



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

**DIAGNÓSTICO DE DEGRADAÇÃO DO SOLO EM FUNÇÃO DA TOPOGRAFIA
E COBERTURA VEGETAL NO MUNICÍPIO DE PINHEIRAL - RJ**

CARLOS EDUARDO GABRIEL MENEZES

Sob a Orientação da Professora

Lúcia Helena Cunha dos Anjos

e Co-orientação do Professor

Marcos Gervasio Pereira

Tese submetida como requisito parcial para
obtenção do grau de *Magister Scientiae* em
Agronomia, Área de Concentração Ciência do
Solo.

Seropédica, Rio de Janeiro
Maio de 1999

**DIAGNÓSTICO DE DEGRADAÇÃO DO SOLO EM FUNÇÃO DA TOPOGRAFIA
E COBERTURA VEGETAL NO MUNICÍPIO DE PINHEIRAL - RJ**

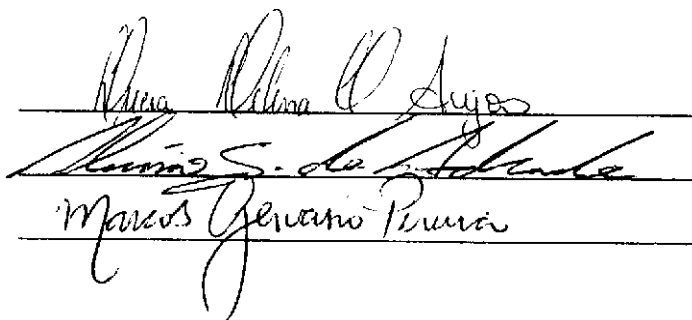
CARLOS EDUARDO GABRIEL MENEZES

APROVADA EM: 11/05/1999

Profa. Lúcia Helena Cunha dos Anjos

Dr. Aluísio Granato de Andrade

Prof. Marcos Gervasio Pereira



The image shows three handwritten signatures, each on a horizontal line. The top signature is 'Lúcia Helena Cunha dos Anjos', the middle is 'Aluísio Granato de Andrade', and the bottom is 'Marcos Gervasio Pereira'.

Aos meus pais e meus irmãos.

À minha esposa Adriana e minhas filhas Maria Eduarda e Maria Clara.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, o grande responsável pela existência de tudo e todos que contribuíram para que eu atingisse mais este momento privilegiado de minha vida.

Aos meus pais, irmãos, cunhados e sobrinhos, que muito se sacrificaram para que eu pudesse chegar até este momento.

As minhas incansáveis colaboradoras Maria Perpétua e Hortência, que muito se dedicaram durante todo trabalho.

A direção, professores, funcionários e estudantes do CANP-UFF, que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos professores Luiz Pedro Antunes e Fernando Gonçalves da Cruz Junior pelo apoio dado, colocando acima de tudo os interesses da instituição (UFF).

Aos professores do Departamento de Solos da UFRRJ pela contribuição dada durante o curso.

Ao amigo professor José de Arimathéa Oliveira por seu grande incentivo.

Aos colegas de curso pelo apoio e incentivo nos momentos de dificuldades.

Aos estudantes de Agronomia José Mário Piratello e de Licenciatura em Ciências Agrícolas Romildo Nicolau Alves pela dedicação nos trabalhos de laboratório.

Ao amigo Luciano Oliveira Toledo pela colaboração e convivência nos momentos mais difíceis de campo, laboratório e escritório (Computador).

Ao laboratorista Anselmo Boechat pela dedicação ao trabalho e amizade.

Aos agricultores do assentamento Mutirão da Paz, em especial aos senhores José Repolez, Joel, Adilson, Genésio, Tibiriçá, Alvacir e Alberto, que na sua simplicidade, souberam entender a importância do trabalho, disponibilizando seu tempo e áreas.

A pesquisadora Maria Elizabeth Fernandes Correia pela colaboração.

Ao DGEO – IA - UFRRJ, em especial aos professores Maria Hilde Barros Góes e José Miguel Peters Garcia e aos colegas José Eduardo Dias e Maria Sandra Cavalcante, pelo apoio dado.

A professora Lúcia Helena Cunha dos Anjos pela especial oportunidade de realizar o curso sob sua orientação, pelos ensinamentos, incentivo, confiança e amizade.

Ao professor Marcos Gervasio Pereira, não somente pela dedicação como co-orientador, mas pela paciência e amizade dedicada nos momentos de maior dificuldade no transcorrer do curso.

A Adriana, minha grande companheira, que soube superar com amor e dedicação todos os momentos de dificuldades.

Ao PICDT-CAPES pela bolsa concedida.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Carlos Eduardo Gabriel Menezes nasceu à 14 de maio de 1960, na cidade de Volta Redonda, Estado do Rio de Janeiro. Graduou-se em Licenciatura em Ciências Agrícolas em 1983, na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). A partir de agosto de 1983 passou a integrar o quadro de professores do Colégio Agrícola Nilo Peçanha da Universidade Federal Fluminense. Ingressou no curso de Pós-Graduação em Agronomia/Ciência do Solo - UFRRJ no ano de 1997, sendo bolsista do PICDT - CAPES durante todo período.

ÍNDICE GERAL

RESUMO	xii
ABSTRACT	xv
1 – INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 - QUALIDADE DO SOLO	4
2.2 - BACIA HIDROGRÁFICA	12
2.3 - EROÇÃO HÍDRICA	19
2.4 - PROPRIEDADES EDÁFICAS E SISTEMAS AGRÍCOLAS	35
3 - ÁREA DE ESTUDO	72
3.1 – LOCALIZAÇÃO	72
3.2 - CLIMA	73
3.3 - GEOLOGIA	74
3.4 - GEOMORFOLOGIA	75
3.5 - RELEVO	77
3.6 - VEGETAÇÃO	77
3.7 - SOLOS	79
3.8 - SISTEMA FUNDIÁRIO	79
3.9 - USO DAS TERRAS	81
4 - MATERIAL E MÉTODOS	83
4.1 - SELEÇÃO DAS UNIDADES DE PAISAGEM	83
4.2 - DIAGNÓSTICO DE DEGRADAÇÃO DO SOLO	90
4.3 - MÉTODOS ANALÍTICOS	91
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	96
5.1 - CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS	96
5.2 - PROPRIEDADES BIOLÓGICAS	101
5.3 - PROPRIEDADES FÍSICAS	107
5.4 - PROPRIEDADES QUÍMICAS	116
6 – CONCLUSÕES	133
7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	135

8- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	137
9 – ANEXOS	160
9.1 - DESCRIÇÃO DE PERFIL DO SOLO DAS ÁREAS ESTUDADAS	161
9.2 - CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA EDÁFICA E DAS PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS.	181

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1- Classificação dos elementos de uma vertente de Ruhe e Walker (1968) (extraído de Franzmeier, 1990)	25
Figura 2 – Nove formas geométricas de Ruhe (1975) (extraído de Franzmeier, 1990)	26
Figura 3 – Componentes da interceptação: P – Precipitação; ET – evapotranspiração; Ac – armazenamento nas copas; At – atravessamento nas copas; e F – fluxo nos troncos (extraído de Coelho Netto, 1995)	27
Figura 4 – Litologia da área da antiga Fazenda Pinheiros, município de Pinheiral – RJ (fonte: Laboratório de Geoprocessamento – IA/DG/UFRRJ).	75
Figura 5 – Feição de relevo típica da região de estudo.	76
Figura 6 - Geomorfologia da área da antiga Fazenda Pinheiros em Pinheiral – RJ (fonte: Laboratório de Geoprocessamento – IA/DG/UFRRJ).	78
Figura 7 - Principais coberturas vegetais verificadas na região: (a) floresta secundária, (b) agricultura e (c) pastagem.	82
Figura 8 - Vista parcial da unidade de paisagem Pasto Formado (PF).	85
Figura 9 - Vista parcial da unidade de paisagem Pasto Nativo (PN).	86
Figura 10 - Vista parcial da unidade de paisagem Floresta de Eucalipto (FE).	87
Figura 11 - Vista parcial da unidade de paisagem Floresta Secundária (FS).	88
Figura 12 - Vista parcial da unidade de paisagem Agricultura Anual (Agri).	89
Figura 13- Riqueza e densidade da fauna edáfica sob diferentes coberturas vegetais e posições na encosta incluído o grupo insetos sociais.	105
Figura 14 - Riqueza e densidade da fauna edáfica sob diferentes coberturas vegetais e posições na encosta excluído o grupo insetos sociais.	105
Figura 15– Densidade do solo em função da cobertura vegetal e posições na encosta.	110
Figura 16 – Diâmetro ponderado dos agregados (DMP) em função de cobertura vegetal e posições na encosta.	111
Figura 17 - Porosidade total em função da cobertura vegetal e posições na encosta.	111
Figura 18 – Composição textural do solo na camada de 0-20 cm, nas diferentes coberturas vegetais e posições da encosta.	114
Figura 19 – Composição textural do solo na camada de 20-40 cm, nas diferentes coberturas vegetais e posições da encosta.	115
Figura 20 – Ca + Mg nas diferentes coberturas vegetais e posições na encosta na profundidade de 0- 5 cm.	119
Figura 21 - Ca + Mg nas diferentes coberturas vegetais e posições na encosta	119
Figura 22 – Valores de pH do solo em função da cobertura vegetal, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm. Médias das diferentes posições da encosta.	121
Figura 23 – Valor S nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm para as diferentes coberturas vegetais e posições na encosta.	129
Figura 24 – Perfil do solo da área sob Pasto Formado (PF)	163
Figura 25 - Perfil do solo da área sob Pasto Nativo (PN)	167
Figura 26 - Perfil do solo da área sob Floresta de Eucalipto (FE).	171
Figura 27 - Perfil do solo da área sob Floresta Nativa Secundária (FS).	175
Figura 28 - Perfil do solo da área sob Agricultura Anual (Agri).	179

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 - Normais climatológicas do município de Pirai (RJ).	73
Quadro 2– Distribuição das principais unidades de mapeamento de solos da antiga Fazenda Pinheiros, Pinheiral-RJ.	80
Quadro 3 – Classificação dos solos e caracterização das paisagens	97
Quadro 4- Algumas características morfológicas e físicas dos perfis.	98
Quadro 5- Algumas características químicas dos horizontes diagnósticos superficiais e subsuperficiais.	100

ÍNDICE DE TABELAS

<i>Tabela 1 - Valores C da biomassa microbiana (mg kg^{-1}) nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais.</i>	102
<i>Tabela 2- Valores de densidade do solo e porosidade total nas diferentes coberturas vegetais e posições na encosta</i>	108
<i>Tabela 3 - Valores C org. (g kg^{-1}) nas camadas de 0-5 e 5-10 cm nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais</i>	123
<i>Tabela 4 – Valores de potássio (mg kg^{-1}) nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais.</i>	126
<i>Tabela 5- Valor V (%) nas camadas de 0-5 e 5-10 cm nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais</i>	131
<i>Tabela 6 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem pasto formado (PF).</i>	164
<i>Tabela 7 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem pasto nativo (PN).</i>	168
<i>Tabela 8 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem floresta de eucalipto (FE).</i>	172
<i>Tabela 9 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem floresta secundária nativa (FS).</i>	176
<i>Tabela 10 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem agricultura anual (Agri).</i>	180
<i>Tabela 11 - Fauna edáfica nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Terço médio.</i>	181
<i>Tabela 12 - Propriedades físicas do solo nas áreas sob diferentes coberturas vegetais (PF, PN, FE, FS e Agri).</i>	182
<i>Tabela 13 - Propriedades químicas nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Topo da encosta.</i>	183
<i>Tabela 14 - Propriedades químicas nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Terço superior da encosta.</i>	184
<i>Tabela 15 - Propriedades químicas nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Terço médio da encosta.</i>	185
<i>Tabela 16 - Propriedades químicas nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Terço inferior da encosta.</i>	186

RESUMO

Este trabalho foi realizado em áreas de solo Podzólico Vermelho-Amarelo, classe de solo dominante na região de estudo, na antiga Fazenda Pinheiros, município de Pinheiral (RJ), e teve por objetivo determinar a eficiência de propriedades do solo e da fauna edáfica na avaliação do potencial produtivo e do grau de degradação das terras, de forma a contribuir para um manejo agrícola sustentável. As áreas estudadas encontram-se sob cultivo agrícola, culturas anuais (Agri), pastagem formada (PF) e nativa (PN), e cobertura de floresta de eucalipto (FE) e mata nativa (FS), em quatro posições da vertente (topo, terço superior, médio, e inferior). Em abril de 1997 foram coletadas amostras de terra, em diferentes profundidades, para avaliar variações nas propriedades físicas, químicas, na biomassa e na fauna edáfica em função da cobertura vegetal e posição topográfica.

O carbono da biomassa microbiana (CBM) variou ligeiramente em função da profundidade (maior na seção de 0 - 5 cm) e da posição na encosta. Quanto à cobertura vegetal, o CBM foi maior no PN (443,4 mg kg⁻¹) e menor na FE (188,0 mg kg⁻¹). Para a fauna edáfica, a densidade de indivíduos variou de 420 ind.m⁻², no PN, a 154 ind.m⁻² na FE e 121 ind.m⁻² na área de Agri. Quanto à riqueza, os maiores valores (17 grupos) foram encontrados sob PN e PF, e na área de FE e os mais baixos (10 grupos) na de Agri.

A granulometria do solo indica o predomínio das classes texturais franco arenosa e franco argiloarenosa, na profundidade de 0-20 cm, e franco argiloarenosa e argiloarenosa, de 20-40 cm. A densidade do solo, para todas as posições na encosta, foi menor em FS (0,92 a 1,06 g cm⁻³) e maior no PF (1,32 a 1,40 g cm⁻³) e na FE (1,35 a 1,42 g cm⁻³). Conseqüentemente, a porosidade total foi maior em FS (0,58 a 0,64 cm³ cm⁻³) e menor nas

áreas sob PF (0,42 a 0,49 $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) e FE (0,44 a 0,45 $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$). O diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP) foi, em geral, maior em FS (4,22 a 5,80 mm) e menor em PN (3,50 a 4,25 mm) e Agri (2,41 a 3,70 mm).

As áreas sob PF apresentaram os menores níveis de alumínio (0,0 a 0,8 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e os maiores de cálcio (0,9 a 1,3 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e magnésio (0,8 a 1,7 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$). O contrário é observado nas áreas sob FE e FS. O pH, na maioria das posições da encosta, é menor nas áreas de floresta (FE e FS). O teor de C org. é significativamente maior nas áreas de FS (18,6 a 29,6 g kg^{-1}) e PN (13,8 a 31,4 g kg^{-1}), e menor na área de FE (6,6 a 16,7 g kg^{-1}). Quanto à posição topográfica, as diferenças são variáveis e aleatórias para as diferentes coberturas vegetais. Em geral, os teores de potássio encontram-se dentro da classe *média* (47 mg kg^{-1}) e os de fósforo assimilável na classe *baixa* (< 10 mg kg^{-1}), com pequena variação nas diferentes coberturas vegetais e posições da encosta. Nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, o valor S diminui do topo para o terço médio, com ligeiro aumento no terço inferior. Nas coberturas, destacam-se as maiores soma de bases para PF (2,2 a 3,7 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e as menores para FE (0,5 a 2,4 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e FS (0,6 a 1,3 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$). O valor V é menor que 50 %, diminuindo em profundidade, sendo significativamente maior nas áreas sob PF, e menor nas áreas de FE e FS, para todos os pontos da encosta.

A variação nas propriedades edáficas reflete a intensidade de manejo (adição de corretivos e fertilizantes) e de preparo do solo, as adições de carbono orgânico e a biociclagem de nutrientes; em função da quantidade e qualidade do material orgânico adicionado, da taxa de mineralização e da atividade biológica. Os índices CBM, teor de C

org., soma de bases, densidade do solo e porosidade total refletiram melhor as variações de cobertura vegetal e os processos erosivos e de degradação do solo.

ABSTRACT

This study took place in areas of Yellow-Red Podzolic, soil class that predominate in the region, located at the olden Pinheiros farm, municipality of Pinheiral, Rio de Janeiro State. The objective was to determine the efficiency of soil properties and of the soil fauna to assess the productive potential and degradation level of lands, in order to contribute to a sustainable agricultural management system. The studied areas are under cultivation with crops (Agri), pasture (PF), and native grass (PN), and with native secondary forest (FN) and eucalyptus forest (FE). For each land usage, sampling plots were selected in four different positions of the landscape: summit, shoulder, backslope, and footslope. Soil samples were taken in April 1997, at different soil depths, to measure variations in the physical and chemical properties, biomass, and in soil fauna as a function of land coverage and landscape position.

The carbon of microbial biomass (CBM) varied slightly with depth (highest in the 0-5 cm layer) and landscape position. As for the land coverage, the CBM was highest in the PN (443.4 mg kg⁻¹) and lowest in the FE (188.0 mg kg⁻¹). The animal density in the soil fauna ranged from 420 ind m⁻² in the PN area, to 154 ind m⁻² in the FE, and 121 ind m⁻² in the Agri area. As for the animal diversity (richness), the highest numbers (17 groups of animals) were found in the PN and PF areas, followed by the FE, and the lowest (10 groups) in the Agri area.

The soil texture showed the predominance of sandy loam and sandy clay loam classes, in the depth of 0-20 cm, and sandy clay loam and clay loamy, in the 20-40 cm layer. The bulk density, in all landscape positions, was lowest in the areas under FS (0.92 to

1.06 kg dm⁻³) and highest in the PF (1.32 to 1.40 kg dm⁻³) and FE areas (1.35 to 1.42 kg dm⁻³). As a consequence, the total porosity was highest in FS (58 to 64 cm³ cm⁻³) and lowest in the areas under PF (42 to 49 cm³ cm⁻³) and FE (44 to 45 cm³ cm⁻³). In general, the weighed average diameter of aggregates (DMP) was highest in the FS (4.22 to 5.80 mm) and lowest in the PN (3.50 to 4.25 mm) and Agri areas (2.41 to 3.70 mm).

The areas under PF showed the lowest levels of aluminum (0.0 to 0.8 cmolc kg⁻¹) and the highest of calcium (0.9 to 1.3 cmolc kg⁻¹) and magnesium (0.8 to 1.7 cmolc kg⁻¹). The contrary was observed in the areas under FE and FS. The pH, in most landscape positions, was lowest in the forest areas (FE and FS). The organic carbon content was significantly higher in the areas under FS (18.6 to 29.6 g kg⁻¹) and PN (13.8 to 31.4 g kg⁻¹), and lowest in the area under FE (6.6 to 16.7 g kg⁻¹). Regarding the landscape position, differences in organic C were random and variable when compared within the land coverage types. In general, the levels of potassium were within the limits of the class *medium* (47 mg kg⁻¹) and the content of available phosphorus in the class *low* (< 10 mg kg⁻¹), with small variations in the different land coverage and landscape positions. In the 0-5 and 5-10 cm layers, the S value decreased from the summit to the backslope position, and increased slightly in the footslope position. Comparing the land coverage, the highest sum of bases were found in the PF (2.2 to 3.7 cmolc kg⁻¹) and the lowest in the FE (0.5 to 2.4 cmolc kg⁻¹) and FS (0.6 to 1.3 cmolc kg⁻¹). The base saturation was below 50%, decreasing with depth, and it was significantly highest in the areas under PF, and lowest in the areas under FE and FS, in all landscape positions.

The modifications in the soil properties expressed the intensity of agricultural practices (liming and fertilizing), land cultivation, additions of organic carbon, and nutrient

turnover; as a function of quantity and quality of organic residues added, mineralization rate and biological activity. The properties CBM, organic carbon content, sum of bases, bulk density, and total porosity, showed best the variations in the type of land coverage and the erosion and soil degradation processes.

1 – INTRODUÇÃO

A degradação dos solos que compõem as paisagens de regiões tropicais e subtropicais, dentre os problemas relacionados aos recursos naturais, é um dos que tem despertado maior preocupação nas últimas décadas. Os fatores que concorrem para o aumento da degradação são decorrentes do uso e manejo inadequado das terras causando uma progressiva destruição de suas propriedades originais, com diminuição da produtividade, além de danos ambientais como poluição do ar, assoreamento e poluição dos cursos d'água.

Com a retirada da cobertura natural e posterior cultivo dos solos de áreas com relevo acidentado, a erosão passou a constituir um dos mais importantes componentes do processo de degradação destes solos, trazendo como consequência alterações em suas propriedades físicas, químicas e biológicas e modificando a paisagem da qual fazem parte.

O recém emancipado município de Pinheiral caracteriza-se por apresentar em sua área agrícola uma ocupação onde predominam minifúndios com culturas de subsistência e médias propriedades onde as atividades principais são a pecuária leiteira e de corte. Entre os problemas enfrentados por esses agricultores e pecuaristas, um dos mais importantes é a definição do uso adequado de suas terras que encontram-se, cerca de 70%, em relevo forte-ondulado e ondulado. Além do que, a incidência cada vez maior de chuvas altamente erosivas vem colaborando para a progressiva degradação dos solos com conseqüente diminuição de sua produtividade e danos aos mananciais hídricos.

O uso inadequado das terras por agricultores e pecuaristas na localidade do estudo, pode ser atribuído, entre outros motivos, à falta de conhecimento sobre os efeitos sócio-econômicos e ambientais da erosão das terras e da degradação dos solos. Como hipótese deste trabalho, considera-se que propriedades do solo podem ser usadas para caracterizar o estágio de degradação dos solos e identificar os fatores que concorrem para intensificação do processo erosivo, nas principais formas de paisagem da região. A partir dessas informações, é possível contribuir para um melhor planejamento de uso e conseqüente aumento da produção agrícola com menor impacto sobre a qualidade do ambiente e a integridade do ecossistema.

Com base nas considerações apresentadas, o presente trabalho tem os seguintes objetivos:

- 1) Determinar a eficiência de algumas propriedades do solo e da fauna edáfica como índices de avaliação do potencial produtivo e do grau de degradação das terras, nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais.

2) Caracterizar, através do uso de indicadores de qualidade do solo, o estágio atual de degradação dos solos e conseqüente perda de produtividade agrícola em áreas representativas do município de Pinheiral (RJ).

3) Contribuir para orientação do manejo de sistemas de produção agrícola no município de Pinheiral, dentro de modelos de desenvolvimento sustentável e de sistemas mistos (agrosilvopastoris) de uso da terra.

2 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - QUALIDADE DO SOLO

2.1.1 - CONCEITUAÇÃO

O solo é um importante componente da biosfera terrestre, atuando na produção de alimentos e fibras e também na manutenção da qualidade do meio ambiente, agindo como filtro e tampão ambiental para água, ar, nutrientes e produtos químicos. O conhecimento sobre este papel do solo pode aumentar o interesse pela utilização do mesmo como parâmetro de avaliação da qualidade do ambiente (Doran e Parkin, 1996).

O processo de avaliação de solos não é novo. Para Warkentin (1995) avaliações de padrões de crescimento de culturas já estavam presentes nas primeiras publicações sobre o assunto e, certamente, precedem a estes registros. Karlen et al. (1997) citam relatos de Keen (1931) de estudos sobre requerimentos para culturas e o desempenho de diferentes solos

como suporte para produção de colheitas. Outros exemplos são citados por Kellogg (1955) e Klingebiel (1991), com o objetivo de facilitar o uso de mapas e informações de classificação de solos, onde a interpretação de resultados de pesquisa em distintos tipos de solos foi utilizada para prever o comportamento dos solos sob determinadas condições. Estão incluídos nestes exemplos a estimativa de produtividade para avaliação de terras rurais; a avaliação de aptidão para produção de culturas com ou sem drenagem; e estimativas para riscos a erosão, permeabilidade a água e capacidade de armazenamento de água.

Por outro lado, a partir da década de 90, a avaliação de solos têm sido tratada dentro do enfoque de qualidade do solo ou saúde do solo, ou ainda sustentabilidade do solo.

O conceito de qualidade do solo tem sido sugerido por vários autores (Lal 1991; Granatstein e Bezdicek, 1992; Karlen et al., 1992; Papendick e Parr, 1992; Parr et al., 1992; Sanders, 1992) como uma boa ferramenta para avaliar a longo prazo, a sustentabilidade de práticas agrícolas em níveis local, regional e internacional.

Entre as definições de qualidade do solo, a ‘Soil Science Society of America’ apresenta na edição de junho de 1995 do ‘Agronomy News’ a seguinte: “qualidade do solo é a capacidade de um específico tipo de solo para funcionar, dentro de limites de ecossistemas naturais ou manejados, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água, e suportar a habitação e saúde humana”.

O National Research Council (1993), reconhecendo a importância ambiental do conceito de qualidade do solo (Sims et al., 1997), apresentou a seguinte definição: “qualidade do solo é a capacidade do solo de promover o crescimento de plantas; proteger os mananciais hídricos, através do controle da infiltração e distribuição da precipitação; e

impedir a poluição do ar e da água, através do potencial tampão de poluentes tais como agroquímicos, resíduos orgânicos e produtos químicos industriais.”

Doran e Parkin (1994) conceituaram qualidade do solo, relacionada ao uso da terra e limites do ecossistema, como a capacidade do solo de sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde humana, animal e vegetal. Um outro conceito apresentado por Doran e Jones (1996) afirma que qualidade do solo é a sua capacidade de produzir alimentos e fibras e, ao mesmo tempo, funcionar como importante interface com o meio ambiente.

