	b A	110,68	b B
	$qMIC$ (%)					
Superior	1,38	a A	2,79	a A	1,12	a A
Média	0,80	ab A	0,80	a A	2,27	a A
Inferior	0,24	b A	0,32	a A	0,59	a A
	$N_{mic}:NT$ (%)					
Superior	0,91	a B	0,68	ab B	2,76	a A
Média	0,62	ab A	0,79	a A	1,91	ab A
Inferior	0,25	b A	0,23	b A	0,79	b A

Letras minúsculas comparam posições do relevo (colunas) e maiúsculas comparam os usos do entorno (linhas). Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das repetições.

A determinação da BMS (C_{mic} e N_{mic}) é um parâmetro bastante sensível às alterações no solo decorrentes do manejo, além de apresentar resposta a fatores ambientais, tais como diferenças no regime de umidade do solo. Deste modo, mudanças significativas na BMS podem ser detectadas antes que ocorram quaisquer alterações mensuráveis na matéria orgânica (C e N totais), possibilitando, assim, a adoção de medidas de correção e ajuste que evitem perdas mais severas na qualidade do solo (Carter, 1986; Tótolá & Chaer, 2002).

O menor valor para a relação C:N da biomassa microbiana ($C_{mic}:N_{mic}$), na camada superficial do solo, foi verificado na posição média da vertente na vereda vizinha à

pastagens e os maiores valores, considerando distintamente cada ambiente, na borda de cada uma as veredas estudadas, embora não tenham sido detectadas variações significativas de $C_{mic}:N_{mic}$ entre as diferentes condições de uso do entorno em quaisquer das posições de relevo amostradas, não ocorrendo também variações significativas deste atributo ao longo do relevo nas veredas localizadas em ambientes conservado e agrícola (Tabela 4.3). Na camada subsuperficial (10-20 cm), por sua vez, observou-se, de modo generalizado, uma maior relação $C_{mic}:N_{mic}$ na vereda em áreas de pasto e a menor na vereda vizinha à cultivos agrícolas (Figura 4.1).

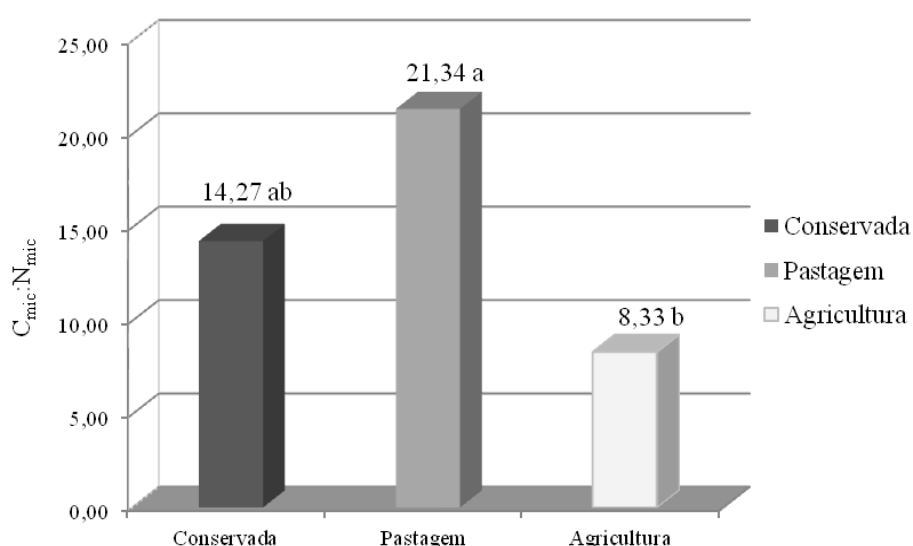


Figura 4.1. Relação $C_{mic}:N_{mic}$ nas diferentes condições de uso do entorno das veredas, na camada de 10-20 cm. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das posições no relevo.

Comparando solos agrícolas canadenses (Chernossolos), submetidos a diferentes rotações e práticas culturais, Campbell et al. (1991) constataram não haver variações significativas de $C_{mic}:N_{mic}$ na camada superficial (até 7,5 cm de profundidade), havendo, entretanto, na camada de 7,5-15,0 cm, diferenças desta relação entre os sistemas de manejo avaliados. A relação $C_{mic}:N_{mic}$ é afetada pelas propriedades do solo, tais como umidade, textura, pH, disponibilidade de C e N para os microrganismos da biomassa (relações $C_{mic}:COT$ e $N_{mic}:NT$), incorporação de N pelos fungos do solo e distribuição proporcional dos microrganismos em dormência e ativos (Anderson & Domsch, 1980;

Campbell et al., 1991; Moore et al., 2000), podendo, portanto, ser influenciada por fatores ambientais ou por aqueles relacionados ao uso e manejo do solo.

A relação $C_{mic}:N_{mic}$ é comumente usada para descrever a estrutura e o estado da comunidade microbiana do solo (Moore et al., 2000), ou como um potencial indicador de perturbações do ambiente (Dinesh et al., 2004). Altos valores desta relação indicam que a comunidade microbiana contém maior proporção de fungos, enquanto valores mais baixos sugerem que as bactérias predominam na população microbiana (Jenkinson, 1976; Campbell et al., 1991). Entretanto, alguns estudos sugerem que a relação C:N de comunidades microbianas, embora possa representar um útil indicador das condições ambientais, em certos casos denotam apenas variações ou respostas limitadas, como reflexo de diferenças nestas condições ou nas formas de uso do solo, sendo, por exemplo, pouco representativos para comparação entre solos agrícolas e florestais (Ross & Tate, 1993; Joergensen et al., 1995).

Pesquisas conduzidas em sedimentos de áreas úmidas artificiais, construídas como sistemas complementares para o tratamento de águas residuais (efluentes) apresentaram, de um modo geral, relação $C_{mic}:N_{mic}$ com valores entre 5 e 10 (Truu et al., 2009), aproximando-se bastante do resultado verificado na vereda adjacente a áreas agrícolas (Figura 4.1). Nos solos hidromórficos, de um modo geral, ocorre uma redução da microbiota composta por fungos e actinomicetos, enquanto cianofíceas e bactérias anaeróbias se beneficiam dessas condições (Tsai et al., 1992). Nesses ambientes as variações na relação C:N da biomassa microbiana podem indicar diferenças estruturais em comunidades de microrganismos, ocasionadas por influência de diversos fatores ambientais, permitindo assim distinguir ecossistemas que, embora comparáveis, podem apresentar características e condições específicas (Truu et al., 2009).

No bioma amazônico brasileiro, em estudo realizado sobre solos tropicais pertencentes à classe dos Latossolos, em camada superficial, verificou-se relação $C_{mic}:N_{mic}$ significativamente maior em solo sob floresta nativa, relativamente a áreas conduzidas em diferentes sistemas de manejo agroflorestal (com plantio de frutíferas arbóreas nativas), sendo que entre as áreas manejadas esta relação foi maior em áreas instaladas em antigas pastagens com quase uma década de formação, relacionando-se estes resultados com as menores taxas de decomposição observadas na área sob floresta nativa (Moreira & Malavolta, 2004). A relação C:N da biomassa microbiana pode ser menor em solos cultivados que em pastagens ou sob vegetação nativa, em decorrência do uso acentuado de

fertilizantes nitrogenados e da mineralização da matéria orgânica causada pelo preparo do solo (Smith & Paul, 1990, citados por De-Polli & Guerra, 1996), além de outras práticas de manejo adotadas em ecossistemas agropecuários que podem influenciar esta relação.

Na camada superficial do solo, de um modo geral, o quociente microbiano ($qMIC$) foi maior na vereda localizada em ambiente agrícola, não sendo detectadas diferenças entre o ambiente conservado e a área contornada por pastagens (Tabela 4.4). Na mesma camada (0-10 cm), considerando todos os ambientes ou formas de uso do entorno, verificaram-se valores mais elevados deste índice na região de borda das veredas, ou seja, no terço superior das vertentes (Tabela 4.5).

Na camada de 10-20 cm, analisando distintamente cada posição no relevo, não foram detectadas variações significativas do quociente microbiano entre os diferentes usos do entorno nas áreas estudadas (Tabela 4.6). No ambiente conservado, entretanto, verificou-se uma diminuição progressiva de $qMIC$ ao longo da toposequência, em direção à porção mais baixa da vertente, no fundo da vereda, enquanto nas áreas antropizadas (agricultura e pastagem) esta variação não ocorreu de modo significativo, não havendo nesses locais, portanto, diferenças deste atributo entre as condições de relevo avaliadas (Tabela 4.6).

De modo diverso deste trabalho, estudos realizados em solos tropicais brasileiros e indianos, comparando áreas sob vegetação nativa (florestas ou savanas) e submetidas a uso agropecuário ou cultivos florestais, em camadas superficiais do solo, apresentaram $qMIC$ com comportamento semelhante aos resultados da biomassa microbiana, com valores menores nas áreas antropizadas (D'Andréa et al., 2002; Behera & Sahani, 2003; Fonseca et al., 2007; Cardoso et al., 2009). Nestes casos, a diminuição de $qMIC$ pode indicar uma provável condição de estresse para a população microbiana, decorrente, algumas vezes, da menor cobertura vegetal resultante da intervenção antrópica e, especialmente, da redução da quantidade e qualidade de substrato orgânico na formação de serapilheira, além da ocorrência de outros fatores estressantes como deficiências nutricionais, alterações do pH, presença de poluentes etc. (Wardle, 1994; Cardoso et al., 2009).

O quociente microbiano fornece uma medida da qualidade da matéria orgânica (Tótolá & Chaer, 2002; Reis Junior & Mendes, 2007), sendo que variações neste atributo do solo podem refletir também os acréscimos de MOS, a eficiência de conversão do carbono orgânico (CO) do solo para C_{mic} , a estabilização do CO pelas frações minerais do

solo e, ainda, as eventuais perdas de C do solo (Sparling, 1992), sendo este decréscimo de C uma situação evidenciada em solos analisados no presente trabalho, considerando-se o ambiente agrícola (com menores teores relativos de COT) comparativamente aos ambientes conservado e de pastagem, notadamente na região de fundo e no meio das veredas (Tabelas 3.5 e 3.6). Deste modo, devido à grande variedade de fatores que influenciam q_{MIC} , esta medida da proporção de carbono da biomassa microbiana em relação ao carbono orgânico do solo não pode ser considerada um indicador da recuperação do estado (ou da condição relativa) da matéria orgânica nos solos cultivados, caso seja analisada isoladamente (D'Andréa et al., 2002).

No caso da relação entre o nitrogênio da biomassa microbiana e o nitrogênio total do solo ($N_{mic}:NT$), na camada superficial do solo, verificou-se, de forma geral, que os maiores valores médios foram observados nas áreas (veredas) antropizadas, comparativamente ao ambiente conservado, especialmente na vereda vizinha a pastagens (Tabela 4.4). Entre 10 e 20 cm de profundidade, somente na região de borda das veredas, observou-se que a relação $N_{mic}:NT$ foi maior no ambiente vizinho a áreas agrícolas, não havendo diferenças expressivas entre as áreas conservada e de pecuária (próxima a pastagens), sendo que em todos os ambientes analisados (diferentes usos) os menores valores deste atributo foram observados na posição inferior das vertentes (Tabela 4.6).

De maneira divergente dos resultados mencionados, trabalhos conduzidos em solos tropicais no Brasil e na Índia indicam a diminuição da relação $N_{mic}:NT$ em solos antropicamente perturbados (submetidos a atividades agropecuárias ou cultivos florestais), em comparação a solos sob vegetação florestal nativa (Behera & Sahani, 2003; Silva et al., 2007). Entretanto, em solos hidromórficos subtropicais no sul do Brasil, Santos et al. (2004) verificaram, até 10 cm de profundidade, a ocorrência de relação $N_{mic}:NT$ 69,5 % maior em áreas agrícolas cultivadas com arroz, em sistema tradicional de manejo, com preparo convencional do solo seguido de dois anos em pousio, relativamente a solos semelhantes em condições naturais.

A respiração basal do solo, considerando a camada de solo superficial, foi maior na região de fundo das veredas, não havendo diferenças significativas entre as posições mais elevadas, na borda e no meio das áreas úmidas estudadas (Tabela 4.5). Também nesta camada (0-10 cm), não foram observadas variações expressivas da RB entre os ambientes, ou seja, nas diferentes condições de uso do entorno das veredas (Tabela 4.1).