Karlen et al. (1997) apresentam um sistema conceitual de avaliação no qual a qualidade do solo é uma característica inerente do solo ou ela é a condição de saúde do solo. No primeiro caso, como qualidade inerente do solo ela é governada por processos de formação do solo. Assim, cada solo tem uma habilidade natural para funcionar. Estas características inerentes podem ser definidas por um conjunto de valores que reflete o completo potencial de um solo para realizar uma função específica. O segundo enfoque para avaliar qualidade do solo assume que se o solo está funcionando de acordo com seu completo potencial para um uso específico da terra (talvez pela adoção das melhores práticas de manejo), ele tem excelente qualidade; ao passo que se está funcionando bem abaixo de seu potencial ele pode ser considerado como tendo baixa qualidade.

Santana e Bahia Filho (1998) afirmam que a qualidade do solo descreve a capacidade do solo para exercer funções de produção biológica, qualidade do ambiente e promover a saúde das plantas e dos animais de maneira sustentável. Os mesmos autores destacam a importância da relação entre qualidade do solo e sustentabilidade agrícola, afirmando ser a qualidade do solo o vínculo mais importante entre o sistema de produção e

a sustentabilidade da agricultura e, portanto, o componente crítico de uma agricultura sustentável.

2.1.2 - INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO

Para o estudo da avaliação da qualidade do solo é necessário definir *indicadores de qualidade do solo* que, segundo Papendick e Parr (1992), são de difícil identificação pela necessidade de considerar as múltiplas funções do solo em manter produtividade e bem estar ambiental, e por integrar atributos físicos, químicos e biológicos que definem estas funções. Contudo, Action e Padbury (1993) conceituaram atributos de qualidade do solo como propriedades mensuráveis do solo que influenciam na capacidade do solo de favorecer a produção agrícola e nas funções ambientais do solo. Para Action e Padbury (1993) um atributo (indicador) de qualidade do solo deve ser uma propriedade do solo mensurável que influencia a sua capacidade de realizar uma função específica.

Doran e Parkin (1996) afirmaram que para ser de uso prático por produtores, extensionistas, conservacionistas, cientistas e políticos, o conjunto de indicadores de qualidade e de saúde do solo devem ser úteis no contexto de situações ecológicas e sócio-econômicas. Segundo os mesmos autores indicadores de qualidade devem atender aos seguintes critérios:

- a) Ter boa correlação com processos do ecossistema;
- b) Integrar processos e propriedades físicas, químicas e biológicas e ser categorizado como informação básica, necessária para estimar funções ou propriedades do solo de difícil medição direta;

c) Ser de fácil uso sob condições de campo e igualmente acessível para produtores e especialistas, relativamente a outros parâmetros;

d) Ser sensível a variações do clima e manejo. Os indicadores devem ser sensíveis o suficiente para refletir a influência do manejo e clima em mudanças a longo prazo na qualidade do solo, mas não ser tão sensível para ser influenciado a curto prazo; e

e) Ser componente de bases de dados de solos existentes, quando possível.

Doran e Jones (1996) afirmam que indicadores devem descrever a maioria dos processos ecológicos no solo, assegurando-se de que as medidas feitas reflitam condições reais e de campo para um determinado manejo. Além disso, o apropriado uso dos indicadores de qualidade de solo depende de como eles se integram em um dado ecossistema. Já Bezdicek et al. (1996) destacam que a sensibilidade de diferentes indicadores para detectar mudanças na qualidade do solo pode variar consideravelmente, em escala espacial e temporal.

2.1.3 - AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO

Quanto à forma de avaliar a qualidade do solo, esta pode ser quantitativa ou qualitativa. A avaliação quantitativa requer, segundo Doran e Parkin (1996), a análise das diversas funções exercidas pelos solos, suas variações no tempo e espaço, e as possibilidades de modificações. No entanto, a relação entre indicadores de qualidade do solo e as várias funções do solo nem sempre é simples, isto é, variando linearmente com a magnitude do indicador, como se esperaria (Janzen et al., 1992, apud Doran e Parkin, 1996). Por esta razão, em geral, as formas de avaliação da qualidade do solo são qualitativas, isto é, através da saúde do solo.

Larson e Pierce (1994) apresentam um método de avaliação da qualidade do solo no qual a mudança de estado, em um determinado sistema de manejo, é usada como uma medida de sustentabilidade. Os autores sugerem um mínimo de parâmetros, temporalmente variáveis, que devem ser usados para monitorar mudanças na qualidade do solo.

Em outro trabalho, Karlen e Stott (1994) propõem um método de campo para avaliar mudanças, em locais específicos, na qualidade do solo. Estes autores definem como solo de alta qualidade aquele que: 1- permite a entrada de água; 2- retém e fornece água para as plantas; 3- resiste à degradação; e 4- suporta o crescimento de plantas.

O índice de qualidade do solo (QS) descrito por Doran e Parkin (1994) baseia-se na performance do solo ao contribuir para os seguintes pontos: 1- produção sustentável; 2- qualidade ambiental; e 3- saúde animal e humana; e em características do ambiente. Este índice compõe-se dos seguintes elementos:

$$QS = f(QSE1, QSE2, QSE3, QSE4, QSE5, QSE6)$$

onde os elementos da qualidade do solo e do ambiente são:

QSE1 = produção de alimentos e fibras.

QSE2 = erosividade.

QSE3 = qualidade do lençol freático.

QSE4 = qualidade da água de superfície.

QSE5 = qualidade do ar.

QSE6 = qualidade de alimentos.

Vários atributos do solo têm sido sugeridos para medição de mudanças devidas à degradação da qualidade do solo, em escala temporal e espacial. Arshad e Coen (1992)

indicam, de forma generalizada, a profundidade do solo e o conteúdo de matéria orgânica como propriedades do solo freqüentemente afetadas pelos processos de degradação.

Karlen et al. (1994) apontam vários atributos biológicos, incluindo biomassa microbiana, respiração, enzimas do solo e atividade de minhocas como importantes indicadores de qualidade. Karlen et al. (1992) também sugerem a biomassa microbiana do solo como importante indicador biológico para avaliação dos efeitos do manejo de solo e de culturas agrícolas na qualidade do solo.

Condições físicas, como espaço poroso preenchido por água, que influenciam a atividade biológica, têm sido identificadas como importante indicadores de qualidade do solo. Embora o espaço poroso e outros indicadores biológicos sejam, temporalmente e talvez espacialmente, mais dependentes do que outros indicadores físicos tais como densidade do solo ou indicadores químicos como CTC, eles podem apresentar respostas rápidas a variações nas práticas de manejo de solo e culturas (Linn e Doran, 1984; Doran et al., 1990).

Outras propriedades físicas são a distribuição de tamanho e da estabilidade de agregados do solo, sugeridas por Arshad e Coen (1992) como indicadores para avaliar os efeitos de práticas de manejo do solo e de cultura na qualidade do solo. Estas propriedades são importantes pela sua relação com a resistência do solo à erosão (Luk, 1979 apud Guerra, 1995). A dispersão da fração argila em água tem sido também relatada como indicador para efeitos de erosão e escoamento superficial na qualidade dos solos (Miller e Baharuddin, 1986; Stern et al., 1991).

As propriedades químicas também são importantes na avaliação da qualidade do solo. O conteúdo de carbono orgânico tem sido sugerido como indicador de qualidade do

solo, entre outras razões, por que a diminuição deste componente pode estar diretamente relacionada à redução da estabilidade de micro e macroagregados (Tisdall e Oades, 1982; Churchman e Tate, 1987; Pojasok and Kay, 1990). O aumento nas concentrações de nutrientes, matéria orgânica e íons hidrogênio (diminuição do pH) na superfície do solo, e a significativa estratificação de fósforo e potássio têm sido relatados por vários pesquisadores como propriedades associadas à modificações na qualidade das terras (Erbach, 1982; Blevins et al., 1983).

Larson e Pierce (1994) propuseram cinco atributos de qualidade do solo e sugerem que a combinação de propriedades físicas, químicas e biológicas em um solo possibilita que ele realize três funções: 1- prover um meio para o crescimento das plantas; 2- regular e distribuir o fluxo de água através do ambiente; e 3- servir como um tampão ambiental. Estes autores avaliam como solos eficientes quanto à qualidade aqueles que:

- a) Recebem, retêm e liberam nutrientes e outros constituintes químicos;
- b) Recebem, retêm e liberam água para as plantas, lençol freático e rios;
- c) Promovem e sustentam o crescimento de raízes;
- d) Mantêm apropriado ambiente biótico; e
- e) Respondem ao manejo e resistem à degradação.

Karlen e Stott (1994) propuseram avaliar a qualidade do solo pelo uso de várias medidas do solo que permitam estimar como o solo deve funcionar para receber e reter água, resistir a degradação e suportar o crescimento de plantas.

2.2 - BACIA HIDROGRÁFICA

A crescente preocupação com a conservação dos recursos naturais renováveis é resultante dos efeitos da própria interferência do ser humano no ambiente. Entre outros eventos, a redução no volume de recursos hídricos, devida à destruição das matas e modificações do ciclo hidrológico, vem gerando sérios problemas, entre eles a redução na oferta de alimentos (Corrêa, 1995).

Segundo Freitas (1996) a cada 20 anos dobra o volume de água consumida pela humanidade, sendo prevista para o continente europeu uma igualdade nos volumes captados e disponíveis de água já no ano 2050. Esta relação era de 1 para 9 em 1970.

Como consequência, observa-se o crescente interesse em se restabelecer as faixas de mata ciliar, a proteção dos mananciais, os bosques, o manejo adequado do solo e das terras na bacia de captação, para reduzir o escoamento superficial da água nas encostas, com atenção especial para as áreas de culturas e pastagens degradadas. Lorenzi (1992) e Primavesi et al. (1997) concordam que essas práticas de recuperação do ambiente devem ser realizadas nos limites de bacias hidrográficas. Esta posição está de acordo com aquela apresentada no artigo 258 da Constituição do Estado do Rio de Janeiro (1989) o qual determina a “adoção das áreas das bacias e sub-bacias hidrográficas como unidades de planejamento e execução de planos, programas e projetos”.

2.2.1 - CONCEITUAÇÃO

Muitas são as definições e conceitos encontrados sobre bacia hidrográfica. No mais simples, bacia hidrográfica é definida como uma área de formação natural, drenada por um curso d'água e seus afluentes, a montante de uma seção transversal considerada, para onde

converge toda a água da área em questão (BRASIL, 1987). Já Coelho Netto (1995), descreve bacia hidrográfica como sendo uma área da superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial. Afirmar ainda ser seu limite conhecido como divisor de drenagem ou divisor de água. Segundo Osaki (1994) bacia hidrográfica é uma área delimitada do terreno para onde convergem todos os declives, ou ainda, uma área geográfica compreendida entre um fundo de vale, que pode ser um rio, várzea ou sanga, e os espigões que são os divisores de água, que delimitam os pontos a partir dos quais a água das chuvas converge para um mesmo lugar, que é o fundo do vale.

Em um conceito mais abrangente, Valcarcel (Informação pessoal) define bacia hidrográfica como um sistema natural, dinâmico, dentro do qual a água está em constante movimento, associado com outros ciclos e processos, como por exemplo: ciclo de nutrientes, balanço energético, sucessão vegetal, etc. Afirmar ainda que sobre este sistema está sobreposto, com maior ou menor intensidade, um sistema social e econômico, igualmente dinâmico.

A bacia hidrográfica, como uma unidade hidrogeomorfológica, pode ser considerada um bom exemplo de sistema aberto, que recebe impulsos energéticos das forças climáticas atuantes sobre a sua área e que perde energia através da água, dos sedimentos e dos solúveis que a deixam através de um ponto de saída (Lima, 1976; Coelho Netto, 1995).

2.2.2 - MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

O manejo de bacias hidrográficas pode ser definido como a administração dos recursos naturais de uma área de drenagem (bacia), primariamente voltado para a produção de alimentos e proteção e preservação dos mananciais hídricos, incluindo práticas de controle à erosão e de prevenção de enchentes e a proteção dos aspectos estéticos associados à presença da água (Emmerich & Marcondes, 1975; Lima, 1976).

As bacias hidrográficas são consideradas as melhores unidades físicas de planejamento ambiental e manejo. O que se dá pela importância da água como um dos elementos físicos principais na composição da paisagem terrestre, interligando fenômenos da atmosfera inferior e da litosfera, e interferindo na vida vegetal, animal e humana (Coelho Netto, 1995). Outra razão é o fato de que as bacias, principalmente as unidades menores ou sub-bacias, são fisicamente bem caracterizadas, estando toda área de terra, por menor que seja, integrada a uma bacia hidrográfica (Osaki, 1994). Elas agrupam de tal forma características ambientais que conferem identidade única e peculiar a uma dada região. Por este motivo são recomendadas por vários pesquisadores para utilização como unidades amostrais (Hewlett & Nutter, 1969; Odum, 1988; Vivas, 1975).

O planejamento e manejo de uma bacia hidrográfica deverá considerar não somente os aspectos ambientais (hidrológicos, edafológicos, da fauna e da flora), mas também os sócio - econômicos, relacionados a comunidade que intervém na dinâmica da bacia e aqueles que porventura venham sofrer conseqüências dessa intervenção. No planejamento da intervenção humana deve ser considerado o risco dos efeitos hidrológicos e geomorfológicos de processos naturais e antrópicos se propagarem a jusante por meio de

bacias hidrográficas adjacentes (Coelho Netto, 1995 b). Este risco é comum quando o interesse do planejador recai apenas sobre uma área restrita da bacia.

Freitas & Ker (1996) afirmam que os sistemas de manejo, compreendendo todas as práticas que visem incrementar e/ou manter a produtividade do solo, devem ser investigados como um sistema integrado, tanto a nível de cultura como de propriedade agrícola. Este tipo de investigação, segundo os mesmos autores, será tanto mais efetivo, quanto mais próximo do agricultor for realizado, já que este é o usuário, e portanto, o maior interessado na tecnologia gerada. Para isto a unidade física definida como bacia hidrográfica, é o ecossistema agrícola ideal, por ser de fácil controle, conhecido e facilmente monitorável.

No Brasil, segundo Freitas & Ker (1996), dos vários trabalhos iniciados para estudo de bacias hidrográficas, anteriores a implantação do Programa Nacional de Microbacias Hidrográficas (PNMH) em 1978, apenas dois tiveram continuidade. Um deles no Nordeste, visando a caracterização hidrológica da região do semi-árido, através da instalação de quatro bacias experimentais, para o desenvolvimento de dispositivos de medição de escoamento superficial e perda de solo, e para obtenção de dados sobre a influência da vegetação no escoamento. Na região Sul, foram instaladas áreas experimentais para estudos de manejo e conservação do solo em 18 bacias representativas de sub-regiões selecionadas segundo clima, relevo, solo, cobertura vegetal e hidrologia. Os estudos objetivam a determinação de perdas de água, solo e nutrientes, para o desenvolvimento de práticas que reduzissem escoamento superficial e taxas de erosão, além de conservar o potencial dos solos em época de estiagem.

2.2.3 - EROÇÃO E POLUIÇÃO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Park (1981) e Knigton (1984) apud Cunha (1996) apontaram dois importantes grupos de intervenção antrópica nas bacias hidrográficas: 1- modificações no canal fluvial para controlar vazões (armazenamento em reservatórios ou desvios das águas) ou para alterar a forma do canal (obras de engenharia para diferentes fins); e 2- mudanças indiretas que resultam das atividades humanas, realizadas fora das área dos canais mas que modificam o comportamento e composição da descarga e da carga sólida do rio. Tais atividades estendem-se ao longo da bacia hidrográfica e estão ligadas ao uso da terra como o desmatamento, remoção de vegetação protetora, práticas agrícolas inadequadas, construção de habitações e urbanização como um todo.

Em um estudo na bacia hidrográfica do Ribeirão do Marins, município de Piracicaba – SP, Focht et al. (1997) avaliaram as perdas por erosão de solo, dos elementos nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), nos sistemas de colheita de cana-de-açúcar com e sem queima prévia. No sistema sem queima prévia as perdas de solo foram cinco vezes menores que no sistema com queima, o mesmo ocorrendo com as perdas médias anuais de nutrientes por erosão, que diminuíram em 80% no primeiro sistema.

Comparando quatro sistemas de preparo do solo no município de Paty do Alferes-RJ, Núñez (1998) observou menores perdas por erosão nos tratamentos com tração animal e plantio em nível e com cultivo mínimo, e como consequência houve maior acúmulo de metais pesados nestes tipos de preparo de solo. As menores concentrações de metais pesados na camada superficial do solo e, conseqüente maior concentração nos sedimentos

transportados pela enxurrada, foram observadas no solo cultivado com aração no sentido do maior declive (morro abaixo) e com queima dos restos culturais.

Núñez (1998) destaca ainda os riscos de contaminação de corpos d'água, os quais são utilizados como fonte de água para animais e para irrigação de culturas. Estes problemas decorrem da adoção de práticas de cultivo pouco recomendáveis para a área, que é altamente susceptível à erosão, associadas à utilização de elevadas quantidades de agroquímicos.

Segundo Van der Weid (1996), a poluição por fertilizantes e mais ainda por pesticidas afetam tanto as reservas superficiais de água como aquelas no subsolo, tornando-as muitas vezes inutilizáveis. O mesmo autor destaca que os biocidas (fungicidas, herbicidas e pesticidas) além do seu efeito nocivo para o ambiente como um todo, podem voltar-se contra a agricultura que buscam proteger.

Amaral Sobrinho et al. (1997) ressaltam que a acidez e a maior adsorção aniônica dos solos intemperizados das regiões tropicais (v.g. Latossolos e Podzólicos), determinam a necessidade de grande quantidade de corretivos de acidez e fertilizantes fosfatados, os quais poderão contribuir para o aumento do potencial poluidor dos metais pesados presentes nestes produtos, em relação a ambientes temperados.

Alguns resíduos orgânicos, como os esterco amplamente empregados na agricultura, também podem constituir fontes poluidoras do solo e dos mananciais hídricos. King (1996) afirma que no passado o conteúdo de elementos metais nos esterco só era afetado pelo conteúdo dos alimentos. Hoje a dieta das aves e suínos é suplementada com mais de 250 mg Cu kg⁻¹ deste elemento na forma de CuSO₄ e acima de 80 kg Zn kg⁻¹ na

forma de ZnSO_4 . Essas adições resultam em elevadas concentrações de Cu e Zn nos esterco de aves e suínos.

O maior número de relatos de contaminação do solo com metais pesados refere-se ao elemento Cu. Inicialmente (1917), através do uso da calda bordalesa (Baker, 1990) e posteriormente pelo emprego de diversos fungicidas cúpricos (Adriano & Elrashidi, 1994).

Coetzee (1993) considera que os metais liberados num ecossistema tendem a acumular-se nos sedimentos através de processos de adsorção e precipitação, tornando-se parte mais ou menos permanente do ecossistema. Afirma ainda, que processos de remobilização, no qual as águas representam a principal via, podem reintroduzir esses elementos nos ecossistemas em formas biodisponíveis.

Em experimentos realizados para avaliação de perdas de metais pesados por erosão em terrenos de altas declividades, Gambrell (1994) verificou elevadas perdas de Cd, Cu, Mn, Ni e Zn nos sedimentos erodidos, sendo os valores de Cd, Cu e Zn, superiores aos permitidos para o lançamento destes elementos em ambientes aquáticos pela Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA).

Com o aumento do consumo de fertilizantes é grande também o risco de eutrofização dos mananciais hídricos. A mortalidade de peixes em rios e lagos é um exemplo comum que tem sido observado como consequência do excesso de nutrientes e da escassez de oxigênio da água devido ao aumento da demanda biológica deste elemento (Dias et al., 1995).

2.3 - EROÇÃO HÍDRICA

Historicamente, grande parte das áreas agrícolas do território brasileiro foram degradadas já no período da colonização, com o extrativismo de espécies florestais e pela derrubada e queima indiscriminada das matas para implantação de culturas como cana de açúcar, café e de pastagens. Posteriormente, pela expansão da fronteira agrícola com as culturas de soja, cereais diversos, algodão e fumo, e do aumento de áreas de produção de madeira. Este processo é agravado quantitativa e qualitativamente pelo aumento da população e conseqüente maior necessidade de alimentos.

Em todos esses ciclos de produção, a erosão hídrica foi e continua sendo o mais importante dos fatores que atuam na degradação dos solos. Esta modalidade de erosão causa relevantes perdas de solo, água e nutrientes adsorvidos às partículas de argila e matéria orgânica e/ou carregados pelas enxurradas, e constitui uma das causas da decadência de lavouras e diminuição da produtividade dos solos.

2.3.1 - CONCEITUAÇÃO

A erosão hídrica é, fundamentalmente, a ação mecânica das águas da chuva sobre o solo (Silva et al., 1997). Ela origina um processo de desagregação, transporte e deposição das partículas do solo pela chuva e pelo escoamento superficial (Ellison, 1947; Bertone e Lombardi Neto, 1990). A ação dos agentes erosivos determina a ocorrência de quatro subprocessos, simultâneos ou não a saber: 1- desagregação do solo pelo impacto das gotas de chuvas; 2- transporte das partículas desagregadas pelo salpicamento das gotas de chuvas; 3- desagregação do solo pelo fluxo superficial de água; e 4- transporte das partículas desagregadas pelo fluxo superficial de água (Meyer e Wischmeier, 1969). A erosão hídrica

é causada por forças ativas, como características da chuva, a declividade e o comprimento da pendente e a capacidade que tem o solo de reter água; e por forças passivas, como a resistência que exerce o solo à ação erosiva da água e a densidade da cobertura vegetal (Hudson, 1971; Soares e Castro, 1980).

O processo erosivo dos solos é um processo natural que pode ser acelerado como resultado da intervenção do homem. Alvarenga et al. (1998) interpretam como erosão geológica ou natural aquela que ocorre lentamente e de forma quase imperceptível em um curto espaço de tempo, e pode ser considerada benéfica sob o ponto de vista da sua importância na formação do solo e da paisagem como um todo. Esta forma se contrapõe à erosão acelerada, normalmente ocasionada pela intervenção antrópica no sistema, que tem contribuído para degradação de grandes áreas e, em alguns casos, produzido efeitos catastróficos para o ambiente. Ainda segundo os mesmos autores, quanto à erosão natural, a velocidade de formação dos solos é equilibrada com a velocidade de degradação e a taxa de pedogênese equivale à taxa de erosão natural, sendo estes processos antagônicos necessários para o desenvolvimento dos solos e ocorrendo em toda a superfície terrestre, mesmo sob vegetação exuberante.

Sobral Filho et al. (1980) classificaram a erosão do solo para fins de avaliação das condições de seu aproveitamento agrícola, da seguinte forma:

Erosão laminar: é o tipo de remoção mais ou menos uniforme do solo de uma área, sem o aparecimento de sulcos na superfície. Ocorre em terrenos de declive uniforme, sendo mais intensa na época de preparo de solo, quando geralmente este está desprovido de vegetação e tem início o período de chuvas. Não é tão evidente para o agricultor como são

as outras formas, pois remove o solo uniformemente, somente sendo percebida quando seus efeitos se refletem no decréscimo de produção.

Erosão em sulcos: é a remoção do solo formando sulcos e canais pela concentração do escoamento superficial da água. Esta forma de erosão é facilmente perceptível, iniciando-se por qualquer irregularidade ou depressão da superfície do terreno desprotegido ou trabalhado indevidamente. Conforme as características do solo, as irregularidades aumentam de dimensão pelo deslocamento das partículas de solo, causado pela força erosiva do escoamento superficial nos terrenos declivosos, aprofundando-se e formando sulcos que, em fase mais adiantada, se transformam em grandes valas que caracterizam as *voçorocas*.

Alguns trabalhos conceituam separadamente a erosão hídrica em entre sulcos e em sulcos (Veiga et al., 1993; Braidá e Cassol, 1996). O escoamento superficial de água, inicialmente, se dá na forma de fluxo laminar raso e, com seu avanço no sentido do maior declive, tende a concentrar-se em áreas restritas da superfície, formando pequenos canais e sulcos (Ellison, 1947). Nas áreas onde ocorre o fluxo laminar raso, predomina a desagregação, pelo impacto das gotas de chuva, e o transporte, pelo fluxo laminar raso, caracterizando uma área de erosão em entressulcos. Onde o fluxo se concentra, tanto a desagregação como o transporte são acentuados, resultando em uma área de erosão em sulcos (Ellison, 1947; Meyer et al., 1975).

2.3.2 - FATORES QUE INFLUENCIAM A TAXA DE EROÇÃO HÍDRICA

2.3.2.1 - Material de origem e características dos solos

O material de origem, sob a influência de outros fatores, governa as características e propriedades dos solos formados, influenciando na capacidade de infiltração e permeabilidade do solo e na sua resistência ao desprendimento e transporte pela chuva e escoamento. Segundo Oliveira et al. (1992) o material de origem, qualquer que seja sua fonte, tem primordial importância em muitos atributos do solo, entre os quais se destacam a textura, a cor, a composição química e mineralógica.

Estudos de tipos de solos diferentes, derivados de rochas diversas, vêm demonstrando correlação entre determinados atributos de solos e sua suscetibilidade à erosão, principalmente teor de gibbsita e óxidos de ferro, textura, estrutura, permeabilidade e porosidade, além da relação silte/argila (Lacerda e Bahia, 1998).

Segundo Ferreira (1988), os Latossolos Vermelho-Amarelos, por apresentarem menores teores de óxidos de ferro e maior relação caulinita/ gibbsita, têm estrutura com tendência para blocos subangulares, que proporciona menor permeabilidade e aumenta a suscetibilidade destes solos à erosão laminar. Já os Latossolos Vermelho-Escuros, que apresentam maiores teores de gibbsita e óxidos de ferro, os principais responsáveis pela estrutura granular, têm maior permeabilidade à água (Silva et al., 1994), e, como consequência, maior tendência de ocorrência de erosão em sulcos.