Na camada subsuperficial, entretanto, somente na região de fundo, verificou-se maior RB na vereda conservada, não ocorrendo nesta situação de relevo diferenças significativas entre os ambientes antropizados e inexistindo, ainda, distinções expressivas entre ambientes (usos) nas porções medianas e superiores do relevo das áreas avaliadas (Tabela 4.6). Observou-se também no ambiente conservado, nas posições superior e média, menor RB do solo em relação ao fundo da vertente, não sendo verificadas variações deste atributo ao longo do relevo nos locais vizinhos a pastagens ou cultivos agrícolas (Tabela 4.6).

Comparando solos tropicais cobertos por pastagens cultivadas e vegetação florestal nativa no Pantanal sul-mato-grossense, Cardoso et al. (2009) verificaram em alguns locais a não ocorrência de diferenças significativas da RB entre as duas condições de uso do solo avaliadas, na profundidade de 0-10 cm, podendo haver, no entanto, em algumas situações, variações deste atributo na camada de 10-20 cm. O estudo em toposequência de diferentes classes de solos tropicais brasileiros utilizados como pastagens, incluindo solos hidromórficos, demonstra que a RB pode variar em razão do tipo de solo, da localização na toposequência, profundidade de amostragem e devido ao período do ano, neste último caso sendo influenciada principalmente pela condição de umidade do solo (Gonçalves et al., 2007).

Trabalhos conduzidos em áreas úmidas tropicais na Índia e em ilhas do Pacífico, além de solos hidromórficos de clima subtropical no sul do Brasil, em camadas superficiais, indicam a ocorrência de menores taxas respiratórias em solos perturbados por variadas formas de uso, incluindo cultivos de arroz (na Índia e no Brasil) ou inhame (no Pacífico) e, também, exploração de madeira para produção de lenha e carvão (na Índia), isto em comparação a solos sob vegetação nativa (florestal ou herbácea) ou em condições naturais (Chimner, 2004; Dinesh, et al., 2004; Santos et al., 2004). A respiração do solo pode ser considerada um indicador sensível da influência de fatores abióticos sobre o ambiente edáfico, da decomposição de resíduos, do giro metabólico do carbono orgânico do solo e de perturbações do ecossistema (Paul et al., 1999). Porém a interpretação de seus valores deve ser realizada com cautela (Tótola & Chaer, 2002), uma vez que altas taxas de respiração podem indicar tanto um distúrbio ecológico como um alto nível de produtividade do ecossistema (Islam & Weil, 2000).

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), até 10 cm de profundidade e em cada posição das vertentes, não apresentou variações significativas entre as diferentes formas de uso do

entorno. Nas veredas vizinhas a áreas agrícolas e ao ambiente natural (conservado) verificaram-se maiores valores para o $q\text{CO}_2$ na região de fundo, enquanto na área adjacente a pastagens não foram observadas diferenças relevantes deste índice ao longo do relevo (Tabela 4.3). Por sua vez, na camada subsuperficial (10-20 cm), as maiores médias do $q\text{CO}_2$ foram observadas na região de fundo das veredas (Figura 4.2), não se verificando variações expressivas deste atributo entre as formas de uso do entorno das veredas (Tabela 4.2).

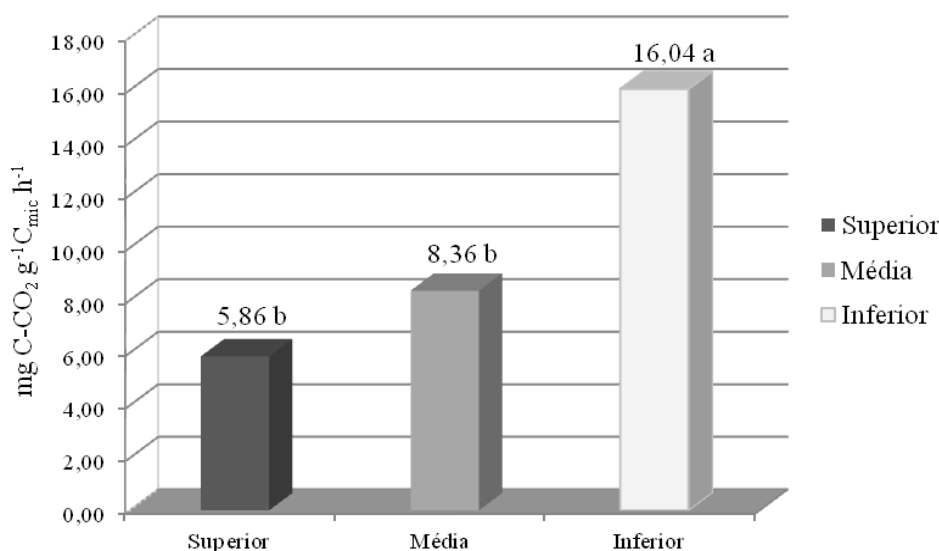


Figura 4.2. Quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) em diferentes posições no relevo das veredas, na camada de 10-20 cm. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias das condições de uso do entorno.

Diferentemente dos resultados apresentados, estudos realizados em áreas úmidas tropicais na costa da Índia e em solos hidromórficos subtropicais no sul do Brasil, em camadas superficiais, demonstram a ocorrência de diferenças expressivas do $q\text{CO}_2$ entre solos submetidos a cultivos (em diversos sistemas de manejo), além de outras atividades antrópicas, comparativamente a solos não perturbados, com valores mais elevados deste índice sendo verificados nos solos em condições naturais (Dinesh, et al., 2004; Santos et al., 2004). Entretanto, deve-se observar, no caso dos solos brasileiros mencionados, que o quociente metabólico apresentou variação significativa, entre os sistemas de manejo, somente na camada de 0-5 cm, não havendo, na profundidade de 5-10

cm, diferenças estatisticamente relevantes entre os solos agrícolas e em condições naturais (Santos et al., 2004).

O quociente metabólico expressa a taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana (Anderson & Domsch, 1985), sendo que uma BMS mais eficiente é aquela que perde menores quantidades relativas de C na forma de CO₂ (com a respiração) e incorpora mais C aos tecidos microbianos. Deste modo, em amostras (comparáveis) que apresentam os mesmos valores de BMS, aquela que demonstra menor taxa de respiração ($< q\text{CO}_2$) é considerada a mais eficiente (Reis Junior & Mendes, 2007). Quocientes metabólicos elevados denotam comunidades microbianas em estágios iniciais de desenvolvimento, com maior proporção de microrganismos ativos em relação aos inativos, ou ainda são um indicativo de populações microbianas sob algum tipo de estresse metabólico (Anderson & Domsch, 1993).