Para Resende (1985), quanto à suscetibilidade a erosão, o grau de desenvolvimento da estrutura do solo pode ser considerado como um dos fatores mais importantes, já que esta propriedade altera em muito as características do solo condicionadas pela textura.

Solos com grau forte de desenvolvimento de agregados são mais resistentes à erosão, devido à resistência que estes oferecem à desagregação pela água (Venturim & Bahia, 1998) e por permitirem uma movimentação mais fácil da água em relação àqueles solos de mesma textura, porém de fraca agregação (Ferreira, 1992).

Venturim e Bahia (1998) constataram que os solos com textura mais grosseira, devido à menor agregação de suas partículas, são mais facilmente erodíveis. Resende (1985) mostrou que a suscetibilidade do solo à erosão tende a aumentar quando os teores de areia fina e silte são mais elevados e a diminuir com a elevação dos teores de argila e matéria orgânica. Pelo seu efeito na estruturação do solo e na formação de agregados estáveis, a quantidade e a qualidade da matéria orgânica do solo condicionam as suas condições físicas, tornando o solo mais resistente à erosão (Baver, et al., 1972).

A permeabilidade do solo afeta diretamente a quantidade de água que escorre superficialmente ou subsuperficialmente. Portanto solos pouco permeáveis tendem a ser mais erodíveis, pois favorecem o arraste das partículas através do escoamento superficial e subsuperficial (Venturim e Bahia, 1998).

2.3.2.2 - Relevo

A topografia do terreno, representada pela declividade e pelo comprimento das lançantes, exerce acentuada influência sobre a erosão. O tamanho e quantidade do material arrastado pela água em suspensão dependem da velocidade com que ela escorre, a qual é uma resultante do comprimento do lançante e do grau de declividade (Bertone e Lombardi Neto 1990). Para Almeida (1981), o aumento do declive acentua as perdas por erosão devido ao aumento da velocidade de escoamento da água, aumentando assim a sua

erosividade. Portanto, aumentando-se o comprimento da rampa, para uma declividade, ou para um mesmo comprimento de rampa, ou aumentando-se a declividade há aumento das perdas de solo por erosão (Souza e Bahia, 1998). Bertoni et al. (1975) também demonstraram que para um mesmo ambiente e declives variados a erosão tem relação com o comprimento da rampa e declive.

Como verificado em diferentes trabalhos (Malo et al., 1974; Woods e Schuman, 1988; e Boehm e Anderson, 1997), a posição de determinada área na encosta também tem grande importância na intensidade do processo erosivo e conseqüentes alterações nas propriedades do solo e na paisagem. Em algumas posições são maiores as perdas por erosão e em outras maiores quantidades de sedimentos são adicionadas, expondo ou formando solos com diferentes características.

Franzmeier (1990) apresenta a classificação dos elementos de uma vertente, de Ruhe e Walker (1968) (Figura 1), individualizados em: “summit”, que corresponde ao topo da encosta de topografia plana a suavemente ondulada; “convex shoulder”, que corresponde ao terço superior convexo da encosta; “linear backslope”, para o terço médio da encosta; “concave footslope”, para o terço inferior côncavo da encosta; e “concave toeslope”, para a baixada aluvio/coluvial côncava ao fim da encosta.

A geometria das vertentes é um importante determinante do movimento da água e dos processos geomórficos e pedológicos que ocorrem na paisagem (Fernandes, 1998). Ruhe (1975) classificou as vertentes segundo sua forma geométrica, considerando os componentes largura e comprimento. As formas de linhas de contorno para largura, convexa, linear e côncava, foram combinados com as mesmas três formas para o comprimento das encostas, dando origem a nove classes de formas de vertente (Figura 2).

Franzmeier (1990) destaca a utilidade destas classes para prever o tipo de fluxo hidrológico, por exemplo se ele é convergente, divergente ou laminar; colaborando assim, para a identificação do processo erosivo. Segundo Resende (1985), a remoção de partículas e água ocorre de maneira diferente conforme a forma da encosta. A erodibilidade aumenta da forma côncava para a convexa, pois há uma maior instabilidade ocasionada pela concentração de água, principalmente no terço inferior de encosta.

2.3.2.3 - Cobertura vegetal e práticas agrícolas

A resistência que o solo exerce à ação erosiva da água está determinada por diversas de suas propriedades físicas e químicas e pela natureza e quantidade de revestimento vegetal (Bertone e Lombardi Neto, 1990).

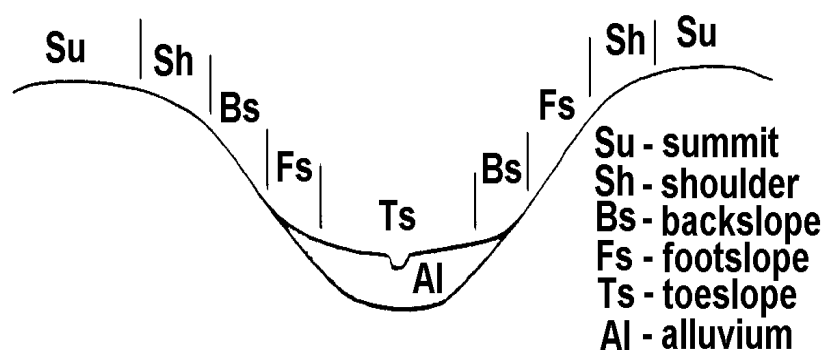


Figura 1- Classificação dos elementos de uma vertente de Ruhe e Walker (1968) (extraído de Franzmeier, 1990)

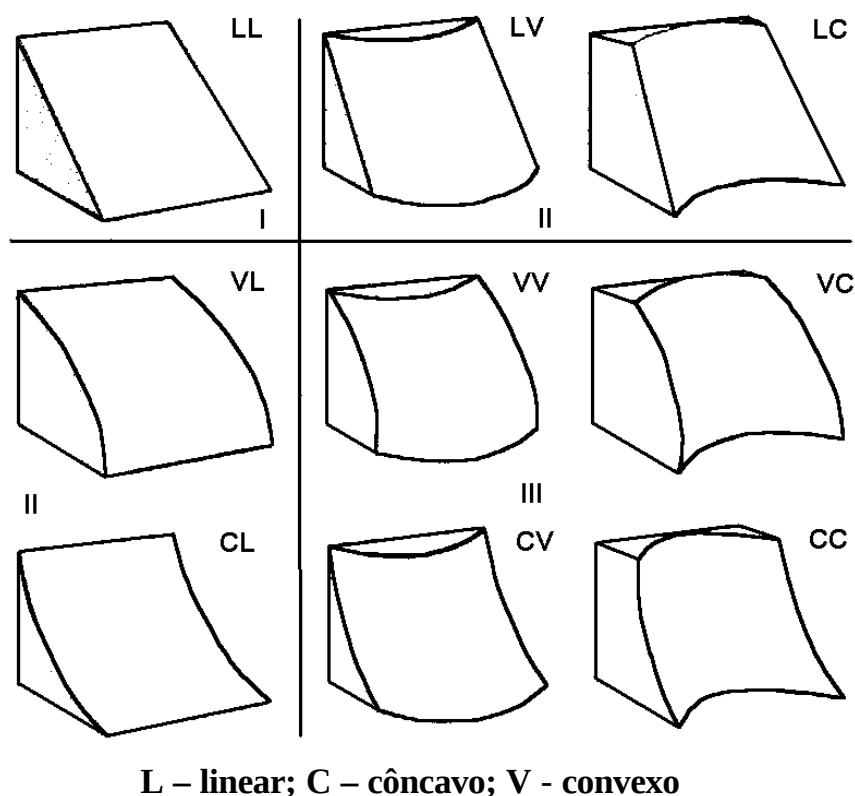


Figura 2 – Nove formas geométricas de Ruhe (1975) (extraído de Franzmeier, 1990)

Wood e Edwards (1992) e Campbell e Zentner (1993) apontam dois fatores que comumente determinam a qualidade do solo em sistemas de produção agrícola: a adição suficiente de resíduos de plantas e nutrientes para manter o nível de matéria orgânica do solo e a proteção do solo por culturas, restos culturais, ou cobertura morta para prevenir erosão do solo.

Para Coelho Netto (1995) a cobertura vegetal tem como uma de suas múltiplas funções a de interceptar parte da precipitação pelo armazenamento de água nas copas arbóreas e/ou arbustivas, de onde é perdida para atmosfera por evapotranspiração durante e

após as chuvas (Figura 3). Além disso, quando o volume de chuva excede a demanda da vegetação, a água atinge o solo por meio das copas (atravessamento) e do escoamento pelos

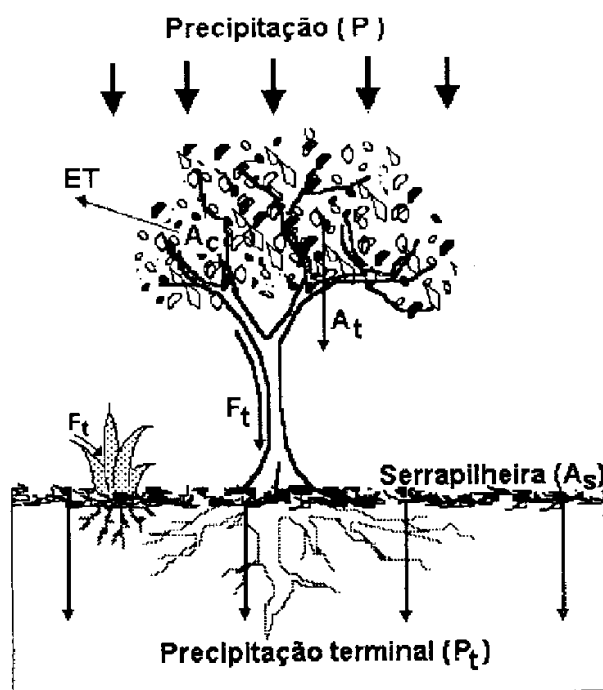


Figura 3 – Componentes da interceptação: P – Precipitação; ET – evapotranspiração; Ac – armazenamento nas copas; At – atravessamento nas copas; e F – fluxo nos troncos (extraído de Coelho Netto, 1995)

troncos (fluxo do tronco). Uma outra parte da chuva é armazenada na porção extrema superior do solo que contém os detritos orgânicos que caem da vegetação (folhas, galhos, sementes e flores).

Guerra (1995) afirma que a cobertura vegetal, além de influenciar na interceptação das águas da chuva, atua também, de forma direta, na produção de matéria orgânica, que age na agregação das partículas do solo. Destaca também o papel das raízes na formação e estabilização dos agregados do solo. Vários trabalhos (Bertol et al., 1997; Lopes et al.,

1987; Amado et al., 1989) têm demonstrado que um solo com aproximadamente 20% de sua superfície coberta, pode diminuir em torno de 60% de suas perdas por erosão, em relação as perdas totais de um solo descoberto.

Diferentes vegetais apresentam distintas capacidades para reduzir a erosão, principalmente pelas variações da densidade de cobertura do solo, massa de resíduos da parte aérea e raízes produzidas e resistência do resíduo a decomposição e ao transporte pela enxurrada (Bertone e Lombardi Neto, 1990).

As gramíneas, com sua maior densidade de hastes e de sistema radicular, são bem eficientes no controle da erosão, diminuindo a intensidade de enxurrada e retraindo as partículas do solo contra a ação da água, além de formarem pequenas rugosidades no terreno que, agindo como minúsculas barragens, retardam o movimento da água. Oades (1984) afirma que o sistema radicular de pastagens, especialmente os de gramíneas, tem um papel chave na conservação e recuperação do solo já que ele provém excelente distribuição e mistura de grande quantidade de materiais orgânicos dentro do solo. Afirma ainda que a ausência de distúrbios do solo sob pastagem não somente melhora o ambiente físico e químico como também estimula a recuperação da fauna do solo.

A atuação da floresta, como reguladora de enxurrada e controladora da degradação dos solos, é explicada por Bertone e Lombardi Neto (1990) pela existência de uma integração biológica da comunidade florestal com o clima e com o solo superficial. Segundo os mesmos autores, a parte superior do solo é protegida pela copa das árvores e arbustos em diferentes alturas, e a presença de folhas mortas, galhos secos e matéria orgânica em vários estágios de decomposição, com abundância de microrganismos,

mantém o solo poroso, favorecendo a formação de uma estrutura ideal para reter grandes quantidades de água.

Áreas com culturas reduzem significativamente a concentração de sedimentos na enxurrada em comparação com áreas sem cultivo ou de solo nú (Bertol, 1996). Tanto a cobertura do solo pelas culturas como o efeito residual da parte aérea e das raízes têm grande importância na redução das perdas de solo (Bertone e Lombardi Neto, 1990). Culturas de baixa densidade de cobertura apresentam menor proteção à superfície do solo contra a erosividade das chuvas e promovem a maior concentração de sedimentos na enxurrada do que as culturas densas. Isso se reflete nas perdas de solo e, conseqüentemente, na carga de poluentes recebida pelos locais de deposição de enxurrada (Bertol, 1996).

Bertol et al (1997) quantificaram as perdas por erosão hídrica em diferentes sistemas de preparo de solo, executados logo após à colheita de milho e trigo, na presença e na ausência de resíduos culturais. Os autores trabalharam de 1992 a 1994 em um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, de textura franco-arenosa no horizonte superficial, em uma área com declive médio de $0,006 \text{ m m}^{-1}$ no município de Eldorado do Sul-RS. As perdas de solo e de água foram maiores na ausência de resíduos culturais do que na sua presença; e a semeadura direta com manutenção de resíduos foi o sistema mais eficaz e a aração + gradagem sem resíduo, o menos eficaz na redução da erosão.

Seganfredo et al. (1997), avaliaram a eficiência do cultivo de milho e plantas de cobertura, com plantio direto, na redução de perdas por erosão hídrica em solo Podzólico Vermelho-Amarelo, em uma área com declive de $0,055 \text{ m m}^{-1}$, na região de Santa Maria – RS. Os sistemas utilizados (aveia + ervilhaca/milho, tremoço/milho, milho + mucuna e

milho + feijão de porco) reduziram em mais de 99% e 94% as perdas de solo e água, respectivamente, quando comparados ao solo descoberto.

Hernani et al. (1997) estudaram as perdas por erosão de nutrientes e matéria orgânica, em um Latossolo Roxo epieutrófico muito argiloso, cultivado com uma sucessão trigo/soja, sob quatro sistemas de manejo do solo (escarificação + gradagem niveladora, gradagens pesada + niveladora, plantio direto, e aração com arado de discos + duas gradagens niveladoras e sem cobertura vegetal), em área com $0,03 \text{ m m}^{-1}$ de declividade, no município de Dourados-MS, entre os anos de 1988 e 1994. O sistema de plantio direto apresentou perdas médias seis vezes menores em nutrientes e sete vezes menores em matéria orgânica, quando comparado ao sistema convencional sem cobertura vegetal. As perdas de nutrientes por erosão apresentaram a seguinte ordem: $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{P}$.

Cassol e Lima al. (1998) avaliaram a erosão em entressulcos de diferentes sistemas de manejo do solo (solo descoberto, preparo com uma aração e duas gradagens; preparo convencional, uma aração e duas gradagens, com incorporação de palha; plantio direto), sob chuva simulada, em um Podzólico Vermelho-Amarelo com declive variando entre $0,08$ a $0,19 \text{ m m}^{-1}$, no município Viamão-RS. Os autores concluíram que: 1- as perdas totais de água foram significativamente maiores no solo descoberto, em relação ao preparo convencional com palha incorporada e plantio direto, não havendo diferença entre estes; 2- as perdas totais de solo e as taxas de desagregação de solo foram significativamente menores no plantio direto em relação ao preparo convencional com palha incorporada e solo descoberto, também não havendo diferença entre estes; 3- a taxa máxima de perda de solo em entressulcos foi crescente com o tempo de aplicação da chuva simulada, sendo muito pequena no plantio direto e atingindo valores de pico no plantio convencional.

2.3.2.4 - Erosividade das chuvas e erodibilidade dos solos

A suscetibilidade dos solos à erosão hídrica apresenta grande amplitude, devido à variabilidade climática que influi na erosividade das chuvas e à diversidade de solos com características diferenciadas que refletem-se na erodibilidade destes.

A erosividade da chuva é sua capacidade potencial em causar erosão (Lopes e Brito, 1993) ou simplesmente a habilidade da chuva em causar erosão (Hudson, 1961). A avaliação do poder erosivo da chuva adquire importância no planejamento agrícola, servindo de subsídio para escolha de práticas de manejo e conservação dos solos nos períodos climáticos mais críticos. A erosividade das chuvas é um fator importante na avaliação dos riscos de erosão, bem como na recomendação de práticas mecânicas e vegetativas para controle da erosão hídrica (Wischmeier e Smith, 1978).

Para Wischmeier (1959) e Hudson (1971) entre os fatores climáticos que interferem na erosão hídrica, a chuva é o de maior importância, já que a água é o principal agente de desagregação e transporte das partículas do solo. As principais características da chuva que influenciam o processo erosivo são a quantidade, distribuição e intensidade, que por sua vez determinam a magnitude da energia cinética.

O processo erosivo começa quando as gotas de chuva embatem na superfície do solo e destroem os agregados, e prossegue com as três etapas seguintes: as partículas do solo se soltam; o material desprendido é transportado e este material é depositado (Souza & Bahia, 1998). Com o impacto direto das gotas de chuva sobre o solo descoberto, a desagregação das suas partículas conduz à obstrução dos poros, causando o selamento superficial do solo por uma crosta de baixa permeabilidade que dificulta a infiltração de

água no solo, aumentando a velocidade de escoamento superficial e intensificando, assim, o processo erosivo (Lopes e Brito, 1993).

A chuva desprende grandes quantidades de terra que são carregadas para as partes mais baixas do terreno. Os grãos maiores são depositados primeiro nas partes planas e os grãos mais finos (silte e argila) serão depositados quando a água perder quase toda sua energia. Isto acontece quando, através de sulcos, chega-se a um reservatório artificial ou açude ou, através de rios e drenos naturais, chega-se a uma barragem. Se não são encontrados nenhum destes obstáculos, a água conduzirá toda a terra para o oceano (Moura Ferreira, 1986).

O conhecimento do fator erodibilidade de solos é importante para o planejamento conservacionista e o uso sustentável dos solos (Silva et al., 1997). Para Foster (1982) a erodibilidade do solo representa sua suscetibilidade de erodir em diferentes taxas, devido exclusivamente às características intrínsecas condicionadas por suas propriedades físicas, químicas e mineralógicas. Com enfoque semelhante Souza e Bahia (1998) definiram erodibilidade como o grau de facilidade com que um solo é erodido, o qual depende de atributos como: textura, teor de matéria orgânica, estrutura, permeabilidade, declividade, comprimento da rampa e forma da encosta.

As propriedades do solo que influenciam a erodibilidade pela água, segundo Wischmeier e Smith (1965) apud Bertoni e Lombardi Neto (1990), são aquelas que afetam a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento de água; e resistem as forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento. Vários autores afirmam que a erodibilidade é afetada por textura, teor de matéria orgânica, estrutura, conteúdo de óxidos de ferro e alumínio, ligações eletroquímicas, umidade inicial,

mineralogia e grau de intemperismo do solo (Wischmeier e Mannering, 1969; Wischmeier et al., 1971; Romkens et al., 1977; Braida e Cassol, 1996).

Alvarenga et al. (1998) afirmam que a suscetibilidade dos solos à erosão depende de sua pedogênese (fatores intrínsecos) e/ou do manejo adotado (fatores extrínsecos). Os mesmos autores apontam como fatores intrínsecos do solo que têm influência marcante sobre a erosão, a pedoforma, a textura, a estrutura, o teor de matéria orgânica, a profundidade do solum e o material de origem. Como fatores extrínsecos citam classes de capacidade de uso e técnicas de preparo e cultivo do solo.

2.3.3 - AVALIAÇÃO DO PROCESSO EROSIVO DOS SOLOS

Muitos estudos de erosão do solo nos trópicos tem sido conduzidos através de medições de taxas de erosão de solos sob diferentes práticas de manejo das terras e das culturas agrícolas (Bertol et al, 1997; Focht et al., 1997; Hernani et al., 1997; Seganfredo et al., 1997; Cassol e Lima, 1998). Entretanto, pouca atenção tem sido dada aos efeitos das taxas de perdas de solos medidas relacionando-as à produtividade do solo (National Soil Erosion- Soil Productivity Research Planning Committe, 1981, apud Gachene et al, 1997).

Segundo Gachene et al. (1997) os métodos mais comuns para quantificação de perdas por erosão são: 1- uso de parcelas de escoamento ('runoff') natural; 2- experimentos com chuva simulada no campo; 3- uso de terras com diferentes passados de erosão; e 4- experimentos de laboratório ou casa de vegetação. Destes métodos, o de parcelas de escoamento natural é o recomendado pela FAO (1985), mas é o de maior custo e requer mais longa duração.

Segundo Souza e Bahia (1998), a equação desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978), conhecida como *equação universal de perdas de solo* (USLE), é uma ferramenta valiosa no planejamento agrícola conservacionista. Esta equação, segundo Bertoni e Lombardi Neto (1990), exprime a ação dos principais fatores que influenciam a erosão pela chuva que são: R - índice de erosividade da chuva; K - erodibilidade do solo; L - comprimento do declive; S - grau do declive; C - uso e manejo; e P - práticas conservacionistas. Através desta equação pode-se prever as perdas médias anuais de solo, para dadas condições específicas de declive, solo, sistemas de manejo e cultivo.

A equação é expressa da seguinte forma: $A = R K L S C P$

A USLE tem sido tão extensivamente revisada que vem sendo chamada de RUSLE (*equação universal de perdas do solo revisada*). Segundo Hagen & Foster (1990), entre as principais modificações destaca-se a inclusão de bases de dados tais como: mapa detalhado de erosividade para região ocidental dos Estados Unidos; um completo exame de dados mundiais de erodibilidade do solo e identificação de solos em regiões onde o normógrafo de erodibilidade da USLE não se aplicava; aumento da flexibilidade na relação comprimento da encosta, o que permitiu ampliar sua aplicação para um maior grupo de condições de relevo; modificações das relações de perdas de solo em encostas lineares; relações para computar taxas de perdas de solo em função de características de dossel, cobertura do solo, rugosidade, incorporação de resíduos e outras variáveis; e a inclusão de valores para práticas de cultivo em contorno.

No Brasil, ainda são relativamente poucos os trabalhos envolvendo estudos de erodibilidade do solo, dada a morosidade na obtenção de resultados e os elevados custos de experimentos com chuva natural (Gachene et al., 1997; Silva et al., 1997).

Leite et al. (1982) determinaram o grau de erodibilidade de solos representativos do município de São Mamede – PB, destacando como de mais alta suscetibilidade à erosão os solos das classes Bruno Não Cálcico vértico e Bruno Não Cálcico; e como os de mais baixa suscetibilidade os das classes Podzólico e Litólicos.

Oliveira e Bahia (1984) encontraram, para solos em Lavras – MG, os menores valores para o fator K nos Latossolos (0,002 a 0,004 t.h MJ⁻¹), valores intermediários para Podzólico Vermelho-Amarelo e Terra Roxa Estruturada (0,016 e 0,018 t.h MJ⁻¹, respectivamente) e os mais elevados para os Cambissolos (0,041 t.h MJ⁻¹).

Hamada et al. (1995), avaliando perdas de solo em Espírito Santo do Pinhal (SP), encontraram os seguintes valores para o fator K: Podzólico Vermelho-Amarelo orto – 0,034 t.h MJ⁻¹; Solo Podzolizado com cascalho – 0,055 t.h MJ⁻¹; Latossolo Vermelho-Amarelo orto – 0,022 t.h MJ⁻¹ e Glei Pouco Húmico – 0,000 t.h MJ⁻¹.

Silva et al. (1997) encontrou valor 0,009 t.h MJ⁻¹ mm⁻¹ para a erodibilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro argiloso em Goiânia (GO). O autor associou este baixo valor às condições físicas deste solo, notadamente à sua permeabilidade.

2.4 - PROPRIEDADES EDÁFICAS E SISTEMAS AGRÍCOLAS

A sustentabilidade dos sistemas agrícolas depende, em grande parte, da manutenção das propriedades do solo dentro de níveis de variação que permitam sua restauração e que não venham a afetar a produção de colheitas ou o meio ambiente (Studdert et al., 1997). Francis e Clegg (1990) afirmam que a viabilidade da agricultura sustentável é baseada no conhecimento do efeito das práticas de manejo sobre as propriedades do solo e de como elas afetam as relações solo - cultura.

As diferentes formas de uso do solo, seja com a manutenção da floresta nativa secundária, culturas anuais e perenes, pastagens ou reflorestamento, podem mudar as características e propriedades edáficas. Segundo Barros (1997) para se manter a sustentabilidade das práticas agrícolas é fundamental o planejamento das formas de uso da terra, visando manter o potencial produtivo do solo e preservando, assim, seus recursos. Palmieri e Larach (1996) afirmam que a prática humana pode influenciar tanto no sentido da reconstrução do solo e de sua fertilidade, quanto no sentido da degradação, através de sua utilização com práticas agrícolas que podem ser adequadas ou não às condições edafológicas ambientais.

O conhecimento das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo possibilita a avaliação de sua qualidade e sustentabilidade, assegurando um melhor uso e minimizando impactos do manejo inadequado (Doran & Parkin, 1994; Barros, 1997).

2.4.1 - PROPRIEDADES FÍSICAS

2.4.1.1 - Conceituação

A degradação das propriedades físicas do solo, pelo uso agrícola, reflete-se na alteração da infiltração da água, do escoamento superficial, da suscetibilidade à erosão hídrica, da aeração e da resistência ao desenvolvimento radicular. Entre as propriedades físicas usadas para avaliar a intensidade dessas alterações se destacam: textura, densidades do solo e das partículas, porosidade e estrutura.