Em geral, um baixo $q\text{CO}_2$ indica economia na utilização de energia e supostamente reflete um ambiente mais estável ou mais próximo do seu estado de equilíbrio e, ao contrário, valores elevados são indicativos de ecossistemas submetidos a alguma condição de estresse ou de distúrbio (Tótolá & Chaer, 2002). No entanto, estes valores devem ser comparados no mesmo tipo de solo, uma vez que outros fatores, além dos promotores de estresse podem influenciar a BMS (Moreira & Siqueira, 2006), bem como a sua atividade respiratória.

Quanto à atividade enzimática total do solo (AET), na camada superficial e de forma generalizada, foram verificados maiores valores nas veredas antropizadas (agricultura e pastagens), relativamente ao ambiente conservado (Tabela 4.4). Observou-se também que as menores médias da AET ocorreram no fundo das veredas, com valores mais elevados na posição mediana e resultados intermediários na borda (Tabela 4.5).

Entre 10 e 20 cm de profundidade foi detectada maior AET nos ambientes agropecuários (antropizados), especialmente nas posições mais elevadas (borda e meio) das vertentes, devendo-se mencionar que na região de fundo não houve variação significativa deste atributo entre os ambientes agrícola e conservado (Tabela 4.6). Nesta mesma camada, considerando distintamente cada ambiente (forma de uso do entorno), verificou-se menor atividade enzimática na porção inferior do relevo (região de fundo), embora na vereda conservada não tenha ocorrido diferenças relevantes entre as situações de borda e fundo (Tabela 4.6).

Diversamente dos resultados verificados no presente trabalho, estudos realizados em solos tropicais brasileiros, em ambiente de savana (Cerrado) (Evangelista et al., 2012) e floresta tropical (Mata Atlântica) (Silva et al., 2004; Sant'anna et al., 2009), ou em áreas agroflorestais implantadas para a proteção de mananciais em região de clima continental frio na América do Norte (Udawatta et al., 2009), comparativamente a solos similares submetidos a uso agrícola ou sob cultivos florestais para produção de madeira, em camada superficial (0-10 cm), verificaram maior atividade enzimática (determinada pela hidrólise de DAF) nos solos sob vegetação nativa ou em agrofloresta. Entretanto, Sant'anna et al. (2009) mencionam a possibilidade de que ocorram variações, entre as estações seca e chuvosa, no padrão de resposta da atividade enzimática medida pela hidrólise de DAF às práticas de manejo de solos agrícolas.

Para Sant'anna et al. (2009) esta situação pode ser considerada uma limitação ao uso deste parâmetro para o monitoramento das mudanças de qualidade do solo, visto que as conclusões sobre o seu estado qualitativo (e de equilíbrio) seriam fortemente dependentes da época de amostragem. Neste contexto, o estudo de Evangelista et al. (2012) realizado em solos de Cerrado indica o aumento expressivo da AET em solos agrícolas (cultivos de cana-de-açúcar) no inverno (estação seca), em áreas onde não se adota a prática de queima da palha, com aproximação, neste período, das características enzimáticas destes solos em relação aos resultados da AET verificados em áreas cobertas por vegetação nativa, embora ainda apresentando menor atividade enzimática. Deve-se lembrar, portanto, que a amostragem de solos para desenvolvimento do presente trabalho foi realizada somente no período de estiagem (inverno), de forma que a AET poderia estar eventualmente sujeita a variações sazonais.

Em região de clima mediterrâneo na América do Norte, considerando amostragens feitas até 20 cm de profundidade, verificou-se, em campos para produção de sementes de gramíneas forrageiras, atividade enzimática do solo (hidrólise de DAF) maior ou estatisticamente equivalente aos resultados observados em solos agrícolas (Bandick & Dick, 1999). Estes autores observam que a maior atividade enzimática verificada, de um modo geral, nos campos de gramíneas ou em pastagens, comparativamente a áreas de cultivo agrícola, pode estar relacionada, entre outros fatores, à ausência de preparo do solo naqueles locais e ao efeito da atividade rizosférica das gramíneas forrageiras, destacando ainda a ocorrência de variações significativas da AET ao longo de diferentes estações climáticas, em um mesmo local. Stark et al. (2007), por sua vez, após a realização de

análises em amostras superficiais (coletadas até 15 cm de profundidade), em condições de clima temperado na Nova Zelândia, relataram o incremento da hidrólise de DAF em solos agropecuários com aplicação de fertilizantes minerais, relativamente a áreas agrícolas sob manejo orgânico.

A hidrólise de diacetato de fluoresceína é apontada como um método sensível para estimar a atividade microbiana em solo hidromórfico (Planossolo) de várzeas subtropicais no sul do Brasil, constituindo-se em um bioindicador da qualidade do solo em área submetida a diferentes tipos de manejo agrícola naquelas condições (Mattos et al., 2009). No entanto, o uso de atividades enzimáticas (incluindo a hidrólise de DAF) como indicadores da qualidade do solo ou, ainda, para detectar e avaliar de forma sensível os seus mecanismos de funcionamento, pode ser bastante problemático, visto que em muitos casos é difícil elucidar eventuais alterações na atividade enzimática em resposta a determinado fator, ou se estabelecer as relações de causa e efeito entre a ocorrência de um evento perturbador e as variações da atividade enzimática no solo (Gianfreda et al., 2005).

Além das formas de uso e das práticas de manejo do solo adotadas, a atividade microbiana é influenciada também por outros fatores, como a temperatura, umidade, aeração, disponibilidade de substratos no ambiente edáfico, bem como pelo carbono disponível e relação C:N da matéria orgânica e dos resíduos incorporados (Mattos et al., 2009). É importante lembrar, ainda, que os atributos biológicos podem estar sujeitos a flutuações sazonais, o que se constitui em uma potencial dificuldade em relação à sua utilização como indicadores ou na composição de índices para avaliação da qualidade e/ou do estado funcional do solo (Bandick & Dick, 1999).

Contudo, a incorporação de indicadores microbiológicos nos modelos para determinação de índices de qualidade dos solos representa o reconhecimento de sua inquestionável importância na dinâmica dos ecossistemas. Sua utilização, em combinação com outras propriedades (físicas e químicas), permite que se possa avaliar quantitativamente a sustentabilidade (e os impactos) das práticas de manejo florestal e agropecuário do solo (Tótola & Chaer, 2002).