A *textura* é a propriedade física do solo que define a distribuição quantitativa das classes de tamanho de partículas que compõem o solo, e é determinada pelas características do material de origem do solo e dos agentes naturais de sua formação (Bertoni & Lombardi,

1990). Para Oliveira et al. (1992) a textura é uma das características mais estáveis do solo. Segundo estes autores, modificações da textura da seção superficial dos solos ocorrem apenas em decorrência de fenômenos erosivos e deposicionais, que retiram ou adicionam material sólido inorgânico.

O comportamento físico e químico dos solos minerais depende fortemente de sua textura, sendo portanto, uma das mais importantes propriedades na determinação do uso agrícola do solo (Bertoni & Lombardi, 1990; Costa, 1991).

A *densidade do solo*, definida por Hillel (1970) como a propriedade física do solo que expressa a relação entre a massa das partículas secas do solo e seu volume total (volume das partículas mais o volume da porosidade), é uma importante característica do solo e tem relação com o teor de matéria orgânica, a estrutura e as práticas de manejo. Também Weil et al. (1993) destacaram a importância da densidade do solo, que estaria diretamente relacionada com a disponibilidade total de espaço poroso para estocagem de ar, água e crescimento radicular.

Vários pesquisadores (Linn & Doran, 1984; Corrêa, 1985; Fialho et al., 1991; Anjos et al., 1994; Lal et al., 1994; Leite et al., 1997; Ribeiro Júnior et al., 1997) têm demonstrado uma alta correlação entre aumento da densidade do solo e intensidade das práticas de cultivo. Concordando com esta afirmação, Guerra (1995) cita vários trabalhos (Hamblin & Davies, 1977; De Ploey, 1981; Varoney et. al., 1981; Boardman, 1983; Morgam, 1984), que mediram a densidade de solos e também observaram esta correlação. Ilustrando esta citação, o mesmo autor apresenta dados de Varoney et. al. (1981), que apontam um aumento de 16% na densidade de solos agrícolas em um período de 70 anos de cultivo, passando de $1,03 \text{ kg dcm}^{-3}$ para $1,19 \text{ kg dcm}^{-3}$.

Para Blake & Hartge (1986) a *densidade das partículas* de solos refere-se a densidade das partículas sólidas (minerais e orgânicas) coletivamente. Ela é expressa como a proporção da massa total das partículas sólidas em relação ao volume total de sólidos, excluindo espaços porosos existentes entre estas partículas. Os mesmos autores afirmam que as interrelações entre porosidade, densidade do solo, espaço de aeração e taxas de sedimentação de partículas em fluídos dependem da densidade das partículas.

A *porosidade* é definida por Kiehl (1979) como sendo o volume de vazios, ou ainda, o espaço do solo não ocupado pelos componentes sólidos. Para Marshal et al. (1996), o espaço poroso existe em função das inevitáveis aberturas no empacotamento das partículas do solo, devidas aos distúrbios causados pelo desenvolvimento das raízes; atividades da fauna do solo; expansão e contração; quebra e redução pelo ciclo de umedecimento e secagem; e ainda pelo cultivo que altera os espaços existentes entre os agregados ou partículas do solo.

A porosidade do solo está relacionada de maneira inversa com a densidade do solo, ou seja, à medida que a densidade aumenta a porosidade diminui e, em consequência, ocorre a redução da infiltração de água no solo (Guerra, 1995) e de outras propriedades que dependem da distribuição de poros no solo. Portanto, é grande a sua relação com a permeabilidade do solo.

Thompson (1979), apud Nolla (1983), diz que os solos cultivados, geralmente, têm uma quantidade de poros menor do que outros adjacentes não cultivados. Afirmam, ainda, serem as principais causas deste problema a redução dos índices de matéria orgânica, a compactação pelas máquinas agrícolas e a ação direta das gotas de chuva na desagregação das partículas do solo.

A *estrutura* é a propriedade física do solo que diz respeito a aglutinação das partículas primárias em partículas secundárias (agregados), delimitadas umas das outras por superfícies de fraqueza ou separadas por descontinuidades, dando origem a agregados de configurações peculiares (Hanks & Ashcroft, 1976; Oliveira ET AL., 1992). Marshall (1996) complementa afirmando que a definição de estrutura inclui a dimensão, forma e arranjo destes agregados.

Segundo Kay & Grant (1997), a estrutura tem uma grande influência na habilidade do solo para suportar o desenvolvimento de raízes; receber, estocar e transmitir água; no ciclo de carbono e nutrientes; e para resistir a perdas de solo e elementos químicos por erosão e lixiviação. A estrutura do solo, combinada com sua textura, controla os espaços vazios e, conseqüentemente, a quantidade de água e oxigênio que pode ser estocada no solo e a velocidade com que são liberados para as raízes (Lavelle et al., 1992).

A formação da estrutura do solo e a estabilização de seus agregados ocorrem mediante a ação de processos físicos, químicos e biológicos. Para Kay & Grant (1997) os principais fatores que influenciam as características estruturais do solo são a textura, mineralogia da argila, teores de carbono e íons trocáveis. Outros fatores que influenciam a estrutura do solo são o manejo (preparo, tráfego de máquinas, práticas de cultivo e irrigação), o clima (frequência e intensidade de eventos de chuva, a proporção e dimensão de período seco do solo, eventos de congelamento e degelo) e processos biológicos (crescimento de raízes, escavação por minhocas e outros componentes da fauna do solo e atividade microbiana).

Segundo Kiehl (1979), os principais responsáveis pela gênese dos agregados são: a argila, a matéria orgânica e os óxidos de ferro e alumínio, todos agindo como material

cimentante na produção destes agregados. Diversos autores (Wischmeier & Mannering, 1969; Hamblin & Davies, 1977; Voroney et al., 1981; Evans, 1990; Guerra & Almeida, 1993) apud Guerra (1995), concordam que a matéria orgânica é o melhor agente agregador do solo e - apesar de algumas divergências, que as substâncias orgânicas proporcionam maior estabilidade aos agregados do que a argila.

Ferreira (1992) afirma que os óxidos (termo inclusivo para óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos) de ferro e alumínio atuam como agentes floclulantes na granulação dos solos. Por outro lado, a presença destes minerais, considerados desorganizadores, faz com que as partículas do solo tenham um arranjo mais casualizado, diminuindo a coesão entre elas (Resende, 1985). Complementando, Silva & Mielniczuk afirmam que os principais componentes e substâncias do solo que agem na formação e estabilização de seus agregados são: argila, sílica coloidal, compostos orgânicos, metais polivalentes, carbonato de cálcio, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, exsudatos orgânicos e substâncias orgânicas provenientes da atividade de microrganismos.

Vários trabalhos (Oades, 1978; Tisdall & Oades, 1979; Silva & Mielniczuk, 1997; Silva & Mielniczuk, 1998) têm destacado a importância das raízes na formação de agregados estáveis no solo, atuando no suprimento de resíduos orgânicos para decomposição, produção de exsudatos orgânicos, envolvimento físico de microagregados e reorientação e aproximação de partículas e microagregados por dessecaamentos localizados.

O tamanho dos agregados e o estado de agregação dos solos podem ser determinados de várias formas, sendo o diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e o índice de estabilidade de agregados (IEA), índices freqüentemente usados para a avaliação de alterações físicas, químicas e biológicas do solo (Castro Filho et

al., 1998). Angulo et al. (1984) afirmam que a agregação do solo, medida pelo DMP, apresenta uma boa correlação com o fator erodibilidade do solo, já que quanto mais alto o DMP, maior a quantidade de espaços porosos entre os agregados, aumentando a infiltração e diminuindo o escoamento superficial.

2.4.1.2 - Propriedades físicas e o processo erosivo dos solos

Para Baver et al. (1972) e Gavande (1973) as propriedades do solo que exercem maior influência no processo erosivo podem ser reunidas em dois grupos. O primeiro é formado pelas propriedades que determinam a velocidade com que a água da chuva penetra no solo, quais sejam, a porosidade da camada superficial, o conteúdo de umidade do solo no momento da chuva e a permeabilidade do perfil. O segundo é composto por aquelas que conferem ao solo resistência à dispersão durante a chuva e aumentam o escoamento da água, isto é a estrutura do solo e a estabilidade dos seus agregados.

Segundo Bertoni & Lombardi (1990) há dois aspectos de estrutura de solo a serem considerados no estudo da erosão, as propriedades físico-químicas das argilas que fazem com que os agregados permaneçam estáveis em presença da água; e as propriedades biológicas, dependentes do tipo e quantidade de matéria orgânica no solo.

A estabilidade dos agregados é um dos fatores mais importantes na hidrologia, na erodibilidade e ao dificultar a formação de crostas nas camadas superficiais do solo (De Ploey & Poensen, 1985; apud Guerra, 1995). Causas diversas atuam para a quebra da estabilidade dos agregados, contribuindo assim para a diminuição da resistência do solo a erosão. Bertoni & Lombardi Neto (1990) compararam agregados de solos com argila montimorilonítica, que apresentam menor estabilidade em água, com os de solo com argila

caolinítica que são mais estáveis. Estes autores relacionaram a estabilidade dos agregados com a susceptibilidade a erosão.

A estabilidade das unidades estruturais, agregados, tem demonstrado ainda variação dependente do tipo de manejo do solo e das culturas (Campos et al., 1995). Os efeitos notáveis do plantio direto na redução de perdas por erosão são citados por Bertoni & Lombardi Neto, 1990, que os explicam pela quase eliminação das operações de preparo e cultivo do solo, favorecendo a menor quebra mecânica dos agregados e mantendo uma cobertura vegetal que os protege do impacto das gotas de chuva, aspectos muito diferentes do que ocorre no sistema convencional.

Para Resende (1985), a gênese e o tipo da estrutura é um importante aspecto a ser considerado para compreensão da erodibilidade do solo. Os Latossolos tendem a concentrar residualmente óxidos de alumínio e de ferro, favorecendo a formação de pequenos grânulos, onde as forças coesivas são menos expressivas que nas estruturas predominantemente em blocos ou prismas. Estes grânulos, se por um lado podem ser facilmente transportados pela água, por outro apresentam maior permeabilidade quando comparados com solos com horizonte B textural. Estes solos, que em geral são mais pobres em óxidos e menos intemperizados que os Latossolos, apresentam estrutura predominantemente em blocos (arranjo face a face) e têm menor permeabilidade e maior coesão (Resende, 1985).

A textura também influencia na maior ou menor quantidade de partículas arrastadas pela erosão. Isso ocorre em função da diferença de peso das partículas unitárias e da maior ou menor facilidade de agregação que apresentam. Algumas frações granulométricas são removidas mais facilmente do que outras (Bertoni & Lombardi Neto, 1990; Guerra, 1995).

As partículas do solo não são igualmente deslocadas pelas águas da chuva no processo erosivo. As mais finas, vencida a força que as une, são facilmente transportadas, e as maiores resistem a remoção tendendo a se acumular na superfície (Resende, 1985).

Segundo Farmer (1973), para as frações maiores ou iguais que 2 μ m, a remoção de sedimentos é maior na fração areia média e diminui nas demais partículas. O silte também tem influência na erodibilidade do solo. Vários trabalhos tem demonstrado que quanto maior o teor de silte maior a susceptibilidade do solo à erosão (Guerra, 1995). Dados de trabalhos de Mazurarak & Moscher (1968), apresentados por Ferreira (1992), mostraram que as maiores taxas de dispersão e deslocamento por salpico foram para as partículas com diâmetro de 0,42 a 0,052 mm, o que compreende as frações areia média, fina e muito fina.

Quanto à fração argila existem dois comportamentos distintos. Solos com textura argilosa ou muito argilosa podem, dependendo da sua estrutura, dificultar a infiltração das águas acelerando a erosão hídrica. Por outro lado, as argilas são mais difíceis de serem removidas, especialmente quando se apresentam em agregados (Guerra, 1995).

O tamanho das partículas é também importante na determinação da porosidade e, conseqüentemente, da capacidade de infiltração e retenção de água no solo. Um solo arenoso, por exemplo, com espaços porosos grandes, durante uma chuva de baixa intensidade infiltra toda água que recebe sem originar escoamento superficial e, portanto sem sofrer erosão (Suares de Castro, 1980). Outro aspecto a ser considerado, é a formação de encrostamento (selamento) na superfície de solos com elevados teores de silte e areia muito fina. Segundo Lemos & Lutz (1957) isso ocorre devido ao impacto direto das gotas de chuva, desagregando as partículas e arrastando-as para dentro dos poros, reduzindo a permeabilidade e aumentando o deflúvio. O mesmo pode acontecer com partículas de

argilas quando desagregadas (Resende, 1985). É importante também destacar a influência do gradiente textural entre horizontes superficiais e subsuperficiais na intensidade do processo erosivo. Os solos com tal gradiente apresentam dificuldade de movimentação da água ao longo de seu perfil, pela redução da velocidade de infiltração nos horizontes de textura mais argilosa, levando a uma maior susceptibilidade à erosão (Resende, 1985).

A textura e a estrutura, com suas componentes de estabilidade e coesão, regulam a porosidade, que por sua vez determina a separação entre a água que escoar superficialmente e a que se infiltra no solo (Fournier, 1975). Os solos com domínio de areia grossa e cascalho e os solos com textura argilosa mas com domínio de estrutura forte granular em todo o perfil, como em algumas classes de Latossolos, são os de maior permeabilidade (Resende, 1985). Entretanto, mesmo em solos com alto teor de areia e alta permeabilidade, onde a porosidade e a capacidade de infiltração seriam naturalmente elevadas, a presença de sedimentos finos associada a baixos teores de matéria orgânica pode favorecer a formação de crostas na superfície do solo, diminuindo a porosidade e aumentando as taxas de escoamento superficial (Guerra, 1995).

Guerra (1995) aponta a densidade do solo como fator importante no estudo dos processos erosivos em função da maior ou menor compactação dos solos. Kiehl (1979) afirma que a determinação da densidade do solo permite avaliar importantes propriedades do solo, como a drenagem, a porosidade, a condutividade hidráulica, a permeabilidade ao ar e a água, entre outras, que estão diretamente relacionadas com a erodibilidade do solo.

Resende et al. (1997) afirmam que há duas forças atuando no processo erosivo que são advindas diretamente do solo: a coerência e a permeabilidade. Segundo este autor, o solo ideal, com o mínimo de erosão, abstraídos os aspectos de declividade, comprimento de

rampa e forma, seria aquele que tivesse o máximo de coerência entre os agregados e o máximo de infiltração e permeabilidade. Ainda que, como essas são tendências são antagônicas, a otimização desses dois aspectos parece ocorrer em solos com alta permeabilidade e razoável coerência entre os agregados.

2.4.1.3 - Relações com uso, manejo e cobertura vegetal dos solos

Ribeiro & Silva (1997), comparando solo Latossolo Amarelo sob mata nativa e 2, 18 e 25 anos de cultivo de cana de açúcar, observaram mudanças expressivas nos teores das frações granulométricas. O conteúdo de argila reduziu de forma significativa nos horizontes superficiais, após 18 e 25 anos de cultivo contínuo, e aumentou nos horizontes AB e BA. Os autores atribuem tal comportamento ao cultivo, que favoreceu a eluviação de argila, já que as áreas estudadas ocupam a mesma posição topográfica de topo plano de tabuleiro e, portanto, as variações na granulometria não seriam consequência de erosão hídrica devida ao relevo. No mesmo trabalho, foi constatado que a densidade do solo nos horizontes Ap e AB, após dois anos de cultivo, aumentou significativamente em relação ao solo sob vegetação nativa, decrescendo então significativamente até atingir, aos 25 anos de cultivo, valores semelhantes aos do solo sob mata virgem. A porosidade do solo também diminuiu significativamente no primeiro plantio, e a partir daí aumentou progressivamente até atingir os níveis do solo sob vegetação nativa. Os autores atribuíram tal fato à condição de cultura semi-perene e ao sistema radicular da cana-de-açúcar.

Ribeiro Júnior et al. (1997), avaliando as propriedades físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob sistema agroflorestal, pastagem e mata secundária, nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, encontraram menores teores de argila nos dois

primeiros sistemas. O que foi atribuído à maior exposição ao ciclo de umedecimento e secagem, favorecendo a erosão laminar de partículas de argila. Constataram também, menor densidade do solo e maior porosidade na área sob mata nativa do que nos dois outros sistemas. Também foi observado aumento da densidade e diminuição da porosidade do solo com a profundidade, correlacionado com reduções nos teores de carbono orgânico.

Anjos et al. (1994), caracterizando algumas propriedades físicas de um solo Podzólico Vermelho-Escuro distrófico no sul do Estado de Santa Catarina, sob mata nativa, pastagem nativa e cultivo convencional, encontraram valores significativamente maiores para a densidade do solo na profundidade de 0-20 cm para o cultivo convencional quando comparado aos dois outros tratamentos. Os valores médios de densidade do solo foram iguais para a profundidade de 20-40 cm em todos os tratamentos. No cultivo convencional, a porosidade total média das duas profundidades foi significativamente maior que a dos outros dois tratamentos. Os valores médios de densidade das partículas para as duas profundidades foram semelhantes nas áreas sob mata nativa e cultivo convencional, diminuindo na área sob pastagem.

Analisando as propriedades físicas de Latossolos Vermelho-Amarelos, em diferentes profundidades (0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-15, 15-20 e 20-50 cm), localizados em locais próximos e sob mata natural, pastagem e eucalipto, Fialho et al. (1991) observaram aumento na densidade do solo e das partículas em profundidade, em todas as coberturas vegetais; o que foi relacionado à redução de matéria orgânica nas camadas mais profundas do solo. Em relação aos tipos de cobertura, nas profundidades de 0-2 e de 2-4 cm, o solo sob mata natural apresentou menores valores de densidade do solo e das partículas que os sob eucalipto e pastagem. O aumento das densidades do solo e das

partículas no sentido mata, eucalipto e pastagem foi atribuído ao efeito da cobertura vegetal sobre a estrutura do solo, através de uma proteção diferencial desta superfície ou mesmo do teor de matéria orgânica nas camadas do solo. A porosidade total mostrou relação inversa com a densidade do solo, em todas as profundidades e tratamentos.

Objetivando avaliar a sustentabilidade de um solo classificado como Typic Fragiudalf, em Ohio (EUA), Lal et al. (1994) analisaram algumas de suas propriedades após 28 anos de cultivo usando três rotações (milho contínuo, milho – soja e milho - aveia - pastagem) e três tipos de preparo do terreno (sem preparo, arado de aiveca e arado de discos). Não foram encontradas diferenças significativas nas médias de densidade do solo entre as rotações milho - soja e milho - aveia - pastagem. As menores médias de densidade do solo foram observadas na combinação milho contínuo\sem preparo, e as mais altas na combinação milho - aveia - pastagem\arado de discos. A mais alta densidade do solo na rotação milho - aveia - pastagem foi atribuída pelos autores à maior quantidade e tipo de culturas e ao maior tempo de tráfego de máquinas. As médias de densidade do solo nos tratamentos sem preparo do solo foram significativamente mais baixas do que nos tratamentos com preparo pelos diferentes arados; o que foi atribuído à manutenção da cobertura dos resíduos das culturas na superfície. A mais alta porosidade foi medida na combinação milho contínuo\sem preparo e a mais baixa na combinação milho - aveia - pastagem\arado de disco.

Sanches et al. (1997), caracterizando a intensidade de alterações de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo resultantes da implantação de cultura de citros, destacaram a densidade do solo como a propriedade do solo que mais se alterou, aumentando da mata nativa para pomares de laranja com 18 anos de idade.

Na avaliação da estabilidade de agregados de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico, sob diferentes sistemas de uso e preparo durante quatro anos, Reinert et al. (1984) encontraram valores de diâmetro médio geométrico nas terras com plantio direto (PD) 2,2 vezes maiores que sob preparo convencional (PC). Campos et al. (1995), avaliando a estabilidade de agregados em um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, com os mesmos tratamentos (PD e PC) do estudo anterior, também encontraram valores de diâmetro médio de agregados duas vezes maiores no plantio direto que no preparo convencional. Os autores atribuíram tal diferença ao incremento de carbono orgânico e da atividade microbiana no sistema de PD.

Em estudo sobre o efeito de sistemas de preparo do solo e cobertura vegetal na estabilidade em água e qualidade dos agregados de dois solos (Latossolo Roxo Distrófico - LRd e Latossolo Roxo Álico - LRa), Carpenedo & Mielniczuck (1990) encontraram menor agregação no solo sob preparo convencional que nas áreas sob campo e mato nativo. O solo sob pastagem apresentou melhor agregação, na profundidade de 0-5cm para o LRd e de 10-20cm para o LRa, do que os demais tratamentos. Nos tratamentos em que houve melhora de estrutura, principalmente na pastagem e no plantio direto, as frações menores que 0,5 mm de diâmetro foram agregadas em frações maiores.

Sparling et al. (1992), avaliando a influência do cultivo de milho (*Zea mays*) durante 6 e 14 anos na estabilidade de agregados de um solo classificado como Typic Haplaquept, encontraram uma redução na proporção de macroagregados estáveis em água, atribuída ao declínio do conteúdo de carbono orgânico e da biomassa microbiana. No mesmo trabalho, em área restaurada com pastagem após anos de cultivo, os autores observaram que o teor de carbono microbiano retornou aos níveis originais mais

rapidamente que o carbono orgânico total; mas não houve um aumento na proporção dos macroagregados estáveis em água. Concluíram, assim, que mecanismos diferentes atuam na contribuição da matéria orgânica para a estabilidade de agregados, dependendo se o que predomina é a adição ou perda de matéria orgânica.

Ros et al. (1997), avaliando a forma e estabilidade da estrutura de um Latossolo Vermelho-Escuro sob diferentes sistemas de manejo do solo, encontraram valores de diâmetro médio geométrico (DMG) de agregados semelhantes no tratamento com plantio direto, sem incorporação de calcário e após cinco anos de cultivo, e no campo nativo. Já no preparo convencional, o DMG diminuiu em cerca de 3 vezes quando comparado ao campo nativo.

Fonseca (1984), trabalhando com Latossolo Vermelho-Amarelo sob mata natural, eucalipto e pastagem nas profundidades de 0-15 cm e 15-30cm, observou menor estabilidade de agregados, em profundidade, nos tratamentos mata natural e eucalipto. No tratamento pastagem, este comportamento não foi observado em profundidade. A estabilidade de agregados em água para os diferentes tipos de uso variou ligeiramente na seguinte ordem decrescente: pastagem, eucalipto e mata natural. No mesmo trabalho, os maiores teores de argila foram observados nos solos sob mata natural e eucalipto; o que o autor atribuiu ao relevo bastante acidentado e à maior exposição do terreno sob pastagem, submetendo-o à erosão laminar com conseqüente remoção das partículas mais finas. As densidades do solo e das partículas aumentaram gradativamente em profundidade, sem diferenças significativas entre os tratamentos. A porosidade reduziu-se ligeiramente em profundidade, sem diferir quanto aos tratamentos.

Por outro lado, alguns autores (Barros, 1997; Mansur & Souza, 1997; Silva, 1998) trabalhando com Podzólicos Vermelho-Amarelo, têm observado maiores teores de argila em superfície nas terras agrícolas que nas sob mata nativa. Este fato tem sido atribuído à variabilidade espacial e a mais fácil destacabilidade das partículas de areia, que são mais facilmente arrastadas por erosão em sistemas que proporcionam menor cobertura e proteção ao solo.

2.4.2 - PROPRIEDADES QUÍMICAS

A utilização agrícola do solo também acarreta importantes modificações em suas propriedades químicas, na superfície e em subsuperfície, dentre elas a diminuição ou o aumento na disponibilidade de nutrientes, com conseqüências na qualidade do solo e do ambiente como um todo. Algumas propriedades químicas que podem ser destacadas são: o carbono orgânico, o pH, a acidez extraível ($H + Al$), os valores S e V e o teor de fósforo assimilável.

A matéria orgânica do solo (MO) desempenha papel fundamental na sustentabilidade dos sistemas naturais e dos agroecossistemas. Ela atua como fonte de energia e nutrientes para os organismos do solo, no fornecimento de nutrientes para as plantas, na melhoria da capacidade de troca de cátions e no tamponamento do pH, além de seu efeito na melhoria de propriedades físicas do solo (Mendonça & Loures, 1995).

O rompimento do equilíbrio de sistemas naturais promove mudanças na dinâmica do carbono orgânico ($C_{org.}$), cuja velocidade e intensidade dependem do grau de intervenção antrópica (Corazza et al., 1997). O conteúdo de matéria orgânica de solos não cultivados e sob cobertura vegetal é geralmente mais alto em função da maior entrada anual

de carbono orgânico (Jenkinson & Rayner, 1977), da baixa intensidade erosiva e da menor intensidade do processo de oxidação de carbono (Golchin et al., 1995). Já nos solos cultivados, uma grande porção da matéria seca produzida é removida na fase de colheita (Rasmussem et al., 1980), ou é perdida pela erosão da camada superficial do solo e pela ação de práticas de preparo que aceleram a atividade microbológica e, conseqüentemente, reduzem o retorno de carbono orgânico ao solo (Golchin et al., 1995). Além do que, as diferentes práticas de manejo alteram os processos de mineralização – humificação da matéria orgânica e influenciam na quantidade de carbono retornado para o solo (Oades, 1984; Stevenson, 1986).

O alto grau de intemperismo e a reação ácida da maioria dos solos de regiões tropicais, resultam no domínio de propriedades como a baixa capacidade de troca de cátions e saturação de bases, elevada saturação por alumínio, fixação de fósforo e deficiência de cálcio e magnésio (Silva, 1998). Estas propriedades são também influenciadas pelos sistemas de cultivo e uso das terras, em vista das diferenças de exigência nutricional, profundidade de raízes, cobertura proporcionada pela parte aérea e quantidade de material vegetal que retorna ao solo (De Maria & Castro, 1993).

Bauer & Black (1981), estudando as propriedades químicas de solos em Grant County, Dakota do Norte, até a profundidade de 45 cm e sob sistema de cultivo convencional e pastagem nativa, encontraram teores de carbono orgânico significativamente maiores nas áreas de pastagem. Os autores atribuíram tal comportamento às diferenças de intensidade do processo erosivo, de taxas de oxidação nas camadas superficiais e de taxas de retorno de resíduos vegetais, especialmente de raízes, nas camadas subsuperficiais.

Studdert et al. (1997), trabalhando em um Typic Argiudoll em Balcarce - Argentina, encontraram diminuição expressiva de carbono orgânico após 6 a 7 anos de cultivo e elevação aos níveis originais após 3 a 4 anos com pastagem. Segundo os autores, rotações incluindo um máximo de sete anos de cultivo convencional alternado com um mínimo de 3 anos de pastagem podem manter as propriedades do solo dentro de limites aceitáveis e atingir as metas de uma agricultura sustentável.

Comparando as mudanças nos teores de matéria orgânica em dois solos (Typic Humaquept e Typic Fragiaquept) sob dois sistemas de cultivo (pastagem permanente formada e plantio subsequente de milho e cevada) em Lennoxville, Québec, Angers et al. (1992) observaram a redução de 40 a 50 % de matéria orgânica na camada superficial de 0 a 6 cm no sistema de cultivo com milho e cevada, em ambos os solos, quando comparados aos solos com pastagem. Já para a camada de 0 a 24 cm não foram alterados os teores de matéria orgânica.

Para Tisdall & Oades (1982) as pastagens proporcionam um aumento nos componentes orgânicos do solo pela maior produção de parte aérea e de raízes. Oades (1984) afirmou que o sistema radicular de pastagens, especialmente o de gramíneas, tem um papel chave na recuperação dos solos, já que elas provém excelente distribuição e mistura de uma grande quantidade de materiais orgânicos dentro do solo. Ainda segundo o mesmo autor, a ausência ou menor intensidade de distúrbios no solo sob pastagem não somente melhora o ambiente físico e químico como também estimula a recuperação da fauna do solo.

Avaliando o efeito do emprego, durante cinco anos, de três métodos de preparo do solo (convencional, reduzido e sem preparo) e três sistemas de rotação de cultura

(aveia/milho, aveia + trevo/milho e aveia + trevo/milho + caupi) sobre a recuperação dos teores de carbono orgânico total (COT), capacidade de troca catiônica, cátions trocáveis, pH e fósforo, relacionando-os com a condição natural de solo (campo nativo) em Podzólico Vermelho-Escuro em Eldorado do Sul - RS, Bayer & Mielniczuk (1997) observaram que à medida que foi reduzido o revolvimento do solo aumentou o conteúdo de COT nas camadas superficiais do solo, em todos os sistemas de rotação de cultura, sendo maior naqueles sistemas com maior adição de matéria orgânica. Para os autores o maior conteúdo de COT nas camadas superficiais dos solos não revolvidos foi devido à menor taxa de perda de matéria orgânica e à localização superficial do material orgânico adicionado. O efeito dos métodos de preparo do solo sobre a taxa de perda de COT deve-se tanto as reações de oxidação do material orgânico quanto à taxa de erosão e está relacionado com a intensidade de revolvimento. Afirmam ainda, que a aproximação do conteúdo de COT do solo à situação natural somente foi possível nos sistemas que adicionaram grandes quantidades de resíduos vegetais e com métodos de preparo sem revolvimento, ou revolvimento reduzido do solo. Golchin et al. (1995) também relataram valores de carbono orgânico do solo duas vezes maiores em áreas não cultivadas (vegetação natural) do que naquelas sob rotação trigo - pousio.

Para avaliar os efeitos do cultivo de citros em um solo Podzólico Vermelho-Amarelo no município de Matão - SP, Sanches et al. (1997) compararam propriedades do solo de uma área sob cultivo de laranja por 18 anos com outra sob mata natural. Os autores encontraram uma diminuição nos valores de matéria orgânica e de soma de bases na área de cultivo de citros, com diminuição de pH somente na projeção da copa. Os autores atribuíram a queda no teor de matéria orgânica à erosão das camadas superficiais do solo e

ao seu consumo por microrganismos. A redução no teor de bases deveu-se à extração pela cultura e à ineficiência do sistema na reposição de nutrientes. A redução do pH está relacionada à acidificação do solo pelos fertilizantes empregados.

Weil et al. (1993), avaliando o efeito de diferentes sistemas de manejo nas propriedades químicas de um solo Aquic Hapludults, destacaram o aumento no teor de P disponível nas áreas sob sistemas de cultivo (plantio direto com adubação, cultivo mínimo com adubação reduzida, cultivo reduzido com adubação orgânica e cultivo convencional contínuo de milho) quando comparados com o sistema de pastagem, e atribuíram o aumento de P à adubações realizadas nos diferentes sistemas de cultivo. No mesmo estudo foram observados teores de Ca e Mg e de matéria orgânica significativamente maiores no solo sob pastagem do que naqueles sob cultivo.

Estudando as modificações de propriedades químicas de solos arenosos em áreas com diferentes tipos de uso e cultivo na região de Barreiras-BA, Ramalho et al. (1997) observaram a tendência clara de perda de carbono orgânico, nos horizontes superficiais (até 40 cm), com o aumento de anos de cultivo e quando as áreas de cultivo são comparadas à área de mata nativa. O mesmo foi verificado para os valores da soma e da saturação de bases e de CTC. Já o comportamento dos teores de $H+Al$ foi inverso, aumentando nas áreas cultivadas e com o aumento do número de anos de cultivo.

Em estudo sobre os efeitos de cultivos agrícolas anuais contínuos nas propriedades químicas de solos, em áreas de encostas, no sudeste da Nigéria, Ekanade (1997) encontrou valores significativamente menores de matéria orgânica, fósforo disponível, cálcio, magnésio e potássio nos solos cultivados do que naqueles sob cobertura de floresta, nas mesmas condições de relevo. O autor atribuiu tal comportamento, principalmente, às perdas

das frações mais finas do solo pela erosão, cuja intensidade aumenta como consequência da destruição dos agregados pelo preparo do solo e diminuição da sua cobertura vegetal.

Fialho et al. (1991), analisando as propriedades químicas de Latossolos Vermelho - Amarelos em diferentes profundidades (0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-15, 15-20 e 20 - 50 cm) e em locais próximos, sob mata natural, pastagem e eucalipto, não encontraram efeitos significativos das diferentes coberturas vegetais nas médias dos teores de fósforo disponível para as mesmas profundidades. Já o teor do mesmo elemento, de um modo geral, diminuiu em profundidade nos perfis das diferentes áreas, com exceção da área sob mata, onde só se observou diferença significativa na profundidade de 20-50 cm. O autor destaca o valor significativamente maior do elemento P na camada de 0-2 cm da área de eucalipto, atribuindo esta diferença à ciclagem deste nutriente e à inexistência de sub-bosque nesta área. O solo sob mata natural apresentou conteúdo significativamente maior de potássio disponível, de cálcio (até 8-10 cm) e de magnésio (até 15-20 cm) trocáveis do que aquele observado no solo sob eucalipto. O autor atribuiu este resultado à maior ciclagem destes elementos na mata ou mesmo a existência de maior concentração dos nutrientes imobilizada nas plantas de eucalipto e na manta orgânica acumulada sobre o solo. Para os mesmos elementos os conteúdos na área sob pastagem foram maiores que os na área sob eucalipto, mas com diferença significativa só para o magnésio. As concentrações de bases trocáveis e potássio disponível, de modo geral, diminuíram em profundidade, independentemente da cobertura vegetal.

No mesmo trabalho (Fialho et al., 1991), as maiores concentrações de alumínio trocável foram observadas no solo sob eucalipto, diferindo significativamente até a profundidade de 4-6 cm em relação ao solo sob pastagem e até 10-15 cm em relação ao

solo sob mata. Os teores de Al^{+3} nos solos sob mata natural e pastagem aumentaram com a profundidade e, ao contrário, diminuíram quando sob cobertura de eucalipto. O autor atribuiu este aumento à maior absorção de bases pelo eucalipto. Contudo, os valores médios de $H + Al$ em solo sob eucalipto somente diferiram dos obtidos com as outras duas coberturas na profundidade de 0-2 cm. As médias de $H + Al$ não diferiram significativamente no solo sob mata, nas diferentes profundidades. A quantidade de carbono orgânico no solo sob mata natural foi maior do que sob pastagem e eucalipto até a profundidade de 0-8 cm. Neste último, os teores diferiram significativamente da pastagem somente na primeira camada. O autor supôs que as perdas de carbono em solos sob pastagem são maiores do que nas áreas sob as outras coberturas, em virtude da menor proteção proporcionada pela cobertura vegetal.

Dick (1983) avaliou mudanças no pH e nas concentrações de carbono e fósforo orgânico em função da intensidade de cultivo em dois tipos de solos (1-Mollic Ochraqulf e 2-Typic Fragiudalf), encontrando valores de carbono orgânico na superfície (0 - 1,25 cm) 2,5 e 2,2 vezes maiores, para os solos 1 e 2 respectivamente, no tratamento sem preparo de solo quando comparado aos tratamentos de preparos mínimo e convencional. A concentração de C org. no tratamento sem preparo de solo diminuiu rapidamente com o aumento da profundidade. Na seção de 0 - 7,5 cm a concentração de carbono foi significativamente maior na área sem preparo do que nas áreas aradas, nos dois solos estudados. O autor justificou os maiores teores de Corg. no tratamento sem preparo de solo pela menor interação resíduo-solo e, conseqüente, menor taxa de oxidação biológica, e pelas menores perdas de carbono por erosão neste sistema.

Quanto a concentração de fósforo orgânico, o mesmo autor (Dick, 1983) observou diferenças significativas no solo 1, entre os três tratamentos de preparo, somente na profundidade de 22,5 a 30 cm. Na área sem preparo o teor de P orgânico foi menor do que nas de preparo mínimo e convencional, provavelmente como consequência da não movimentação do solo. Para o solo 2 concentrações significativamente maiores de fósforo orgânico foram observadas na área sem preparo, comparada com o preparo mínimo e convencional, na profundidade de 0-7,5 cm, o que foi explicado pelo acúmulo de matéria orgânica nesta camada do solo. As maiores concentrações de fósforo orgânico observadas no tratamento sem preparo, para os dois solos estudados, foram nas camadas de 2,5 a 15 cm, e não na superfície, o que o autor atribuiu a provável maior movimentação de compostos orgânicos no perfil do solo sob este tratamento. O tratamento sem preparo conduziu a uma significativa diminuição nos níveis de pH, ao longo do perfil estudado (0-30 cm), quando comparado aos tratamentos com preparo. Este fato foi atribuído à nitrificação dos fertilizantes aplicados superficialmente, associada à menor eficiência da calagem em solos não mobilizados.

Para a avaliação do impacto do cultivo de mandioca (*Manihot esculenta*) intercalado com milho (*Zea mays*) em um Alfisol sob floresta no Sudeste da Nigéria, Aweto et al. (1992) compararam algumas propriedades químicas do solo na camada de 0-10 cm, sob as duas formas de cultivo e sob floresta nativa. Foram observados valores significativamente decrescentes de matéria orgânica, pH em água, de cálcio, magnésio, potássio e sódio trocável, e na capacidade de troca de cátions (CTC) nos dois sistemas de cultivo quando comparados à área de floresta. Os teores da soma de cátions trocáveis e da CTC foram similares em ambos os sistemas de cultivo. Fósforo disponível foi maior no

sistema de cultivo intercalado do que no contínuo e na floresta. Os autores justificaram os menores valores de C org. nas áreas de cultivo pela retirada da mata, com conseqüente eliminação do suprimento de liteira, aos aumentos da taxa de decomposição da matéria orgânica e as perdas por erosão e lixiviação. Os menores valores de soma de bases trocáveis e CTC nas áreas cultivadas foram devidos a diminuição da matéria orgânica, já que ela é uma das principais responsáveis pela adsorção e liberação de nutrientes e influencia na CTC e na intensidade de perdas por lixiviação nos solos tropicais caulíníticos.

Avaliando a sustentabilidade do solo, Lal et al. (1994) analisaram algumas propriedades químicas de um solo Typic Fragiudalf em Ohio após 28 anos de iniciado seu cultivo. Os tratamentos utilizados resultaram da combinação de três rotações (milho contínuo, milho – soja, e milho - aveia – pastagem formada) com três sistemas de preparo (sem preparo, arado de aiveca e arado de discos). Os autores destacaram que apesar da regular aplicação de calcário no solo sob cultivo convencional, o pH apresentou menores valores do que os encontrados sob os outros dois cultivos rotacionais. Contrariando resultados encontrados em outros trabalhos a intensidade de preparo não afetou o pH do solo, o que os autores atribuíram aos efeitos da rotação de cultura e calagem. Os valores de carbono orgânico decresceram na seguinte ordem: milho contínuo, milho - soja, e milho - aveia - pastagem formada, o que foi justificado pela diferença de resíduos culturais retornados.

São também importantes neste trabalho (Lal et al., 1994) as interações entre os sistemas de preparo e as rotações. Dentro do sistema sem preparo, por exemplo, o milho contínuo teve o mais alto teor de C org. Já para o sistema de preparo com arado de aiveca, os mais altos níveis de C org. foram encontrados na rotação milho – soja; e para o sistema

arado de disco na rotação milho - aveia - pastagem. Os valores de CTC também indicaram a importância da interação entre as rotações e os sistemas de preparo, mostrando-se mais altos para a combinação sem preparo com milho contínuo e mais baixo para arado de aveia com milho - aveia - pastagem formada. A tendência dos valores de cálcio e magnésio trocáveis para as diferentes combinações de rotações e sistema de preparo foram similares aos resultados obtidos para CTC. As concentrações de potássio trocável não foram influenciadas pelos tratamentos de sistema de preparo e rotações.

Silva & Ribeiro (1997) avaliaram alterações na fertilidade de horizontes A, AB e BA de um Latossolo Amarelo em Alagoas, sob mata nativa e cana de açúcar com 2, 18 e 25 anos de cultivo. Os autores encontraram teores de carbono orgânico decrescentes com a profundidade, e as diferenças foram significativas no horizonte AB, no solo sob mata e nos cultivados. Quanto ao tempo de cultivo foi verificado um decréscimo significativo do conteúdo de carbono já nos dois primeiros anos, com uma recuperação progressiva aos 18 e 25 anos, alcançando valores semelhantes, nos dois primeiros horizontes, aos do solo sob mata nativa. O que foi explicado pela remoção mecanizada da mata nativa aumentando a taxa de decomposição da matéria orgânica, e resultando na quebra do equilíbrio do ecossistema nos primeiros anos de cultivo. Com o longo tempo de cultivo (18 e 25 anos) o solo atingiu um novo equilíbrio, com aumento do carbono orgânico pela adição contínua de resíduos da parte aérea e radicular da cana-de-açúcar. Quanto aos valores de pH, não houve diferença significativa entre os tratamentos de mata nativa e cultivo aos 2 anos, sendo as variações mais expressivas observadas aos 18 e 25 anos e devidas à aplicação de calcário e vinhaça. Já os valores de alumínio trocável, foram maiores no horizonte A aos 2 anos de cultivo, diminuindo progressivamente aos 18 e 25 anos. Este aumento inicial foi atribuído à

liberação do alumínio complexado por compostos orgânicos, como consequência da rápida decomposição da matéria orgânica nos primeiros anos após o desmatamento. A saturação de alumínio diminuiu significativamente nos horizontes AB e BA aos 18 e 25 anos de cultivo, quando comparada ao solo sob mata nativa e aos 2 anos de cultivo, devido a movimentação do Ca e Mg para estes horizontes.

Os mesmos autores (Silva & Ribeiro, 1997) observaram aumentos significativos nos conteúdos de Ca e K trocáveis no horizonte A com o tempo de cultivo, não ocorrendo o mesmo com o Mg que permaneceu constante. Nos horizontes AB e BA, entretanto, Ca e Mg trocáveis aumentaram significativamente com o cultivo, enquanto o K manteve-se sem alterações. Os aumentos de bases, com o tempo de cultivo, foram justificados pela aplicação de vinhaça e calcário na área estudada; e os aumentos de Ca e Mg em profundidade, pela movimentação destes elementos para as camadas inferiores. O aumento da saturação por bases observado reflete o aumento nos valores de Ca, Mg e K, devido as adubações. A CTC diminuiu significativamente nos primeiros anos, devido a diminuição no teor de matéria orgânica, havendo depois, um aumento progressivo associado à recuperação dos níveis da própria matéria orgânica. O fósforo aumentou na camada superficial significativamente com os anos de cultivo, como resultante da aplicação de fertilizantes fosfatados a cada ciclo da cultura e da pequena mobilidade do P no perfil.

Barros (1997), avaliou variações nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho - Amarelo em Paty do Alferes-RJ, com diferentes usos e manejo (floresta secundária com aproximadamente 50 anos, pastagem com 15 anos e área com 10 anos de cultivo intensivo). O autor encontrou maiores valores de saturação por bases somente na

camada superficial do solo sob floresta. Os valores de alumínio e carbono orgânico foram maiores na pastagem. Já o pH não apresentou diferenças significativas.

2.4.3 - PROPRIEDADES BIOLÓGICAS

2.4.3.1 - Fauna do solo

2.4.3.1.1 - Conceituação

A fauna do solo consiste de um grupo diverso de organismos que variam de tamanho a partir de poucos micrômetros (Protozoa) até vários centímetros ou mais (grandes minhocas ou diversas espécies de Diplopoda próprias das florestas tropicais). A fauna do solo é classificada, tradicionalmente, de acordo com suas dimensões corporais, em microfauna, mesofauna e macrofauna; e mais recentemente, considerando aspectos fisiológicos tais como o regime alimentar, em saprófagos, fitófagos e predadores (Pinheiro, 1996). Segundo Correia et al. (1997) a fauna do solo é constituída pelos vários grupos de organismos que vivem no solo, os quais exercem as mais variadas funções e são responsáveis por alterações nas propriedades edáficas.

Assad (1997) define a fauna do solo, em função de suas dimensões e habitat, da seguinte forma: “a microfauna edáfica é composta por animais hidrófilos, que necessitam de água livre no solo e que são apenas ligeiramente mais móveis do que a microflora. Estes animais possuem tamanho microscópico e forma muito alongada para que possam penetrar nos capilares do solo (exemplos: protozoários e nematóides). Como mesofauna tem-se os animais que ou são higrófilos (ávidos de umidade) e necessitam de uma atmosfera do solo rica em vapor de água ou são xerófilos e suportam períodos longos de seca. A mesofauna é constituída por espécies que se movimentam nos poros do solo, nas fissuras e na interface

entre a liteira e o solo (exemplos: ácaros, colêmbolos e pequenos insetos). A macrofauna do solo engloba os animais de grande mobilidade que exercem importante papel no transporte de materiais, tanto para confecção de ninhos e tocas, quanto para construção de galerias que alcançam profundidades variáveis no solo (anelídeos, térmitas e formigas)”. A mesma autora destaca que, na biologia do solo o estudo da fauna envolve organismos unicelulares como as amebas, os ciliados e os flagelados (reino Protista) e organismos multicelulares como nematóides, rotíferos, anelídeos e insetos (reino Animalia); e que, portanto, nem todos os organismos agrupados na chamada *fauna do solo* (termo comumente utilizado na ciência do solo), pertencem ao reino Animalia.

Os grupos de animais residentes no solo incluem a maioria das classes de vertebrados (Swift et al., 1979). O resultado dessa diversidade taxonômica é uma imensa variabilidade de tamanhos e de metabolismos no sistema solo (Correia, 1997). A razão para essa diversidade está na grande variedade de recursos e microhabitats que o solo oferece, com uma mistura de fases aquáticas e aéreas altamente compartimentalizadas (Lavelle, 1996).

Para Barros (1997) o sistema biológico de regulação, operado pelos macroorganismos do solo (raízes vivas e macroinvertebrados), têm um papel chave na conservação da fertilidade do solo, afetando as propriedades físicas e químicas assim como a dinâmica da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e o crescimento das plantas. Por estar intimamente envolvida nos processos de fragmentação da serrapilheira e estimulação da comunidade microbiana do solo, a fauna edáfica desempenha um papel fundamental na regulação da decomposição e ciclagem de nutrientes (Swift et al., 1979; Lavelle et al., 1993).

2.4.3.1.2 - Fauna e manejo do solo

As práticas de manejo em um sistema de produção podem afetar de forma direta e indireta a fauna do solo, o que se reflete na sua densidade e diversidade (Correia, 1997; Correia et al., 1997). Para Correia (1997) os impactos diretos correspondem à ação mecânica da aração e gradagem e aos efeitos tóxicos do uso de pesticidas e os efeitos indiretos estão relacionados à modificação da estrutura do habitat e dos recursos alimentares. Complementando, a autora afirma que a retirada de serrapilheira e ervas daninhas, bem como a compactação do solo decorrente do uso intensivo de máquinas agrícolas e cultivos monoespecíficos provocam uma simplificação do habitat, tendo como consequência uma simplificação das comunidades do solo. Mostrando a grande variabilidade na densidade da fauna do solo, Lavelle (1983) pesquisando em savanas da África Ocidental, encontrou valores de biomassa variando de 13 a 36 g/m² e densidades variando de 1.800 a 10.500 indivíduos/m².

Em sistemas agrícolas, as condições edáficas são influenciadas pela retirada da cobertura nativa original e pelas práticas de manejo convencionais tais como queimada, aração, gradagem, adubação e aplicação de pesticidas, as quais têm efeitos diretos sobre a composição e funcionamento da fauna do solo (Curry, 1995; Pinheiro, 1996; Correia, 1997; Silva, 1998). De acordo com Pinheiro (1996) recentes pesquisas têm demonstrado que as práticas agrícolas que afetam a atividade da fauna do solo não devem ser utilizadas por um longo período, especialmente em sistemas com baixo volume de adições de matéria orgânica, já que elas provocam grandes alterações nas comunidades. Lavelle et al. (1994) relata o rápido desaparecimento de minhocas e artrópodos da liteira, seguido à grandes

perturbações, e menciona que, freqüentemente, esses animais não são substituídos por espécies exóticas adaptadas.

Estudando durante cinco anos a influência de diferentes intensidades de aração (zero, reduzida e convencional) sobre a macrofauna de solos sob cultivo de grãos na região nordeste da Austrália, Robertson et al. (1994) encontraram as maiores densidades de predadores e detritívoros no cultivo com aração zero, enquanto que as menores densidades destes grupos foram encontradas no cultivo com aração convencional. No cultivo “zero”, o acúmulo de resíduos da cultura na superfície do solo favoreceu a fauna decompositora e predadora, em contraste com a prática convencional.

O emprego de pesticidas contribui de forma negativa, reduzindo as espécies e o número de indivíduos presentes no solo (Fraser, 1994). Os efeitos dos pesticidas sobre a fauna de solo variam não só em função dos compostos utilizados, como também com o método de aplicação (Correia, 1997).

Os fungicidas em geral, por serem aplicados em doses maiores que inseticidas e herbicidas, têm efeitos muito mais drásticos na fauna do solo (Fraser, 1994). Além disso, há que se considerar os efeitos indiretos da aplicação. A redução da população de fungos leva também a uma redução das populações dos animais fungívoros e de seus potenciais predadores (Correia, 1997). Os inseticidas apresentam efeitos negativos tanto sobre a macrofauna quanto mesofauna (Correia, 1997). Em alguns casos pode haver uma substituição de grupos de ácaros e oscilações das populações de colêmbolos (Gupta, 1994). Os herbicidas em geral tem um efeito inibidor nas populações da fauna de solo, que no entanto, é menos pronunciado que o de fungicidas e inseticidas (Correia, 1997). A redução nas densidades é resultado mais da simplificação do habitat, pela retirada da cobertura viva

proporcionada pelas ervas daninhas do que propriamente resultado da intoxicação da fauna (Wardle, 1995).

O emprego de fertilizantes inorgânicos pode ter um efeito positivo para a fauna de solo, promovendo o aumento da biomassa vegetal e o retorno da matéria orgânica ao solo (Fraser, 1994). Quanto maior for o aumento na biomassa vegetal maior também será a resposta da fauna, embora essa relação não tenha que ser necessariamente linear (Correia, 1997). A mesma autora afirma que alguns fertilizantes, no entanto, podem ser tóxicos a alguns componentes da fauna de solo. Já a adição de adubos orgânicos têm um efeito benéfico sobre a fauna de solo, como demonstrado por Edwards & Lofty (1982b) apud Correia (1997), contribuindo com uma incorporação de nutrientes ao solo e conseqüente melhoria na fonte de alimentos para os organismos do solo.

A queima de áreas para fins de plantio ou colheita tem efeitos negativos drásticos sobre as populações de animais do solo (Correia, 1997). Segundo a mesma autora, além da eliminação direta de praticamente todos os animais que vivem na superfície do solo, a eliminação da serrapilheira elimina a fonte de alimento e desorganiza o habitat. Pinheiro (1996), avaliando a comunidade de macroartrópodos da serrapilheira e do solo em dois plantios de cana-de-açúcar (um submetido à queima anual por ocasião da colheita e outro em que a área não sofreu queima por 40 anos), encontrou resultados mostrando que não só as densidades são consideravelmente maiores no cultivo sem queima, como também a estrutura da comunidade é diferenciada, tendo uma maior percentagem de saprófagos e insetos sociais.