4.3.2 Análise multivariada dos atributos microbiológicos e bioquímicos e de frações da matéria orgânica do solo

As ferramentas estatísticas multivariadas, como a análise de componentes principais ou PCA (do inglês “*Principal Component Analysis*”), possibilitam a avaliação de um conjunto de dados ou indicadores de natureza diversa, de modo a torná-los mais facilmente interpretáveis. Um componente principal é, deste modo, uma combinação linear de um conjunto de variáveis, o que facilita a apresentação visual das funções do solo quando existem muitas interações entre as variáveis estudadas (Tótola & Chaer, 2002).

Pode-se dizer que a PCA é um método exploratório, porque ajuda na elaboração de hipóteses gerais a partir dos dados coletados, contrastando com estudos direcionados nos quais hipóteses prévias são testadas. Ela é capaz de separar a informação importante da redundante, buscando a determinação de tendências e o reconhecimento de padrões a partir da avaliação integrada de parâmetros com natureza distinta (Sena et al., 2000).

A partir dos dados referentes aos Capítulos 3 e 4 deste documento, dois componentes principais foram gerados (CP1 e CP2) como ferramentas para a distinção dos efeitos da posição no relevo e das formas de uso do solo no entorno das veredas, considerando-se conjuntamente os atributos biológicos (microbiológicos e bioquímicos) e as frações estáveis (húmicas) e lábeis da MOS. A análise de componentes principais foi realizada para as camadas de 0-10 cm (Figura 4.3) e 10-20 cm (Figura 4.4).

Na camada de 0-10 cm a distribuição das variáveis apresentou variância acumulada de 88,07% para a soma dos componentes principais CP1 e CP2. O eixo CP1 separou dois grupos distintos: um constituído pelas posições superior e média do relevo, no qual as condições de uso do entorno não se distinguem em grupos; e um outro, referente à posição inferior (fundo) das veredas, com agrupamento diferenciado de cada um dos ambientes ou formas de uso do solo no entorno das áreas avaliadas (Figura 4.3).

Em subsuperfície (10-20 cm) a variância acumulada foi de 84,98% e, de modo semelhante ao verificado na camada superficial, as posições superior e média do relevo constituíram um grupo único, no qual as condições de uso do entorno não se agrupam de forma nitidamente diferenciada. Na região de fundo, por sua vez, embora não tenha ocorrido um agrupamento relacionado à posição inferior do relevo, verificou-se a distinção clara entre cada condição ambiental ou forma de uso do entorno das veredas (Figura 4.4).

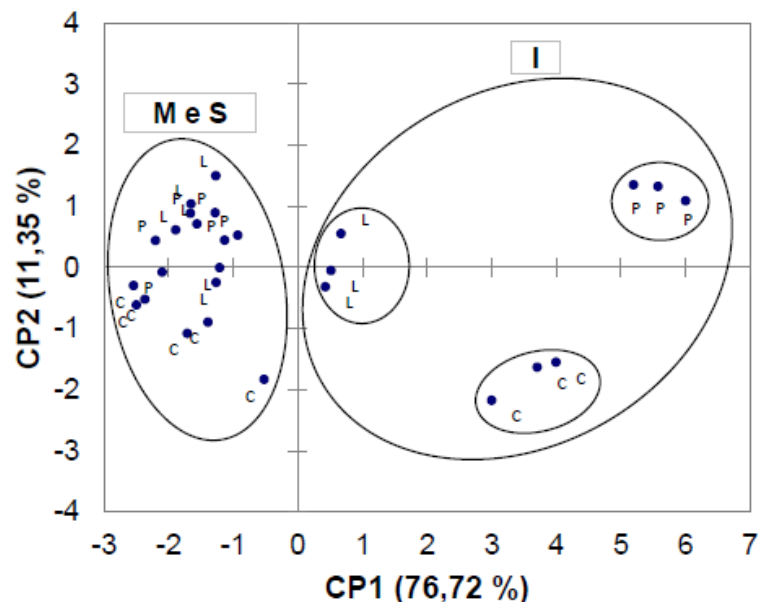


Figura 4.3. Diagrama de ordenação produzido por análise de componentes principais dos escores dos atributos do solo para usos da terra no entorno das veredas (C – vereda conservada; L – lavoura/agricultura; P – pastagem), de amostras coletadas na camada de 0-10 cm em três posições no relevo (S – superior; M – média; I – inferior) em veredas no bioma Cerrado, município de Bela Vista de Goiás.

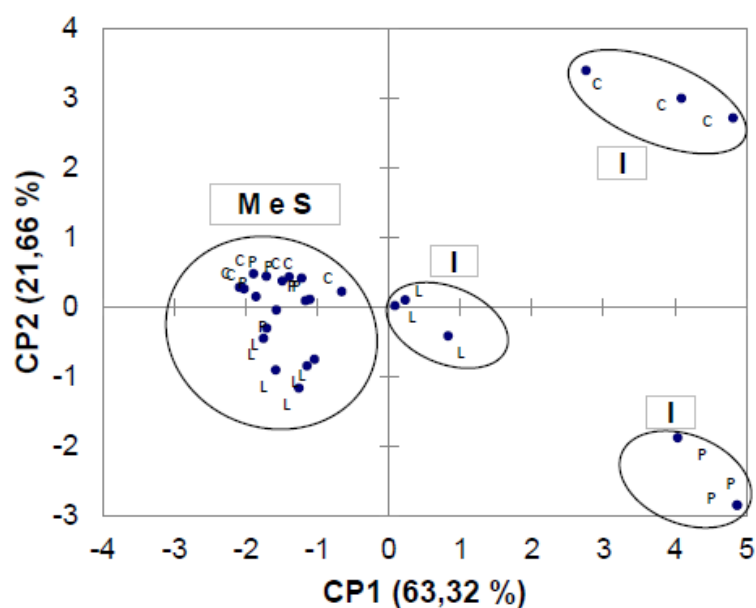


Figura 4.4. Diagrama de ordenação produzido por análise de componentes principais dos escores dos atributos do solo para usos da terra no entorno das veredas (C – vereda conservada; L – lavoura/agricultura; P – pastagem), de amostras coletadas na camada de 10-20 cm em três posições no relevo (S – superior; M – média; I – inferior) em veredas no bioma Cerrado, município de Bela Vista de Goiás.