Silva (1998) avaliando os impactos do manejo de uma roça de subsistência, conduzida de acordo com a cultura caiçara (retirada e queima da mata), observou uma

redução de 90% na composição da fauna do solo, diminuição da densidade populacional em 14 vezes e um decréscimo na sua diversidade, que passou de 24 grupos na floresta inicial para 14 grupos após a derrubada e queima da mata. O autor destaca ainda, que não houve uma recuperação destas características no decorrer de um ciclo de manejo.

Barros et al. (1997) estudando a comunidade de macroinvertebrados em áreas de floresta primária e de pastagem (de quinze anos de uso e de seis anos de abandono), encontrou maior riqueza taxonômica (24 grupos) e densidade populacional (6671 indivíduos m^{-2}) na área sob floresta, com a maioria dos invertebrados localizando-se nos primeiros 5 cm do solo. A pastagem de 15 anos apresentou menor riqueza taxonômica (15 grupos) e densidade (1064 indivíduos m^{-2}), com a maioria dos invertebrados situados entre 10 e 25 cm de profundidade (40%) e nos primeiros 5 cm do solo (39%). Na pastagem abandonada foram identificados 16 grupos taxonômicos e alta densidade populacional (5224 indivíduos m^{-2}), estando a maioria dos invertebrados entre 5 e 10 cm (38%) e entre 10 e 25 cm (37%) de profundidade.

A macrofauna de solos tropicais parece ser um bom indicador do funcionamento dos ecossistemas. A quantificação da fauna do solo em termos de abundância, diversidade ou atividade pode contribuir para a avaliação das condições de sustentabilidade de um sistema qualquer, seja ele de produção, de recuperação de uma área degradada, ou até mesmo no caso de um sistema natural (Linden et al., 1994). Segundo Correia (1997) o monitoramento da fauna do solo permite avaliar não só a qualidade do solo, como também o próprio funcionamento do sistema de produção, já que a fauna do solo é intimamente associada aos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes na interface solo-planta.

Lavelle (1994) afirma que a fauna do solo pode ser modificada de forma positiva, para melhorar as propriedades físicas dos solos e regular os processos de decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes.

2.4.3.2 - Biomassa microbiana

2.4.3.2.1 - Conceituação

A biomassa microbiana (BM) é o componente vivo da matéria orgânica do solo, que é considerado um agente transformador de materiais orgânicos do solo e funciona como um importante reservatório lábil de nutrientes às plantas (Jenkinson & Ladd, 1981; Grisi & Gray, 1986; Rice et al., 1996). Muitos modelos de formação da matéria orgânica incluem também a BM como um precursor para as frações mais estáveis de matéria orgânica (Parton et al., 1987). Portanto, a BM pode ser considerada como tendo um papel fundamental dentro dos ciclos biogeoquímicos, tanto para produtividade agrícola como para manutenção de sistemas florestais (Pfenning et al., 1992).

O conteúdo de BM é função das propriedades do solo: pH, textura, temperatura, disponibilidade de água e substrato, e de características da paisagem como cobertura vegetal e posição na encosta. (McGill et al., 1986; Srivastava, 1992; Rice et al., 1996).

2.4.3.2.2 - A biomassa como índice de qualidade do solo

A BM têm grande sensibilidade as mudanças iniciais no conteúdo de matéria orgânica do solo, sendo considerada o compartimento de mais rápido “turnover” (Powlson et al., 1987; Gama Rodrigues, 1992; Franzluebbers & Arshad, 1997). O curto período de ciclagem da BM (menos de um ano) e a rapidez de resposta a alterações nos níveis de matéria orgânica no solo e suas conseqüências ambientais, tornam-a um bom índice para a

avaliação dos distúrbios causados aos ecossistemas naturais quando da instalação de um cultivo agrícola ou pastagem (Bonde et al. 1988; Rice et. al, 1996).

Para Powlson & Jenkinson (1981) a BM responde muito mais rapidamente do que a matéria orgânica total do solo às mudanças de manejo que alteram o input anual de material orgânico. Segundo Powlson et al (1987) as mudanças na BM, em curto período de tempo, podem indicar tendências no conteúdo de matéria orgânica total antes que este possa ser detectado por análises químicas. Os mesmos autores destacam a quantificação da BM, na forma de carbono da biomassa microbiana (CBM), como instrumento para avaliar as modificações no equilíbrio do ambiente e as variações no total de matéria orgânica decorrentes do manejo e uso do solo. Segundo eles, o CBM altera-se mais rapidamente do que as propriedades físicas e químicas.

Para Gama-Rodrigues et al. (1997) os valores de CBM indicam o potencial de reserva de C no solo que participa no processo de humificação, permitindo aferir o acúmulo ou perda de C em função de um determinado manejo, já que quanto maior o carbono da biomassa microbiana, maior será a reserva de C no solo.

Grisi & Gray (1986), afirmam que a BM, por pertencer ao componente lábil da matéria orgânica do solo e por possuir atividade fisiológica influenciada pelas condições bióticas e abióticas, pode ser utilizada para detecção de possíveis alterações devidas ao uso do solo. Para Rice et al. (1996) por integrar propriedades físicas e químicas e responder à atividades antropogênicas, a BM pode ser considerada um apropriado indicador biológico de qualidade do solo.

Powlson & Jenkinson (1981), estudando mudanças no conteúdo de carbono da biomassa microbiana de dois solos de textura leve (areia-franca e franco-arenosa) onde foi

incorporada, por longo período, palha de cevada não queimada e queimada, encontraram valores significativamente maiores no manejo sem a queimada da palha.

Follet & Schimel (1989) avaliando o efeito de práticas de manejo, na dinâmica da biomassa microbiana, na camada de 0-10 cm de um solo Pachic Haplustoll em área inicialmente sob pasto nativo e após 16 anos de cultivo de trigo (*Triticum aestivum*) alternado com pousio, observaram a seguinte sequência de diminuição nos valores de carbono da biomassa microbiana: área com pasto nativo (testemunha) área com cultivo sem preparo do solo (área com manutenção de restos culturais) área com aração. Este resultado foi justificado pela diminuição do carbono disponível para o crescimento microbiológico proporcional ao aumento da intensidade de cultivo.

Garcia & Rice (1994) avaliaram os efeitos da queimada, roçada, e adubação nitrogenada na biomassa microbiana, na camada de 0-30 cm de solos sob pastagem. Os autores verificaram uma tendência de diminuição do carbono da biomassa na área submetida a queimada, embora não significativa. Já os efeitos da roçada e retirada da palhada na diminuição do carbono da biomassa foram significativos e atribuídos à redução do input de carbono, pela retirada da biomassa vegetal superficial e supressão do crescimento radicular.

Gama Rodrigues et al. (1997) estudaram a biomassa microbiana como indicador da dinâmica de C e N em um Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso, de relevo fortemente ondulado, sob diferentes coberturas florestais na região de Viçosa-MG. Os autores encontraram maiores valores de CBM nos solos sob eucalipto e pinus do que naqueles sob angico e capoeira.

Em estudo que objetivou estimar o conteúdo de CBM em uma Areia Quartzosa álica, sob pastagem de *Brachiaria decumbens* submetida à diferentes métodos de recuperação, Carvalho et al. (1998) verificaram os maiores valores de CBM nos tratamentos que receberam calcário mais fertilizantes, o que atribuíram ao maior acréscimo de matéria orgânica proveniente tanto da parte aérea quanto das raízes. O CBM reduziu no tratamento com utilização de grade no preparo, com e sem calagem, o que foi associado ao aumento da mineralização e à danos no sistema radicular. Os valores de CBM foram maiores na camada de 0-10 do que na de 10-20 cm, devido a maior disponibilidade de nutrientes e o teor mais elevado de matéria orgânica na camada superficial.

Em estudo comparativo da dinâmica de CBM na camada de 0-10cm de solos sob floresta de eucalipto e floresta natural, em cinco diferentes regiões no Brasil, Gama-Rodrigues & Barros (1998) constataram valores significativamente maiores de CBM nos solos sob floresta nativa.

Carvalho et al. (1998) avaliaram o efeito do tipo de preparo do solo na BM em diversas profundidades (0-2,5; 2,5-5,0; 5,0-10,0; 10,0-20,0 e 20,0-30,0 cm), em áreas sob sistema de plantio direto e convencional, durante um ano de cultivo em rotação com soja (*Glycine max*) e aveia preta (*Avena strigosa*) na região do Carambeí-PR. Os resultados mostram valores de CBM superiores nos solos sob plantio direto em todas as profundidades até 20 cm, o que foi atribuído à maior adição de substrato orgânico e a calagem.

Comparando o CBM nas profundidades de 0-5 e 5-20 cm em solo Podzólico Vermelho - Amarelo sob pastagem de braquiária (*Brachiaria decumbens*) e floresta secundária, no município de Pinheiral-RJ, Gonçalves et al. (1998) constataram valores significativamente maiores na camada de 0-5 cm, em ambas as coberturas vegetais. Os

valores de CBM foram também maiores, em ambas camadas do solo, na área sob floresta secundária do que na área de pastagem, porém a diferença não foi significativa.

Martins et al. (1997) estudaram variações do CBM na camada de 0-5 cm em três áreas sob cultivo de pinus (*Pinus* sp.), feijão (*Phaseolus vulgaris*) e campo nativo, na Estação Experimental do Canguiri da UFPR, no município de Piraquara-PR. Os autores obtiveram maiores valores de CBM no campo nativo, seguido do feijão e o Pinus, sendo que entre os dois últimos tratamentos não houve diferença significativa. O maior valor do CBM no campo nativo foi justificado pelo sistema radicular muito denso e a renovação intensa das gramíneas dominantes neste tipo de vegetação.

3 - ÁREA DE ESTUDO

3.1 – LOCALIZAÇÃO

O estudo foi realizado em áreas da antiga Fazenda Pinheiros, inseridas na porção da microbacia do Ribeirão Cachimbal localizada no município de Pinheiral.

O município de Pinheiral abrange uma área de 81 km² e está localizado na região do Médio Vale do Paraíba Fluminense, no sul do Estado do Rio de Janeiro, entre as latitudes de 22° 29 ' 03" e 22° 35 ' 27" S, entre longitudes de 43° 54 ' 49" e 44° 04 ' 05" W e a uma altitude média de 420 m. A bacia do Ribeirão Cachimbal faz parte da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, situando-se na sua margem esquerda, onde ocupa uma área de aproximadamente 9817 hectares compreendendo os municípios de Pinheiral (33,32 %), Pirai (61,08 %) e Volta Redonda – RJ (5,6 %) (Oliveira, 1998).

3.2 - CLIMA

O clima do município de Pirai (Quadro 1), de acordo com a classificação de Köppen (1938), foi identificado de duas formas distintas, em Cwa – clima temperado de inverno seco e verão chuvoso, e Am – clima tropical chuvoso, de monção, com inverno seco, respectivamente segundo dados da Estação Meteorológica de Pirai e da Estação Ecológica de Pirai (Oliveira, 1998).

De acordo com a classificação de Thornthwaite (1955), a região apresenta clima úmido, com pouco ou nenhum déficit hídrico, megatérmico, com calor bem distribuído o ano todo. Dados recentes (1985 a 1996) do Posto Meteorológico da Fazenda Santa Marta – SIMAB, indicam que a região possui um período chuvoso bem definido de novembro até o início do outono, com máximas em dezembro, janeiro e fevereiro, ocasionalmente em março. O período seco se estende de abril até agosto e, ocasionalmente, setembro. As precipitações mensais são inferiores a 100 mm, exceto no período chuvoso (novembro a março) onde foram registradas máximas como a de 406 mm, em dezembro de 1986. Segun-

Quadro 1 - Normais climatológicas do município de Pirai (RJ).

Fatores climáticos		Verão	Outono	Inverno	Primavera	Total anual
Temperatura (° C)	Média	23-24	18-20	18-19	21-23	20,9*
	Média das máximas	30-33	25-28	25-26	27-30	30-33
	Média das mínimas	12-14	17-19	12-13	19-20	12-13
	Máx. e mín. absoluta	38,4	-	-	-	-
Umidade relativa do ar (%)		80	84-87	80	80	80
Nebulosidade (mm)		80-100	60-80	80-100	80-100	80-100
Precipitação - média mensal (mm)		192	78	47,5	154	1308*

Fonte: Barbière & Kronemberger (1994) modificado por Oliveira (1998)
Dados da Estação Meteorológica de Pinheiral

do Oliveira (1998) a umidade relativa do ar é superior a 80% na maior parte do ano com os valores máximos no outono, o que confere alta nebulosidade à região. A temperatura média anual é de 20,9 °C.

Dados anteriores (Projeto RADAM/BRASIL, 1983) indicam que a precipitação média anual varia de 1300 a 1500 mm, com excedente hídrico de 100 a 150 mm mensais de dezembro a março e pequena deficiência hídrica de julho a setembro. A evapotranspiração real é de 1058 mm e a potencial de 1176 mm. A evaporação varia entre 60-80 mm no outono e 80-100 mm no restante do ano.

3.3 - GEOLOGIA

A região encontra-se inserida nas feições tectônicas e unidades litoestratigráficas do Grupo Paraíba do Sul, predominando rochas com distintos graus de metamorfismo. A área em estudo possui dois fortes domínios estruturais caracterizados por foliação de mergulho para NW e SE.

Quanto a geologia local, foram identificados em levantamento (M. P. Garcia, UFRRJ-IA/DG, informação pessoal) que compreendeu parte do município de Pinheiral (Figura 4), o predomínio dos seguintes materiais: a) microclina gnaisse porfiroclástico, b) biotita muscovita gnaisse e c) biotita gnaisse. Ocupando menores extensões foram encontrados os sedimentos da Bacia de Volta Redonda e os do Quaternário e os diques de rochas básicas.

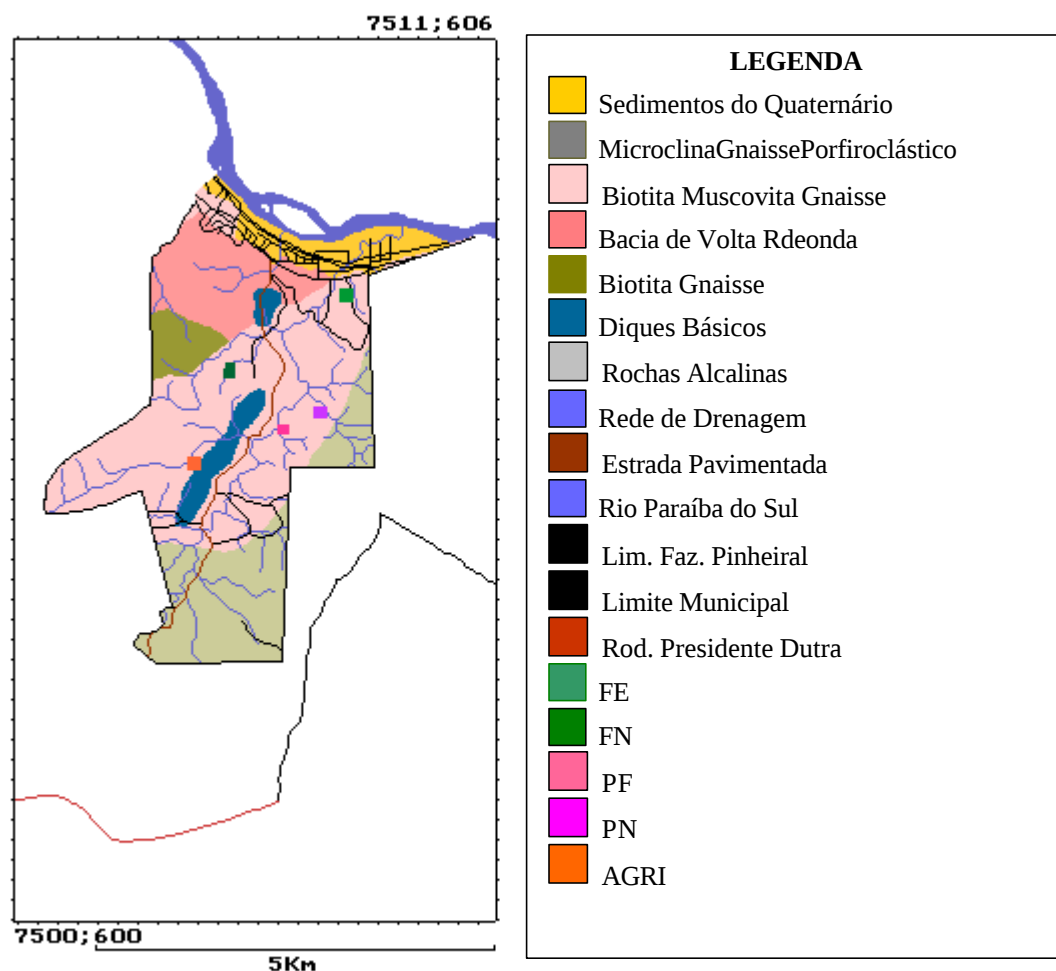


Figura 4 – Litologia da área da antiga fazenda Pinheiros, município de Pinheiral – RJ (fonte: Laboratório de Geoprocessamento – IA/DG/UFRRJ).

3.4 - GEOMORFOLOGIA

O município de Pinheiral -RJ, está situado na unidade geomorfológica da depressão do médio Paraíba do Sul, que por sua vez está inserida na região do vale do rio Paraíba do

Sul, subdivisão do grande domínio regional das faixas de dobramentos remobilizados, que geograficamente caracteriza praticamente toda a região sudeste do país. Nesta depressão, cuja formação deve-se a fenômenos tectônicos, o modelado geomorfológico encontra-se condicionado a um acentuado controle estrutural que foi esculpido por sucessivas fases erosivas e deposicionais (M. H. G. Góes, UFRRJ-IA/DG informação pessoal). É freqüente a presença de colinas colmatadas que fazem a interface entre o grande 'Graben-Horst' que caracteriza o sistema Paraíba do Sul (Projeto RADAM/BRASIL, 1983). A formação morfo-estrutural é determinada pelo delineamento estrutural no sentido Sudoeste-Nordeste que é comum em toda a região. Esta formação explica o relevo acidentado que caracteriza a feição geomorfológica conhecida como “mar de morros” (Ab’Saber, 1996) (Figura 5) e a formação de diversos vales estruturais, que conformam uma rede de drenagem diversificada (Oliveira, 1998).



Figura 5 – Feição de relevo típica da região de estudo.

Na região predominam as colinas situadas em encostas com cobertura do tipo talus e rampa de colúvio. Cortando esta formação, observam-se vales estruturais que condicionam a drenagem local, formando pequenas várzeas, até encontrar a área de influência da grande várzea do Paraíba do Sul. As principais feições geomorfológicas são: bancas arenosas, várzeas ou planícies de inundação, terraços fluviais, terraço alúvio-coluvionar, rampas de colúvio, colinas estruturais aplainadas, colinas estruturais isoladas, encostas de talus, encostas estruturais dissecadas, encostas adaptadas a falhamentos, vales estruturais, interflúvios estruturais e canais meandantes (M. H. G. Góes, UFRRJ-IA/DG informação pessoal) (Figura 6).

3.5 - RELEVO

A região apresenta várias formas de relevo com distintos graus de dissecação. A altitude varia desde 360 metros na grande várzea do Paraíba do Sul, foz do ribeirão Cachimbal, até 720 metros na serra do Arrozal, no interflúvio ao sul da bacia do ribeirão Cachimbal. (Oliveira, 1998).

Na área de abrangência do ribeirão Cachimbal, predominam encostas com declividades variadas (72,0 %), poucas áreas de topos de morros aplainados (5,7 %) e várzeas estreitas (22,3 %) nos vales estruturais da bacia e às margens de seu canal principal (Oliveira, 1998).

3.6 - VEGETAÇÃO

A região está inserida em área de domínio ecológico da Mata Atlântica, cuja a vegetação original denomina-se Floresta Pluvial Baixo Montana, característica de zonas de

altitudes entre 300 e 800 metros. As árvores mais altas alcançam entre 15 e 25 metros, não ultrapassando 40 a 60 cm de diâmetro a altura do peito. O espaçamento entre as espécies é maior do que o verificado em locais mais baixos, com formação de três estratos aéreos: estrato arbóreo superior, inferior e arbustivo. A presença de espécies do estrato herbáceo é

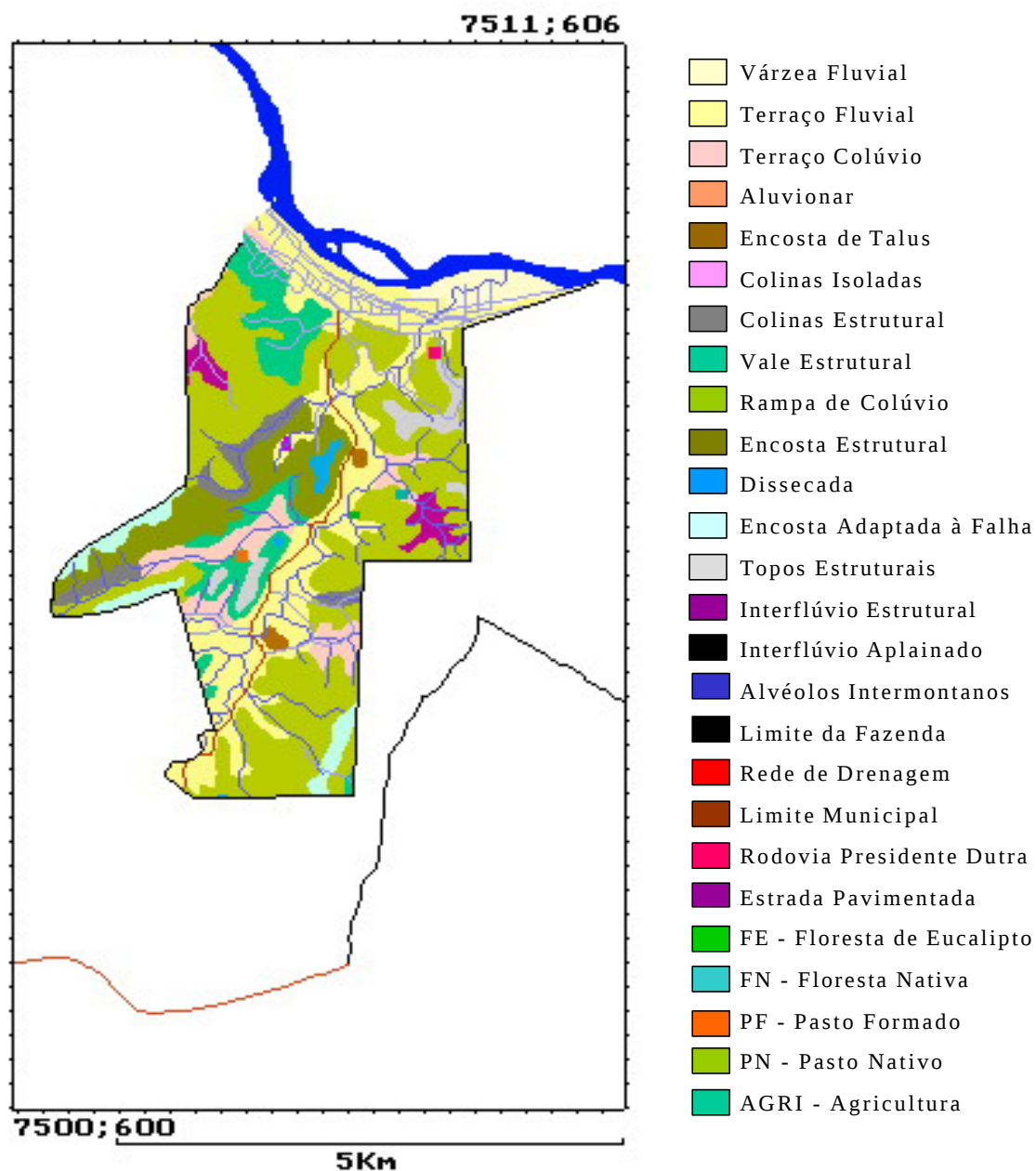


Figura 6 - Geomorfologia da área da antiga Fazenda Pinheiros em Pinheiral – RJ (fonte: Laboratório de Geoprocessamento – IA/DG/UFRRJ).

pequena, o que confere raleamento da vegetação, permitindo o trânsito de pessoas sem necessidade da abertura de trilhas. Observa-se também a presença de lianas grossas, palmeiras e epífitas (Rizinni, 1992).

A vegetação que atualmente predomina na região é constituída por pastagens, tanto as implantadas (principalmente *Brachiaria spp*), como as naturais não manejadas (capim-gordura - *Melinis minutiflora*, capim jaraguá - *Hyparrhenia rufa*, sapê - *Imperata brasiliensis*, capim rabo-de-burro - *Andropogon bicornis*, grama batatais - *Paspalum notatum*, outras gramíneas e leguminosas nativas) que apresentam-se em diferentes estágios de degradação, nível de uso e/ou abandono, dando origem às demais formas de vegetação da área, como os pastos sujos e as capoeiras.

3.7 - SOLOS

No levantamento de solos realizado nas terras da antiga Fazenda Pinheiros, no município de Pinheiral – RJ, em escala 1:10.000 (UFRRJ; EMBRAPA/CNPS & UFF/CANP, trabalho em andamento) (Quadro 2), as unidades de mapeamento predominantes foram: Podzólico Vermelho-Amarelo, Latossolo Amarelo e Podzólico Vermelho-Amarelo Planossólico nas elevações e Glei Húmico nas áreas de baixada.