Isto significa que, considerando conjuntamente os atributos mencionados, a posição no relevo das veredas e as formas de uso do solo no entorno dessas áreas exercem influência sobre as frações da MOS e os atributos biológicos avaliados. Em estudo de solos tropicais brasileiros (não hidromórficos), até 10 cm de profundidade, avaliando-se atributos químicos, físicos e biológicos com aplicação de técnicas multivariadas, Carneiro et al. (2009) constataram que em algumas classes de solo, nas condições pesquisadas, pode ocorrer o agrupamento (por similaridade) de solos sob pastagens e cobertos por vegetação savânica nativa (cerrado), não ocorrendo, entretanto, o agrupamento de solos agrícolas com aqueles em condições naturais, ou seja, sob cerrado.

Com auxílio da análise de componentes principais para avaliação conjunta de atributos microbiológicos e bioquímicos do solo em áreas úmidas costeiras (manguezais) na Índia, Dinesh et al. (2004) concluíram que os valores referentes aos parâmetros analisados foram generalizadamente maiores em áreas ambientalmente mais conservadas, em comparação a locais perturbados por diversas formas de uso da terra, incluindo desmatamentos, corte de madeira ou cultivos agrícolas. Esses autores sugerem que os resultados mencionados podem estar relacionados aos conteúdos mais elevados de C e N orgânicos e de frações lábeis da MOS observados nos solos em condições naturais, além de uma maior atividade microbiana, ao passo que a diminuição do aporte de material orgânico, com redução da liteira associada à perda da MOS, parece ser a razão provável para os níveis mais baixos de C microbiano e menor atividade biológica do solo nos ambientes perturbados.

4.4 CONCLUSÕES

- O uso agropecuário das terras de entorno altera os níveis de carbono microbiano da camada superficial do solo, na posição inferior do relevo das veredas.

- O N da biomassa microbiana, em superfície, é maior na vereda adjacente a pastagens, apresentando, também, teores mais elevados na região de fundo das veredas. Entre 10 e 20 cm de profundidade, nas posições mais elevadas (borda e meio), o N microbiano é maior no ambiente ladeado por cultivos agrícolas.

- Na camada subsuperficial (10-20 cm) a relação C:N da biomassa microbiana apresenta valores mais elevados no ambiente vizinho a pastagens, enquanto os menores valores são observados na vereda próxima a áreas agrícolas.

- Em superfície, a relação N microbiano pelo N total ($N_{mic}:NT$), o quociente microbiano ($qMIC$) e a atividade enzimática total do solo (AET) são, em geral, maiores nos ambientes de vereda antropizados.

- Na borda e no meio das veredas, atributos como a respiração basal do solo, o quociente metabólico (qCO_2) e o carbono microbiano aparentam não sofrer influências das formas de uso do solo nas áreas adjacentes.

4.5 REFERÊNCIAS

ADACHI, M.; BEKKU, Y.S.; RASHIDAH, W.; OKUDA, T.; KOIZUMI, H. Differences in soil respiration between different tropical ecosystems. **Applied Soil Ecology**, Stillwater, v. 34, n. 2-3, p. 258-265, 2006.

ALVES, T.S.; CAMPOS, L.L.; ELIAS NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M.F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011.

ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. **Soil Science**, Philadelphia, v. 130, n. 4, p. 211-216, 1980.

ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K.H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 1, n. 2, p. 81-89, 1985.

ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, n. 3, p. 393-395, 1993.

ARAÚJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.T.R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; DICK, R.P. Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 38, n. 1, p. 15-20, 2003.

BANDICK, A.K.; DICK, R.P. Field management effects on soil enzyme activities. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 31, n. 11, p. 1471-1479, 1999.

BEHERA, N.; SAHANI, U. Soil microbial biomass and activity in response to Eucalyptus plantation and natural regeneration on tropical soil. **Forest Ecology and Management**, Fort Collins, v. 174, n. 1-3, p. 1-11, 2003.

BENDING, G.D.; TURNER, M.K.; RAYNS, F.; MARX, M.C.; WOOD, M. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under

contrasting agricultural management regimes. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 36, n. 11, p. 1785-1792, 2004.

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 Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 17, n. 6, p. 837-842, 1985.

BURBRIDGE, P.R. Integrated planning and management of freshwater habitats, including wetlands. **Hydrobiologia**, Brussels, v. 285, n. 1-3, p. 311-322, 1994.

CAMPBELL, C.A.; BIEDERBECK, V.O.; ZENTNER, R.P.; LAFOND, G.P. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin black Chernozem. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 71, n. 3, p. 363-376, 1991.

CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; MOREIRA, F.M.S.; CURI, N. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 6, p. 631-637, 2009.

CARDOSO, M.O. Métodos para quantificação da biomassa microbiana do solo. **Agropecuária Técnica**, Areia, v. 25, n. 1, p. 1-12, 2004.

CARNEIRO, M.A.C.; ASSIS, P.C.R.; MELO, L.B.C.; PEREIRA, H.S.; PAULINO, H.B.; SILVEIRA NETO, A.N. Atributos bioquímicos em dois solos de Cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 38, n. 4, p. 276-283, 2008.

CARNEIRO, M.A.C.; SOUZA, E.D.; REIS, E.F.; PEREIRA, H.S.; AZEVEDO, W.R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de Cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 47-157, 2009.

CARTER, M.R. Microbial biomass as an index for tillage-induced changes in soil biological properties. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 7, n. 1-2, p. 29-40, 1986.

CHIMNER, R.A. Soil respiration rates of tropical peatlands in Micronesia and Hawaii. **Wetlands**, Wilmington, v. 24, n. 1, p. 51-56, 2004.

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, n. 4, p.913-923, 2002.

D'ANGELO, E.M.; REDDY, K.R. Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 31, n. 6, p. 815-830, 1999.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M. Biomassa microbiana: perspectivas para o uso e manejo do solo. In: ALVAREZ V., 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/UFV/DPS, 1996. p. 551-564.

DICK, R.P.; SANDOR, J.A.; EASH, N.S. Soil enzyme activities after 1500 years of terrace agriculture in the Colca Valley, Peru. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 50, n. 2, p. 123-131, 1994.

DINESH, R.; CHAUDHURI, S.G.; GANESHAMURTHY, A.N.; PRAMANIK, S.C. Biochemical properties of soils of undisturbed and disturbed mangrove forests of South Andaman (India). **Wetlands Ecology and Management**, Dordrech, v. 12, n. 5, p. 309-320, 2004.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21. (SSSA Special Publication, 35).

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M.F.; FRANCO, G.A.D.C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 355-363, 2007.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. CLAESSEN, M.E.C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

EVANGELISTA, C.R.; PARTELLI, F.L.; FERREIRA, E.P.B.; CORRECHEL, V. Atividade enzimática do solo sob sistema de produção orgânica e convencional na cultura da cana-de-açúcar em Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 4, p. 1251-1262, 2012.