3.8 - SISTEMA FUNDIÁRIO

O município de Pinheiral tem sua área total distribuída em torno de 25 % de área urbana e 75% de área rural (F. J. S. do Santos, Prefeitura Municipal de Pinheiral – informação pessoal). A antiga Fazenda Pinheiros tem atualmente a seguinte distribuição de

ocupação: a maior parte da área rural encontra-se ocupada por 176 famílias de posseiros, com módulos agrícolas de

Quadro 2– Distribuição das principais unidades de mapeamento de solos da antiga Fazenda Pinheiros, Pinheiral-RJ.

Unidades de Mapeamento	Área Aproximada (Ha)	%
Podzólico Vermelho-Amarelo (PV)	414,14	37,35
Glei Húmico	211,63	18,52
Latossolo Amarelo	117,87	10,32
Podzólico Vermelho-Amarelo Planossólico	96,64	8,46
Associação PV + Cambissolo	85,84	7,51
Podzólico Amarelo Latossólico	55,38	4,85
Complexo Podzólico Vermelho Escuro e PV	45,20	3,96
Cambissolo	43,16	3,78
Podzólico Bruno	32,29	2,83
Terra Roxa Estruturada Latossólica	17,93	1,57
Brunizém	14,66	1,28
Complexo Gleí Húmico e Pouco Húmico	77,56	0,68
Totais	1212,30	100,00

área média de 5 ha (J. Repolez Teixeira, Sindicato dos trabalhadores na Agricultura de Pinheiral, informação pessoal) e pela PMP. Incluída na área da PMP, destaca-se a atualmente desativada Estação Fitossanitária de Pinheiral - Ministério da Agricultura, com cerca de 60 ha. Além destas, 380 ha de terras são ocupadas pela Universidade Federal Fluminense, utilizadas pelo Colégio Agrícola Nilo Peçanha (CANP) para atividades de ensino e experimentação agrícola. A área urbana da fazenda é constituída pelos bairros Chalé, Paraíso, Colina, Oriente, e parte dos bairros Centro, Cruzeiro e Palmeiras.

3.9 - USO DAS TERRAS

A primeira forma de uso da área foi o extrativismo, sendo posteriormente substituída, no período colonial, pela cultura do café. Progressivamente as lavouras cafeeiras foram substituídas pela pecuária extensiva, cujo o manejo inadequado contribuiu para a formação da paisagem que hoje domina a região (Figura 7).

Os fragmentos florestais remanescentes são pequenos e localizam-se nos interflúvios das principais bacias hidrográficas e em áreas de difícil acesso, cuja a situação de relevo não permitiram a utilização agrícola.

O tipo de uso que ainda predomina nas terras agrícolas do município é a pecuária leiteira e de corte (com menor intensidade) extensivas, caracterizadas pelo manejo inadequado das pastagens, com forte pressão de pastoreio e uso de queimadas freqüentes para limpeza dos pastos, o que vem favorecendo a degradação dos solos pela intensificação do processo de erosão. Em muito menor escala, encontra-se nas pequenas propriedades, uma agricultura predominantemente de subsistência, caracterizada pelo policultivo nas encostas, com práticas de manejo que proporcionam exposição direta do solo aos agentes erosivos. Em algumas áreas verifica-se também a extração de argila, utilizada como matéria-prima em olarias da região.



Figura 7 - Principais coberturas vegetais verificadas na região: (a) floresta secundária, (b) agricultura e (c) pastagem.

4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1 - SELEÇÃO DAS UNIDADES DE PAISAGEM

Para definição das paisagens a serem estudadas, como etapa inicial do projeto, as áreas agrícolas da bacia do ribeirão Cachimbal, dentro do município de Pinheiral, foram percorridas e examinadas, o que possibilitou a identificação de cinco áreas, que representam as principais formas de uso do solo na região. Para esta seleção foram considerados: a forma da vertente e o comprimento da pendente, cobertura vegetal (floresta natural, pastagem e agricultura), grau de erosão das encostas e importância econômica e ambiental. Em cada área obteve-se o histórico de uso, através de entrevista, com seus antigos e atuais ocupantes.

Foram identificadas as seguintes paisagens:

Área de Agricultura Anual - **Agri**

Área de Pasto Nativo - **PN**

Área de Pasto Formado - **PF**

Área de Floresta de Eucalipto - **FE**

Área de Floresta Nativa Secundária - **FS**

4.1.1 - DESCRIÇÃO DAS UNIDADES DE PAISAGEM

Pasto Formado (PF)

A unidade PF (Figura 8) está localizada em elevação com comprimento de encosta em torno de 120 metros, dividida nos seguintes compartimentos: topo com declive de 12%; terço superior da vertente com formato convexo e declive de 31%; terço médio de formato linear-convexo e declive de 42%; e terço inferior linear-côncavo e declive de 26%.

O histórico de uso recente constitui-se de pastagem nativa até 1993, quando foi formada pastagem de *Brachiaria decumbens* com emprego de tração mecanizada (aração e gradagem com trator de esteira) para o preparo do solo, em toda a encosta, e com prática de calagem (calcário dolomítico incorporado) e adubação (NPK em sulcos de plantio). Pela melhor qualidade de pastagem, quando comparada às áreas de pasto nativo no seu entorno, esta área é submetida a uma maior pressão de pastoreio. A ocorrência de queimadas é menor do que aquela observada na área de pasto nativo.

Pasto Nativo (PN)

A unidade PN (Figura 9) está localizada em elevação com comprimento de encosta em torno de 180 metros, dividida nos seguintes compartimentos: topo com declive de 13%; terços superior, médio e inferior da vertente com formato linear - convexo e - côncavo com declives de 26, 32 e 43%, respectivamente.



O histórico de uso caracteriza-se pela alternância entre capoeiras e pastagem nativa (cobertura atual), desde a decadência da cafeicultura, onde a pastagem mostra o domínio de grama batatais (*Paspalum notatum*), com menor ocorrência de invasoras como o assa-peixe (*Vernônia polyanthes*), juá (*Solanum aculeatissimum*) e alecrim (*Rosmarinus officinalis*). Nos últimos 20 anos observa-se a alternância de pastoreio, com épocas de baixa lotação,

quando há grande oferta de alimentos, e de intensa lotação, quando a baixa disponibilidade de forragens acarreta um forte pisoteio e a diminuição da cobertura vegetal, favorecendo o processo erosivo. Esta unidade de paisagem é a que apresenta a maior incidência de queimadas. Os investimentos de manutenção da área restringem-se às roçadas esporádicas.



Figura 9 - Vista parcial da unidade de paisagem Pasto Nativo (PN).

Floresta de Eucalipto

A unidade FE (Figura 10) está localizada em elevação com comprimento de encosta em torno de 120 metros, dividida nos seguintes compartimentos: topo com declive de 17%; terços superior, médio e inferior da vertente com formato linear-convexo e -côncavo e declives de 26, 29, e 37%, respectivamente.

O histórico de uso recente constitui-se de pastagem nativa que deu lugar no ano de 1982 à cultura de eucalipto (1500 plantas), com plantio em nível no espaçamento de 3,0 x 1,5 m. Como práticas culturais foram construídos cordões de contenção a cada 15 m, calagem (90 gramas de calcário dolomítico por cova), adubações orgânica (4 litros de esterco bovino por cova) e fosfatada (150 gramas de superfosfato simples por cova). O plantio foi submetido ao primeiro corte (com motosserra) em novembro de 1996 apresentando uma produtividade de 218 m³ por hectare.



Figura 10 - Vista parcial da unidade de paisagem Floresta de Eucalipto (FE).

Floresta Nativa Secundária (FS)

A unidade FS (Figura 11) está localizada em elevação com comprimento de encosta em torno de 130 metros, dividida nos seguintes compartimentos: topo com declive de 17%;

terços superior, médio e inferior da vertente com formato linear-convexo e -côncavo e declives de 56, 68, e 46%, respectivamente.

Esta área encontra-se com cobertura florestal que se instalou após o abandono das terras, quando houve a decadência da cafeicultura.



Figura 11 - Vista parcial da unidade de paisagem Floresta Secundária (FS).

Apresenta boa diversidade de espécies com altura que atinge cerca de 10 metros, e sofre pressão antrópica pela retirada de madeira para cabos de ferramentas, lenha e mourões para cerca. As principais espécies florestais encontradas são o Pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha*), Camboatá (*Cupania vernalis*), Embaúbas (*Cecropias sp*), Quaresmeiras (*Tibouchina sp*), Pau-formiga (*Triplaris brasiliiana*), Monjoleiros (fam. Leguminosae),

Sangue-de-dragon (*Croton urucurana*), Ingás (*Inga sp.*), Mulungú (*Erythrina velutina*), Ipê (*Tabebuia chrysotrica.*) e Jacarandá bico-de-pato (*Macherium aculeatum*), entre outras.

Agricultura Anual (Agri)

A unidade Agri (Figura 12) está localizada em elevação com comprimento de encosta em torno de 150 metros, dividida nos seguintes compartimentos: topo com declive de 13%; terços superior, médio e inferior da vertente com formato linear-convexo e -côncavo e declives de 26, 29 e 34%, respectivamente.



Figura 12 - Vista parcial da unidade de paisagem Agricultura Anual (Agri).

O histórico de uso recente (últimos 12 anos) da área constitui-se de agricultura familiar e de subsistência com cultivos anuais tais como milho (*Zea mays L.*), feijão

(*Phaseolus vulgaris* L.) e mandioca (*Manihot esculenta* Crantz). O preparo do solo é realizado com o emprego de tração animal esporádica na posição de topo, terço superior e médio, e no terço inferior é adotado o plantio direto em covas. As capinas e cultivos são realizados manualmente com manutenção de restos de plantas invasoras e culturais sobre o solo, sem prática de queimada no período entre os cultivos.

4.1.2 - CARACTERIZAÇÃO DAS UNIDADES DE PAISAGEM

Para avaliar a homogeneidade dos solos nas áreas selecionadas, foram coletadas amostras nas profundidades de 0 - 10 cm e 10 - 20 cm e abertas mini-trincheiras em cada um dos pontos da encosta (topo, terços superior, médio e inferior).

A descrição dos perfis e coleta de amostras foram feitas conforme o Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo (Lemos e Santos, 1996). Foram coletadas amostras de cada horizonte para as caracterização química e física (amostras indeformadas para densidade do solo).

Os resultados obtidos nesta etapa do projeto sugeriram que as propriedades morfológicas, físicas e químicas dos horizontes superficiais dos solos podem ser usadas para avaliar os estágios de degradação dos solos, como consequência da erosão hídrica, auxiliando no estabelecimento de sistemas de produção agrícola sustentáveis e no monitoramento da qualidade do ambiente.

4.2 - DIAGNÓSTICO DE DEGRADAÇÃO DO SOLO

Na segunda etapa do projeto as áreas sob cultivo agrícola (culturas e pastagem) e cobertura de floresta, em quatro posições da vertente (topo, terço superior, terço médio, e terço inferior da encosta), foram analisadas quanto à variação de algumas das propriedades

físicas, químicas e fauna edáfica, utilizadas como índices de degradação das terras por erosão hídrica.

As propriedades escolhidas como índices de degradação ou indicadores de qualidade do solo, foram as seguintes: 1- propriedades físicas, densidade do solo, densidade das partículas, porosidade total, estabilidade dos agregados e grau de flocculação; 2- propriedades químicas, pH em água, valores S e T, acidez extraível (H + Al), carbono orgânico e fósforo assimilável; e 3- propriedades biológicas, biomassa microbiana e fauna edáfica.

A amostragem das áreas foi realizada ao fim do mês de abril, período em que ocorre uma diminuição significativa dos índices pluviométricos na região. De cada uma das unidades da paisagem foram formadas cinco amostras compostas a partir de cinco amostras simples para as análises químicas, físicas e biomassa microbiana. Para fauna do solo, foram coletadas dez amostras no terço médio de cada uma das unidades de paisagem. A amostragem foi realizada nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm para as análises químicas e algumas físicas, 0-5 e 5-10 cm para biomassa e 0-5 cm para fauna.

4.3 - MÉTODOS ANALÍTICOS

4.3.1 - PREPARO DAS AMOSTRAS

A metodologia para a caracterização dos perfis está de acordo com a recomendada pelo Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA/CNPS, 1997). As amostras de terra foram secadas ao ar, destorroadas e passadas em peneira com malha de 2,0 mm, para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA). Para determinar a densidade do solo foram utilizadas amostras indeformadas. As amostras de solo e serrapilheira utilizadas para

avaliação de mesofauna edáfica foram coletadas utilizando-se do método do quadrado metálico, descrito por Geoffroy et al. (1981).

4.3.2 - ANÁLISES FÍSICAS

Composição granulométrica

As amostras foram dispersadas com NaOH 1 mol l⁻¹ e agitadas, em baixa rotação, por 16 horas, conforme modificação proposta por Rezende (1979). O teor de argila total foi determinado na suspensão, pelo método da pipeta (Day, 1965). As frações areia grossa e areia fina foram separadas por tamisação, em peneiras de malhas 0,2 e 0,053 mm, respectivamente. O silte foi obtido por diferença.

Argila dispersa em água

Foi determinada conforme o método acima, utilizando-se, porém, água destilada para dispersão.

Grau de flocculação

Foi calculado conforme a fórmula:

$$GF(\%) = [\text{argila total} (\%) - \text{argila dispersa em água} (\%) / \text{argila total} (\%)] \times 100$$

Densidade do solo

Foi determinada pelo método do anel volumétrico (Kopecky), expressa em kg dm⁻³.

Densidade das partículas

Foi determinada pelo método do álcool etílico, e expressa em kg dm⁻³.

Porosidade total

Foi calculada com o uso da fórmula: $PT(\%) = (1 - DS/DP) \times 100$

Estabilidade de agregados

Foi determinada pelo método de avaliação dos agregados estáveis em água (Yoder, 1936).

4.3.3 - ANÁLISES QUÍMICAS

pH em água

Foi determinado potenciométricamente na suspensão solo-líquido de 1:2,5, com tempo de contato não inferior a uma hora e agitação da suspensão antes da leitura.

Cálcio e Magnésio trocáveis

Foram extraídos com solução de KCl 1 mol L^{-1} na proporção de 1:10, sendo obtidos por complexometria em presença do coquetel tampão. O Ca^{+2} foi determinado em presença de KOH a 10%, sendo ambos titulados com EDTA $0,0125\text{ mol L}^{-1}$; o Mg^{2+} foi obtido por diferença.

Potássio e Sódio trocáveis

Foram extraídos com solução de HCl $0,05\text{ mol L}^{-1}$ e H_2SO_4 $0,0125\text{ mol L}^{-1}$ na proporção solo-solução 1:10 e determinados por fotometria de chama.

Alumínio trocável (Al^{+3})

Foi extraído com solução de KCl 1 mol L^{-1} na proporção de 1:10 e determinado pela titulação da acidez com NaOH $0,025\text{ mol L}^{-1}$.

Acidez extraível ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$)

Foi extraída com solução de acetato de cálcio 1 mol L^{-1} , ajustada a pH 7,0 na proporção de 1:15 e determinada por titulação com NaOH $0,025\text{ mol L}^{-1}$.

Valor S

Foi calculado pela soma dos teores de cálcio, magnésio, potássio e sódio trocáveis.

Hidrogênio extraível (H^+)

Foi obtido pela diferença entre a acidez extraível e o alumínio extraível.

Porcentagem de saturação por alumínio

Foi calculada pela expressão: $100 \times (Al^{+3} / Valor\ S + Al^{+3})$.

Carbono orgânico

Foi determinado pela oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio 0,2 mol L⁻¹ em meio sulfúrico e titulação pelo sulfato ferroso amoniacal 0,1 mol L⁻¹.

Fósforo assimilável

Foi extraído com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ e determinado por colorimetria após a redução do complexo fosfomolibdico com ácido ascórbico, em presença de sal de bismuto.

4.3.4 - ANÁLISES BIOLÓGICAS

Carbono da biomassa microbiana

Foi determinada pelo método da fumigação - extração apresentado por Vance et al. (1987). Neste método a fumigação é realizada com clorofórmio e a extração com sulfato de potássio 0,5 mol l⁻¹.

Fauna edáfica

Foi avaliada pelo método dos funis de Berlese-Tullgreen que, segundo Oliveira (1997), consiste basicamente de uma estante com uma bateria de funis, onde são colocadas

as amostras, que têm em sua base um recipiente de vidro contendo uma solução fixadora (ácido acetilsalicílico), que recolhe os animais. Acima dos funis, lâmpadas de 25 W fornecem a fonte de calor necessária para forçar a migração dos animais que caem no recipiente com a solução.

5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 - CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS

Para discussão dos resultados, foram caracterizados os solos das cinco unidades de paisagem (Pasto Formado, Pasto Nativo, Floresta de Eucalipto, Floresta Secundária e Agricultura Anual).

A classificações dos solos, características da paisagem e algumas propriedades morfológicas são apresentados nos quadros 3, 4 e 5.

5.1.1- CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS E CARACTERIZAÇÃO DAS PAISAGENS

Os solos identificados nas cinco áreas, enquadram-se na classificação de Podzólico Vermelho-Amarelo Álico tb A moderado textura média/argilosa fase floresta subcaducifólia relevo forte ondulado, classe predominante na área da antiga Fazenda Pinheiros. Estes solos, por terem sido formados a partir da ação do intemperismo sobre

rochas ácidas, principalmente gnaiss, e pelo relevo predominante de encostas com declividades variando de 35 a 70 %, têm as seguintes características: avançado grau de intemperismo, drenagem moderada a acentuada, facilmente erodíveis e em geral pouco férteis. Estas características aliadas ao manejo inadequado das áreas cultivadas são responsáveis pelo alto índice de degradação. Entre as propriedades que podem ser usadas para avaliar este grau de degradação destacam-se a espessura do horizonte A e do solum (Quadro 3).

Quadro 3 – Classificação dos solos e caracterização das paisagens

Cobertura ⁽¹⁾	Classificação ⁽²⁾	Declividade (%)	Drenagem ⁽³⁾	Espessura Hor.A (cm)	Prof.Solum (cm)
PF	PV	42	BD	51	102
PN	PV	32	MD	23	107
FE	PV	29	AD	31	141
FS	PV	68	AD	30	176
Agri	PV	29	MD	24	86

⁽¹⁾ Legenda: PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; Agri – agricultura anual.

⁽²⁾ PV = Podzólico Vermelho-Amarelo .

⁽³⁾ AD = Acentuadamente drenado; BD = Bem drenado; MD = Moderadamente drenado.

5.1.2 - PROPRIEDADES MORFOLÓGICAS E GRANULOMETRIA

Os solos estudados apresentaram expressiva contribuição da fração argila nos horizontes diagnósticos subsuperficiais (Quadro4), caracterizada pelas classes de textura argilosa e muito argilosa. Os maiores teores de areia foram verificados nos horizontes superficiais e, para a fração silte, pode-se observar um aumento desta em profundidade. Os

perfis apresentaram valores baixos da relação silte/argila para os horizontes superficiais, aumentando em profundidade.

Quadro 4- Algumas características morfológicas e físicas dos perfis.

Cober. ⁽¹⁾	Horiz.	Cor ⁽²⁾	Estrutura ⁽³⁾	Granulometria Argila Silte		Relação textural ⁽⁴⁾
g/kg						
PF	A1	7,5YR 4/2	mo pq gr	19	6	--
	Bt2	2,5YR 5/4	mo pq e me ba	56	8	2,26
PN	Ap	10YR 3/2	mo pq e me gr	27	15	--
	Bt2	5YR 5/4	mo pq ba	60	13	1,75
FE	A1	10YR 3/2	fr mpq gr	21	1	--
	2Bt2	2,5YR 4/6	mo pq e mpq bsa	49	21	2,34
FS	A1	7,5YR 4/2	fr pq gr	21	3	--
	2Bt	5YR 4/8	mo pe bsa	53	4	2,25
Agri	Ap	10YR 3/2	mo peq e mpq gr	21	21	--
	Bt2	7YR 5/4	mo pq e me ba	68	9	1,78

⁽¹⁾ Legenda: PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; Agri – agricultura anual.

⁽²⁾ Cor úmida Munsell

⁽³⁾ Estrutura - Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo (Lemos e Santos, 1996). mo: moderada; fr: fraca; pq: pequena; me: média; mpq: muito pequena; gr: granular; ba: blocos angulares; bsa: blocos subangulares.

⁽⁴⁾ Calculado segundo EMBRAPA-CNPS (1997).

Foi observada na área de PF a presença de calhaus de quartzo arestado em todo perfil, formando um horizonte cascalhento em AB; e na FE observa-se uma linha de pedras entre BA e 2B/A constituída por fragmentos de rocha e grãos de quartzo arestados e não arestados de tamanho variando de 1,0 a 7,5 cm de largura, com topografia ondulada. Tais

observações justificam-se pela existência de veios de quartzo, mais resistentes ao intemperismo, característicos do material de origem gnáissico.

O incremento de argila (gradiente textural) e o tipo de estrutura nos horizontes diagnósticos subsuperficiais destes solos, associados às altas declividades das áreas onde se encontram, constituem-se importantes componentes das modificações da dinâmica da água no solo e do conseqüente agravamento do processo erosivo.

5.1.3 - COMPLEXO SORTIVO

O complexo sortivo dos perfis apresenta-se dessaturado, com valor S variando de 0,34 a 2,63 cmol_c/kg TFSE para o horizonte diagnóstico superficial e de 0,51 a 1,88 cmol_c/kg TFSE para o horizonte diagnóstico subsuperficial.

De maneira geral, os íons H⁺ e Al³⁺ são os dominantes no complexo sortivo destes solos. Os perfis, têm saturação por bases inferior a 50%, caráter distrófico (V%<50). As condições do clima atual e a vegetação primária de floresta tropical subcaducifólia indicam distribuição regular da precipitação ao longo do ano, favorecendo os processos de hidrólise e lixiviação. Essas reações são ainda aceleradas pela natureza do material de origem gnáissico.

Os valores da CTC da fração argila (Quadro 5), após descontada a contribuição da fração orgânica (EMBRAPA/SNLCS, 1988), foram de 7,7 cmol_c kg⁻¹ de argila nos horizontes Bt2 de PF e PN, de 13,1 cmol_c kg de argila para o horizonte 2Bt2 em FE, de 5,3 cmol_c kg⁻¹ de argila para o horizonte 2Bt em FS e de 6,3 cmol_c kg⁻¹ de argila para o horizonte 2Bt de Agri em P5. Todos os perfis apresentam argila de atividade baixa (CTC < 24 cmol_c/kg de argila).

5.1.4 - ACIDEZ, SATURAÇÃO POR ALUMÍNIO E CARBONO ORGÂNICO.

Os valores de saturação por alumínio (Quadro 5) apresentaram expressivo aumento dos horizontes diagnósticos superficiais para os subsuperficiais nos perfis das áreas sob PF, PN e FE, acompanhando uma tendência de diminuição dos valores de Corg, no mesmo sentido. Já nos perfis sob FS e Agri, apesar da diminuição de Corg, os valores de saturação de alumínio apresentaram apenas um ligeiro aumento relativo nos horizontes subsuperficiais.

Quadro 5- Algumas características químicas dos horizontes diagnósticos superficiais e subsuperficiais.

Cober. ⁽¹⁾	Horiz.	Espessura	Valor T	CTCArg.	pH	Corg	Sat. Al
		cm	cmol _c /kg TFSE	cmol _c /kg argila		g kg ⁻¹	%
PF	A1	0-12	5	-	6,1	23,1	5
	Bt2	89-102	6	7,7	5,3	4,2	70
PN	Ap	0-11	8	-	5,1	24,8	27
	Bt2	67-107	7	7,7	4,9	5,9	83
FE	A1	0-10	7	-	4,5	21,3	41
	2Bt2	114-141	9	13,1	5,0	4,7	80
FS	A1	0-11	9	-	4,2	33,9	71
	2Bt	44-79	7	5,3	4,6	8,9	86
Agri	Ap	0-13	7	-	4,8	17,8	41
	Bt2	61-86	7	6,3	4,6	5,3	31

PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; Agri – agricultura anual.

Os valores de pH só apresentaram variação importante no perfil da área sob PF, onde diminuíram do horizonte A para o B, mantendo-se semelhantes nos dois horizontes das demais áreas.

5.2 - PROPRIEDADES BIOLÓGICAS

5.2.1 - CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA

Os valores de carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, considerados para cada uma das coberturas vegetais (PF, PN, FE, FS e Agri) e nas diferentes posições da encosta (topo, terços superior, médio e inferior), apresentaram ligeiras diferenças entre si.

Quando comparados nas diferentes coberturas vegetais, em cada uma das posições da encosta, tomando-se em conjunto os valores para as duas profundidades (Tabela 1), o CBM apresenta-se significativamente diferente, com tendência geral a ser mais elevado em PN, intermediário em PF, Agri e FS, e menor em FE, excetuando-se os baixos valores encontrados no topo de FS e terço inferior de PF.

Avaliando-se o efeito da posição da encosta, sob as diferentes coberturas vegetais, separadamente, não se observam diferenças significativas entre os valores de CBM em PN, FE, e FS, sendo os valores significativamente menores apenas no terço inferior em PF e terço médio em Agri. Portanto, a posição na encosta parece ter exercido pouca influência nos valores de CBM nas paisagens estudadas, principalmente naquelas em que o solo é submetido a menor mobilização por práticas agrícolas.

Seguindo tendência semelhante à observada para Corg., os mais altos valores de CBM no solo da área sob PN podem ser atribuído a maior adição de carbono orgânico, pro

Tabela 1 - Valores¹ C da biomassa microbiana (mg kg⁻¹) nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais.

Posição na Encosta	Cobertura Vegetal				
	PF	PN	FE	FS	Agri
Topo	382,9 aAB	496,5 aA	243,3 aBC	166,7 aC	262,0 abBC
T. Superior	294,4 aB	449,3 aA	134,6 aC	233,6 aBC	380,3 aAB
T. Médio	293,1 aAB	434,9 aA	194,1 aB	283,4 aAB	246,7 bAB
T. Inferior	153,6 bB	352,9 aA	180,0 aB	325,7 aA	268,5 abAB

¹ Médias de três repetições, tomando-se em conjunto os valores para as profundidades de 0-5 e 5 a 10 cm. Valores com a mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5%.