FIGUEIREDO, C.C.; RESCK, D.V.S.; GOMES, A.C.; FERREIRA, E.A.B.; RAMOS, M.L.G. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em resposta a diferentes sistemas de manejo em um latossolo vermelho no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 551-562, 2007.

FILIP, Z. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 88, n. 2, p. 169-174, 2002.

FONSECA, G.C.; CARNEIRO, M.A.C.; COSTA, A.R.; OLIVEIRA, G.C.; BALBINO, L.C. Atributos físicos, químicos e biológicos de Latossolo Vermelho Distrófico de Cerrado sob duas rotações de cultura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 37, n. 1, p. 22-30, 2007.

GARCIA, M. R. L.; NAHAS, E. Biomassa e atividades microbianas em solo sob pastagem com diferentes lotações de ovinos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 269-276, 2007.

GHANI, A.; DEXTER M.; PERROTT K.W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane , v. 35, n. 9, p. 1231-1243, 2003.

GHINI, R.; MENDES, M.D.L.; BETTIOL, W. Método de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) como indicador da atividade microbiana no solo e supressividade a *Rhizoctonia solani*. **Summa Phytopathologica**, Botucatu, v. 24, n. 3-4, p. 239-242, 1998.

GIANFREDA, L.; RAO, M.A.; PIOTROWSKA, A.; PALUMBO, G.; COLOMBO. Soil enzyme activities as affected by anthropogenic alterations: intensive agricultural practices and organic pollution. **Science of the Total Environment**, Madison, v. 341, n. 1-3, p. 265-279, 2005.

GONÇALVES, A.S.; MONTEIRO, M.T.; GUERRA, J.G.M.; COSTANTINI, A.O.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana em amostras umedecidas após secagem ao ar de solos de toposequência de pastagens. **Ciencia del Suelo**, Oliveros, v.25, n. 1, p. 81-87, 2007.

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; DORAN, J.W.; PANKHURST, C.E.; DWYER, L.M. Biological attributes of soil quality. In: GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R. (Ed.). **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Wageningen: Developments in Soil Science, 1997. chap. 4, p. 81-113. (Book Series, v. 25).

GROFFMAN, P.M.; McDOWELL, W.H.; MYERS, J.C.; MERRIAM, J.L. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Brisbane, v. 33, n. 10, p. 1339-1348, 2001.

GUPTA, V.V.S.R.; ROGET, D.K. Understanding soil biota and biological functions: management of soil biota for improved benefits to crop production and environmental health. In: LINES-KELLY, R. (Ed.). **Soil Biology in Agriculture**. Orange: NSW Department of Primary Industries, 2004. p. 1-7.

HOULAHAN, J.E.; KEDDY, P.A.; MAKKAY, K.; FINDLAY, C.S. The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. **Wetlands**, Fargo, v. 26, n. 1, p. 79-96, 2006.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 9-16, 2000.

JENKINSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil – IV. The decomposition of fumigated organisms in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 8, n. 3, p. 203-208, 1976.

JOERGENSEN, R.G.; ANDERSON, T.-H.; WOLTERS, V. Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 19, n. 2-3, p. 141-147, 1995.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

LIU, W.; XU, W.; HAN, Y.; WANG, C.; WAN, S. Responses of microbial biomass and respiration of soil to topography, burning, and nitrogen fertilization in a temperate steppe. **Biology and Fertility of Soils**, Dordrecht, v. 44, n. 2, p. 259-268, 2007.

LIU, W.; XU, W.; HONG, J.; WAN, S. Interannual variability of soil microbial biomass and respiration in responses to topography, annual burning and N addition in a semiarid temperate steppe. **Geoderma**, Amsterdam, v. 158, n. 3-4, p. 259-267, 2010.

LOURENTE, E.R.P.; MERCANTE, F.M.; ALOVISI, A.M.T.; GOMES, C.F.; GASPARINI, A.S.; NUNES, C.M. Atributos microbiológicos, químicos e físicos de solo sob diferentes sistemas de manejo e condições de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 41, n. 1, p. 20-28, 2011.

LUIZAO, R.C.C.; BONDER, T.A.; ROSSWAL, T. Seasonal variation of soil microbial biomass – The effects of clearfelling a tropical rainforest and establishment of pasture in the central Amazon. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 24, n. 8, p. 805-813, 1992.

MATSUOKA, M.; MENDES, I.C.; LOUREIRO, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 425-433, 2003.

MATTOS, M.L.T.; SANTOS, I.M.B.; ALMEIDA, M.T. **Hidrólise de diacetato de fluoresceína como bioindicador da qualidade de solo de várzea subtropical**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2009. 4 p. (Comunicado Técnico, 231).

MOORE, J.M.; KLOSE, S.; TABATABAI, M.A. Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 31, n. 3-4, p. 200-210, 2000.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.11, p.1103-1110, 2004.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Ed. UFLA, 2006. 729 p.

MUNIZ, L.C.; MADARI, B.E.; TROVO, J.B.F.; CANTANHÊDE, I.S.L.; MACHADO, P.L.O.A.; COBUCCI, T.; FRANÇA, A.F.S. Soil biological attributes in pastures of different ages in a crop-livestock integrated system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1262-1268, 2011.

NANNIPIERI, P.; KANDELER, E.; RUGGIERO, P. Enzyme activities and microbiological and biochemical process in soil. In: BURNS, R.G.; DICK, R.P. (Ed.). **Enzymes in the environment: activity, ecology and application**. New York: Marcel Dekker, Inc., 2002. Chap. 1, p. 1-33.

NIELSEN, M.N.; WINDING, A. **Microorganisms as indicators of soil health**. Roskilde: Ministry of the Environment, Denmark / National Environmental Research Institute, 2002. 84 p. (Technical Report, n. 388).

PAUL, E.A.; HARRIS, D.; COLLINS, H.P.; SCHULTHESS, U.; ROBERTSON, G.P. Evolution of CO₂ and soil carbon dynamics in biologically managed, row-crop agroecosystems. **Applied Soil Ecology**, Stillwater, v. 11, n. 1, p. 53-65, 1999.

PFENNING, L.; EDUARDO, B. P.; CERRI, C. C. Os métodos de fumigação-incubação e fumigação-extração na estimativa da biomassa microbiana em solos da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, n. 1, p. 31-37, 1992.

RAMOS, M.V.V.; CURI, N.; MOTTA, P.E.F.; VITORINO, A.C.T.; FERREIRA, M.M.; SILVA, M.L.N. Veredas do Triângulo Mineiro: solos, água e uso. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 2, p. 283-293, 2006.

REIS JUNIOR, F.B.; MENDES, I.C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007. 40 p. (Documentos, 205).

ROSS, D.J.; TATE, K.R. Microbial C and N, and respiratory activity, in litter and soil of a southern beech (*Nothofagus*) forest : distribution, and properties. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 25, n. 4, p. 477-483, 1993.

SANT'ANNA, S.A.C.; FERNANDES, M.F.; IVO, W.M.P.M.; COSTA, J.L.S. Evaluation of soil quality indicators in sugarcane management in sandy loam soil. **Pedosphere**, Beijing, v. 19, n. 3, p. 312-322, 2009.

SANTOS, V.B.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V.; PAULETTO, E.A.; GOMES, A.S.; SILVA, D.G. Biomassa, atividade microbiana e teores de carbono e nitrogênio totais de um Planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.10, n. 3, p. 333-338, 2004.

SAS INSTITUTE Inc. **SAS User's Guide: statistics**. Version 9.1. Cary: SAS, 2003.

SCHLESINGER, W.H.; ANDREWS, J.A. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 48, n. 1, p. 7-20, 2000.

SENA, M.M.; POPPI, R.J.; FRIGHETTO, R.T.S.; VALARINI, P.J. Avaliação do uso de métodos quimiométricos em análises de solos. **Química nova**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 547-556, 2000.

SILVA, L.L. O papel do estado no processo de ocupação das áreas de cerrado entre as décadas de 60 e 80. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 1, n. 2, p. 24-36, 2000.

SILVA, M.B.; KLIEMANN, H.J.; SILVEIRA, P.M.; LANNA, A.C. Atributos biológicos do solo sob influência da cobertura vegetal e do sistema de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 12, p. 1755-1761, 2007.

SILVA, M.; SIQUEIRA, E.R.; COSTA, J.L.S. Hidrólise de diacetato de fluoresceína como bioindicador da atividade microbiológica de um solo submetido a reflorestamento. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 5, p. 1493-1496, 2004.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 30, n. 2, p. 195-207, 1992.

SPARLING, G.P.; WEST, A.W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labeled cells. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 20, n. 3, p. 337-343, 1988.

STARK, C.; CONDRON, L.M.; STEWART, A.; DI, H.J.; O'CALLAGHAN, M. Effects of past and current crop management on soil microbial biomass and activity. **Biology and Fertility of Soils**, Firenze, v. 43, n. 5, p. 531-540, 2007.

STOCKDALE, E.A.; BROOKES, P.C. Detection and quantification of the soil microbial biomass – impacts on the management of agricultural soils. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 144, n. 4, p. 285-302, 2006.

SWISHER, R.; CARROLL, G.C. Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. **Microbial Ecology**, New York, v. 6, n.3, p. 217-226, 1980.

TATE, K.R.; ROSS, D.J.; FELTHAM, C.W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: effects of experimental variables and some different calibration procedures. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 20, n. 3, p. 329-335, 1988.

TATE, R.L. III. **Soil organic matter: biological and ecological effects**. Malabar: Krieger Publishing Company, 1992. 291 p.

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

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**. Madison, v. 407, n. 13, p. 3958-3971, 2009.

TSAI, S.M.; BARAIBAR, A.V.L.; ROMANI, V.L.M. Efeito de fatores do solo. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Coord.). **Microbiologia do solo**. Campinas: SBCS, 1992. cap. 5, p. 59-72.

UDAWATTA, R.P.; KREMER, R.J.; GARRETT, H.E.; ANDERSON, S.H. Soil enzyme activities and physical properties in a watershed managed under agroforestry and row-crop systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Zürich, v. 131, n. 1-2, p. 98-104, 2009.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, n. 6, p.703-707, 1987.

WANG, K.-H.; MCSORLEY, R.; BOHLEN, P.; GATHUMBI, S.M. Cattle grazing increases microbial biomass and alters soil nematode communities in subtropical pastures. **Soil biology & biochemistry**, Brisbane, v. 38, n. 7, p. 1956-1965, 2006.

WANG, W.J.; DALAL, R.C.; MOODY, P.W.; SMITH, C.J. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. **Soil biology & biochemistry**, Brisbane, v. 35, n. 2, p. 273-284, 2003.

WARDLE, D.A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S. (Ed.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1994. Cap. 21, p. 419-436.

5 CONCLUSÕES GERAIS

Na região de fundo das veredas os teores de C orgânico e N totais do solo, até 20 cm de profundidade, bem como os níveis de carbono da matéria orgânica particulada, das substância húmicas e da biomassa microbiana do solo, nestes casos somente em superfície (0-10 cm), são menores em ambiente contíguo a áreas agrícolas. Na zona de borda, porém, considerando alguns dos parâmetros referentes ao C orgânico (COT, COP e CSH), podem ocorrer teores mais elevados no mesmo ambiente, ou seja, na vereda adjacente a cultivos agrícolas.

É importante observar que as variações do COT entre as diferentes condições ambientais foram relativamente maiores no fundo das veredas, em comparação às variações verificadas na posição mais elevada do relevo. Em superfície, os teores de C orgânico da fração da MOS associada aos minerais do solo são maiores no ecossistema conservado, em todas as posições do relevo. Também na região de fundo, na camada superficial do solo, os teores de N total, além dos níveis de N da matéria orgânica particulada e da biomassa microbiana, são expressivamente maiores na vereda vizinha a pastagens.

De modo geral, o uso agropecuário da terra no entorno das veredas acarreta alterações em atributos microbiológicos, bioquímicos e relacionados à matéria orgânica do solo nestes ecossistemas, com mudanças na dinâmica biogeoquímica de elementos como C e N, no caso, tomando-se como referência as propriedades do solo em uma vereda contornada por áreas sob cobertura vegetal nativa (cerrado). Deve-se mencionar, entretanto, que estas modificações são especialmente pronunciadas na porção inferior do relevo, observando-se, ainda, que a localização ao longo das vertentes nas áreas úmidas em estudo exerce influência sobre os atributos referidos, com diferenças evidentes entre a região de fundo e as posições mais elevadas do relevo (borda e meio das veredas), as quais, por sua vez, considerando-se muitas das condições e parâmetros avaliados, não apresentaram variações tão distintivas entre si.