² Legenda: PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; Agri – agricultura anual.

porcionada pelo sistema radicular muito denso e com renovação intensa das gramíneas dominantes neste tipo de cobertura vegetal. Associado a este fato, os menores valores encontrados na área de PF, apesar de não significativos em todas as posições da encosta, indicam a influência negativa do recente preparo do solo na atividade biológica e consequentemente no CBM.

Os valores intermediários de CBM nas áreas de PF, Agri e FS, podem ser também relacionados à adição de carbono orgânico, resultante da quantidade e qualidade do material orgânico adicionada pelo sistema radicular das gramíneas em PF, dos restos culturais e de invasoras mantidos e incorporados ao solo em Agri, e da serrapilheira formada pelos estratos florestais na FS.

Os menores valores de CBM na área sob FE podem ser atribuídos à qualidade dos resíduos produzidos por algumas espécies de eucalipto, que exercem influência negativa na atividade biológica do solo e que, conseqüentemente, apresenta maior resistência à decomposição (Egawa et al., 1977; Della Bruna et al., 1991). Este resultado é corroborado pelos estudos de Fonseca (1985) e Chen et al. (1977). O primeiro trabalhando com quatro espécies de eucalipto, pastagem e mata natural, encontrou os menores valores de índices de humificação para *E. citriodora*, espécie cultivada na área de FE.

Follet & Schimel (1989) avaliando o CBM da camada de 0-10 cm de um solo Pachic Haplustoll, encontraram os maiores valores na área com pasto nativo (testemunha), intermediários na área sob cultivo sem preparo do solo (área com manutenção de restos culturais) e menores na área cultivada e com aração. Gama-Rodrigues & Barros (1998) encontraram valores significativamente maiores de CBM, na camada de 0-10cm, em solos sob floresta nativa quando comparados aos sob floresta de eucalipto. Gonçalves et al. (1998) encontraram em um Podzólico Vermelho-Amarelo, para as camadas de 0-5 e 5-20 cm, maiores valores na área sob floresta secundária do que na área de pastagem de braquiária (*Brachiaria decumbens*), porém essa diferença não foi significativa. Martins et al. (1997) obtiveram maiores valores de CBM em campo nativo, seguido do feijão (*Phaseolus vulgaris*) e Pinus (*Pinus* sp.), sendo que entre os dois últimos tratamentos não houve diferença significativa.

O comportamento do CBM observado no presente trabalho sugere que esta propriedade é um bom índice para a avaliação dos distúrbios causados aos ecossistemas naturais quando da instalação de um cultivo agrícola ou pastagem, tornando-o um apropriado indicador biológico de qualidade do solo.

5.2.2 - FAUNA EDÁFICA

A fauna edáfica das diferentes unidades de paisagem foi avaliada por meio da densidade de indivíduos e do número de grupos taxômicos (riqueza) identificados (Tabela 6 – Anexo). Estes parâmetros foram analisados sob duas situações: 1- incluindo a presença do grupo denominado insetos sociais (Figura 13) e 2- desconsiderando tal grupo (Figura 14).

Na primeira situação observou-se que a área sob PN foi a que apresentou os maiores valores de densidade (420 ind. m⁻²) seguido por valores intermediários em FS (357 ind. m⁻²) e PF (289 ind. m⁻²), e inferiores em FE (154 ind. m⁻²) e Agri (121 ind. m⁻²). Quanto a riqueza, os maiores valores (17 grupos), foram encontrados nas áreas sob PN PF e FE, com pequena diminuição naquela sob FS (14 grupos) e valores mais baixos naquela sob Agri (10 grupos).

Na segunda situação, com a inclusão do grupo dos insetos sociais, foram encontradas os maiores valores de densidade na área sob PN (334 ind. m⁻²), intermediários na sob PF (188 ind. m⁻²) e inferiores sob FS (118 ind. m⁻²), FE (110 ind. m⁻²), e Agri (49 ind. m⁻²). Quanto à riqueza, maiores valores (15 grupos) nas áreas sob FE, PN e PF, intermediários em FE (12 grupos) e menores em Agri (9 grupos).

A inclusão do grupo insetos sociais interferiu nos resultados de densidade da fauna edáfica, principalmente nas áreas de FS, PF e PN em função da grande incidência observada dos grupos Formicidea nas três unidades, e Isoptera em PN. Estes resultados, na verdade, representam apenas a atividade destes insetos no sistema, já que a amostragem adequada para uma medida real da densidade populacional, envolve o trabalho com ninhos

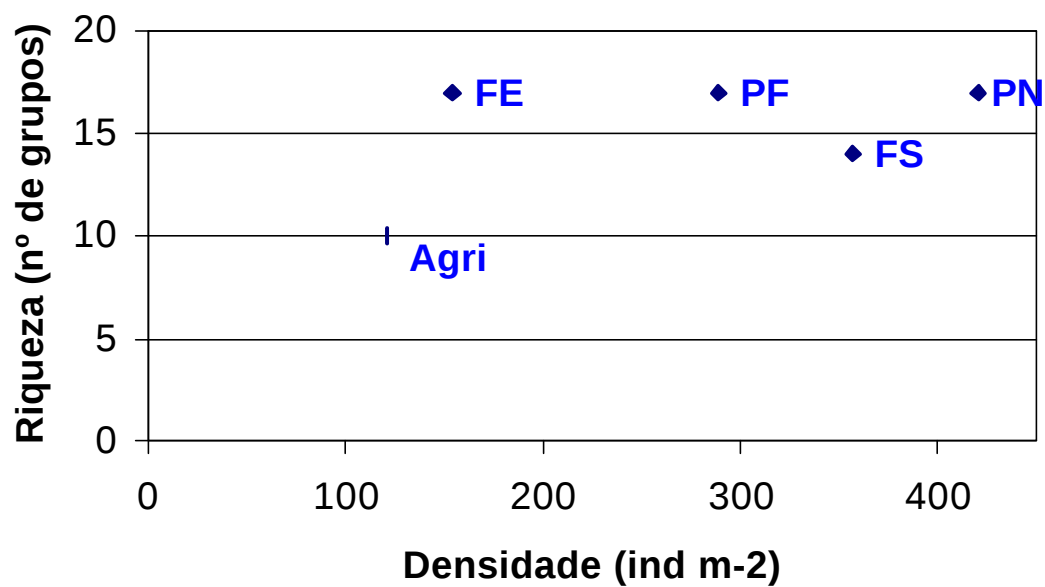


Figura 13- Riqueza e densidade da fauna edáfica sob diferentes coberturas vegetais e posições na encosta incluído o grupo insetos sociais.

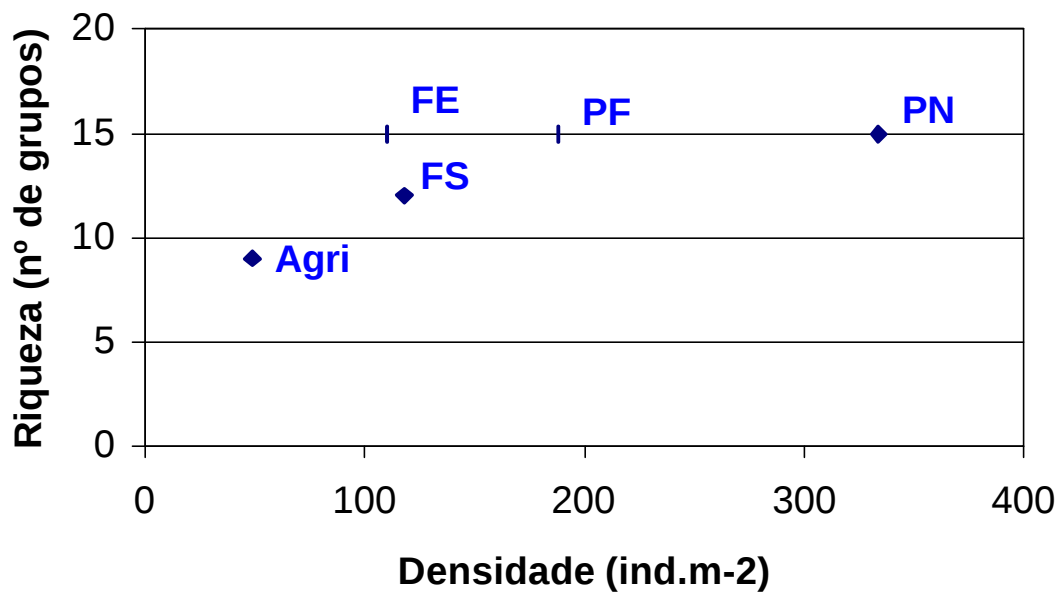


Figura 14 - Riqueza e densidade da fauna edáfica sob diferentes coberturas vegetais e posições na encosta excluindo o grupo insetos sociais.

e a estimativa de número de colônias de formigas e cupins (Pinheiro, 1996).

Os baixos valores encontrados de densidade populacional e riqueza em grupos, se comparados àqueles encontrados em outros estudos (Lavelle, 1983; Barros, 1996; Pinheiro, 1996; Silva, 1997), não permitem conclusões seguras a respeito dos reflexos da influência de cada uma das unidades de paisagem na fauna edáfica. No entanto, observa-se uma certa tendência de aumento destes índices com o aumento do Corg., o que permite supor que a maior disponibilidade de matéria orgânica nas áreas sob PN, FS e PF, esteja influenciando através de um melhor suprimento de substrato para a fauna edáfica. É também importante considerar os aspectos relacionados ao manejo do solo, que alteram suas diferentes propriedades físicas, químicas e biológicas, refletindo nas condições favoráveis ao desenvolvimento destes organismos no solo. Portanto, aquelas áreas submetidas à maiores alterações, causadas pela ação antrópica, como as sob FE e Agri, apresentam os mais baixos índices de fauna edáfica.

Silva (1998) estudando o ambiente de uma roça caiçara, observou uma redução de 90% na composição da fauna do solo, com diminuição da densidade populacional em 14 vezes e um decréscimo na sua diversidade, de 24 grupos em floresta nativa inicial para 14 grupos após a derrubada e queima da mata, não havendo recuperação destas características no decorrer de um ciclo de manejo de uma roça caiçara. Barros et al. (1997) encontrou maior riqueza taxonômica (24 grupos) e densidade populacional ($6671 \text{ indivíduos m}^{-2}$) em área sob floresta do que sob pastagem de 15 anos, a qual apresentou riqueza taxonômica de 15 grupos e densidade de $1064 \text{ indivíduos m}^{-2}$ o mesmo autor identificou na pastagem abandonada 16 grupos taxonômicos e alta densidade populacional ($5224 \text{ indivíduos m}^{-2}$).

Apesar das várias afirmações (Linden et al, 1994; Correia, 1997), de que a fauna edáfica é um bom indicador do funcionamento dos ecossistemas e, portanto da qualidade do solo, os resultados obtidos não permitem concluir que esta propriedade é um bom índice de degradação para as condições deste estudo.

5.3 - PROPRIEDADES FÍSICAS

Os resultados das propriedades físicas densidade do solo e das partículas, porosidade total e diâmetro médio ponderado dos agregados – DMP, na camada de 0-5 cm, encontram-se na Tabela 7 dos Anexos.

Significativamente menores valores de densidade do solo (Tabela 2), para todas as posições na encosta, são observados na área sob cobertura de floresta secundária - FS (0,92 a 1,06 kg dm⁻³); com valores intermediários nas áreas sob pasto nativo - PN (1,11 a 1,36 kg dm⁻³) e agricultura – Agri (1,19 a 1,31 kg dm⁻³), e maiores densidades nas áreas sob pasto formado – PF (1,32 a 1,40 kg dm⁻³) e floresta de eucalipto – FE (1,35 a 1,42 kg dm⁻³).

Coerentes com os resultados de densidade do solo, os valores de porosidade total (Tabela 3) são significativamente maiores, para todos os pontos da encosta, na área sob FS (0,58 a 0,64 cm³ cm⁻³); intermediários nas áreas sob PN (0,44 a 0,55 cm³ cm⁻³) e Agri (0,46 a 0,50 cm³ cm⁻³) e menores nas áreas sob PF (0,42 a 0,49 cm³ cm⁻³) e FE (0,44 a 0,45 cm³ cm⁻³).

A densidade das partículas apresentou valores muito próximos nos solos das diferentes unidades de paisagem.

Anjos (1994), encontrou resultados semelhantes em Podzólico Vermelho-Amarelo sob mata nativa, pastagem e cultivo convencional. Em Latossolos Vermelho-Amarelo, Fialho (1991), comparando áreas sob mata nativa, pastagem e eucalipto; e Ribeiro Júnior et

al.(1997), sob mata nativa, pastagem e sistemas agroflorestais, também observaram comportamento semelhante. Já Fonseca (1984), não verificou diferenças significativas entre os valores de densidade do solo e porosidade total nos horizontes superficiais de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob pastagem, eucalipto e mata natural.

Tabela 2 – Valores de densidade do solo e porosidade total ⁽¹⁾ nas diferentes coberturas vegetais e posições na encosta

Posição na Encosta	Cobertura Vegetal ²				
	PF	PN	FE	FS	Agri
Densidade do Solo (kg dm ⁻³)					
Topo	1,40 A	1,11 BC	1,35 A	0,96 C	1,19 B
Terço Superior	1,36 AB	1,23 B	1,40 A	0,92C	1,24 B
Terço Médio	1,32 A	1,36 A	1,38 A	1,02 B	1,31 A
Terço Inferior	1,40 AB	1,36 AB	1,42 A	1,06 C	1,21 BC
Porosidade Total (cm ³ cm ⁻³)					
Topo	0,42 D	0,55 AB	0,45 CD	0,61 A	0,50 BC
Terço Superior	0,45 B	0,50 B	0,44 B	0,64 A	0,50 B
Terço Médio	0,49 B	0,44 B	0,45 B	0,58 A	0,46 B
Terço Inferior	0,44 B	0,45 B	0,44 B	0,58 A	0,52 AB

¹ Médias de três repetições. Valores com a mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5%.

² Legenda: PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; Agri – agricultura anual.

Os valores de DMP apresentaram coerência com as duas propriedades anteriores, apenas na área sob FS, onde observam-se os maiores valores (4,22 a 4,78 mm) para a maioria das posições na encosta. Os valores intermediários foram encontrados nas áreas sob

PF (3,94 a 4,95 mm) e FE (3,25 a 4,60 mm) e os menores nas áreas sob PN (3,50 a 4,25) e agricultura (2,41 a 3,70 mm). Contrariando este comportamento, Carpenedo & Mielniczuck (1990) encontraram maior estabilidade de agregados, nas camadas superficiais de Latossolos Roxos, sob pastagem do que sob mata nativa.

Quanto a posição na encosta, a área sob FS apresenta ligeiro aumento da densidade do solo e pequena diminuição da porosidade no sentido do topo para o terço inferior; assim como o DMP diminui no mesmo sentido até o terço médio, com ligeiro aumento no terço inferior. Comportamento semelhante é observado na área sob PN, onde ocorre aumento da densidade do solo, do topo para o terço médio, apresentando este último, igual valor ao encontrado no terço inferior; porosidade diminuindo no mesmo sentido, também igualando nos dois últimos terços; e DMP diminuindo até o terço inferior. Nas áreas sob cobertura de PF, FE e Agri, o efeito da posição na encosta nestas propriedades mostrou diferenças pequenas e aleatórias.

Os menores valores de densidade do solo (Figura 15), maiores DMP (Figura 16) e porosidade total (Figura 17), observados na área de FS, para a maioria das posições nas encostas, seguem a mesma tendência que os teores de carbono orgânico. Este resultado indica que as variações nestas propriedades estão associadas ao maior aporte de matéria orgânica. Na área de mata secundária, devem contribuir ainda para as menores variações de densidade e porosidade à proteção diferencial da superfície do solo, proporcionada pelas copas dos diferentes estratos da mata, e a menor intervenção antrópica a que está submetido este solo.

Nas áreas de Agri, os valores intermediários de densidade do solo e porosidade total (Figuras 15 e 16) podem ser atribuídos, nas posições topo, terços superior e médio, ao

manejo da área. Nestas posições o preparo do solo nos últimos anos vem sendo realizado com implementos de tração animal, e freqüente manutenção de restos culturais sobre o solo sem a prática de queimadas anuais. Além disso a abundante biomassa vegetal formada por plantas invasoras, no curto período de pousio entre os cultivos de verão e inverno, é anualmente mantida na superfície do solo. Já para o terço inferior da encosta, os valores de densidade do solo são explicados pela freqüente prática de plantio em covas, com reduzida movimentação do solo.

Nas áreas sob PN, pode-se atribuir os valores intermediários de densidade do solo e porosidade total (Figuras 15 e 16), à contribuição do sistema radicular das gramíneas no aporte de Corg., associada à ausência de movimentação do solo e a proteção proporcionada pelas espécies que dominam neste sistema.

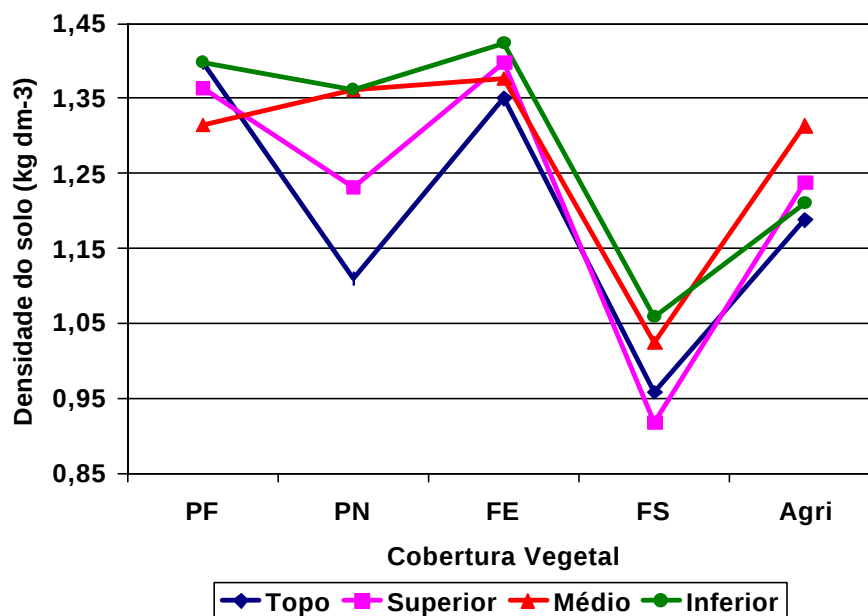


Figura 15– Densidade do solo em função da cobertura vegetal e posições na encosta.

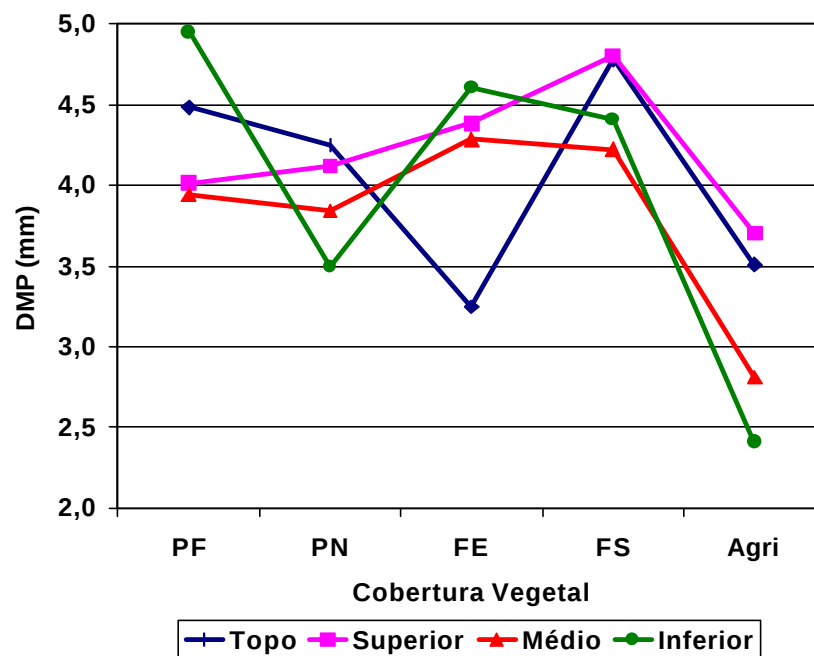


Figura 16 – Diâmetro ponderado dos agregados (DMP) em função de cobertura vegetal e posições na encosta.

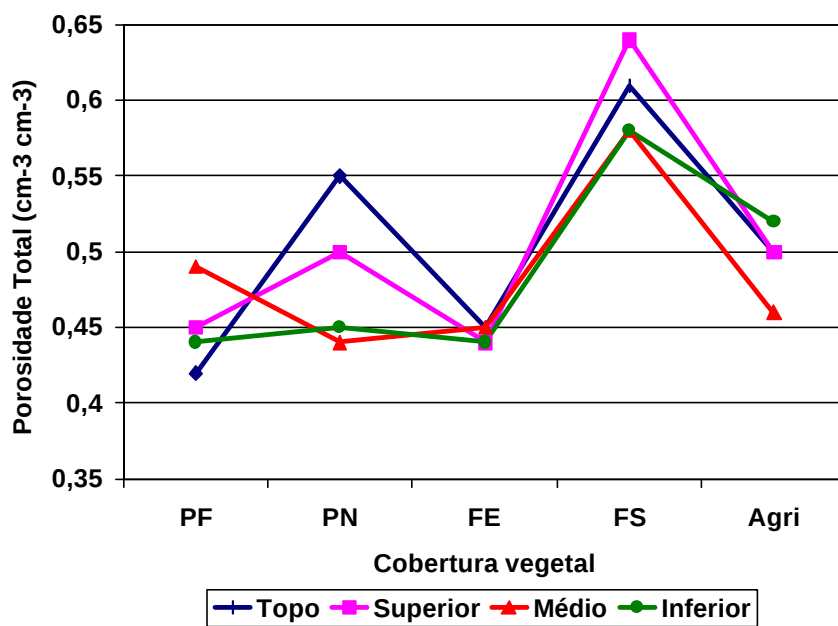


Figura 17 - Porosidade total do solo em função da cobertura vegetal e posições na encosta.

Os altos valores de densidade do solo e baixos de porosidade (Figuras 15 e 16), observados na área sob PF, podem ser atribuídos ao manejo do solo, cujo o preparo foi realizado com implementos e máquinas pesadas (trator de esteira), e ao maior trânsito de animais, principalmente no topo e terço inferior onde é maior a pressão de pastoreio nas condições do relevo regional (E.C.Vilella, CANP/UFF – informação pessoal). Comportamento semelhante, quanto a estas propriedades, foi observado na área sob FE, o que pode ser atribuído à compactação ocasionada pela intensidade de práticas de derrubada da mata em colheita recente, e à menor incorporação de C org., devido às menores taxas de decomposição do material orgânico da serrapilheira de eucalipto (Egawa et al., 1977), em função da qualidade deste material.

A densidade do solo e a porosidade total apresentaram importantes modificações, como consequência das diferenças entre as unidades de paisagem e intensidade dos processos erosivos e degradação a que estão submetidas; mostrando-se, portanto, como bons índices para avaliação do processo de degradação das terras nas condições do estudo.

Os valores de DMP contrastantes (Figura 17) com os de densidade e porosidade total, nas áreas sob pastagens (PN e PF), podem ser atribuídos, para PF, ao manejo a que foi submetida esta área. Apesar da maior movimentação do solo na pastagem formada, a prática da calagem contribui com a adição de compostos formadores e estabilizadores de agregados (Silva & Mielniczuk, 1997); enquanto que a adubação, estimulando o crescimento radicular e da parte aérea, atuou no suprimento de resíduos orgânicos, na produção de exsudatos radiculares, no envolvimento físico de microagregados e na reorientação e aproximação de partículas e microagregados por dessecaamentos localizados (Tisdall & Oades, 1979; Silva & Mielniczuk, 1997). Os valores um pouco menores no PN,

justificam-se, apesar da também intensa atividade radicular das espécies envolvidas neste sistema, pela ausência de adição de corretivos e fertilizantes, que diminuiu o estímulo ao crescimento radicular.

A área sob FE também apresenta valores de DMP contrastantes (Figura 17) com as variações observadas para densidade do solo e porosidade total, o que pode ser justificado pelas práticas de implantação e manejo da cultura, que envolvem pequena mobilização do solo, compensando os efeitos de outros agentes desagregadores já relatados.

Os efeitos das práticas de manejo (capinas e revolvimentos freqüentes), na profundidade de solo estudada, associados a menor atividade do sistema radicular de algumas das espécies cultivadas, podem justificar a diminuição dos valores de DMP dos agregados nas áreas sob Agri, em relação as demais coberturas vegetais.

Apesar das variações observadas, o DMP não se mostrou um bom índice para a avaliação dos processos de degradação dos solos, sob as condições do presente trabalho; o que sugere a necessidade de se buscar alternativas para avaliação da estabilidade de agregados, que possam ser mais eficientes para este fim.

Quanto à composição textural do solo (Figuras 18 e 19) observam-se ligeiras variações entre as diferentes posições na encosta e coberturas vegetais, mantendo-se de modo geral dentro das classes texturais franco-arenosa e franco-argiloarenosa na camada de 0-20 cm, e franco-argiloarenosa e argiloarenosa na camada de 20-40 cm. Tal distribuição uniforme pode ser devido ao fato de que a textura é uma das características mais estáveis do solo (Oliveira et al., 1992).

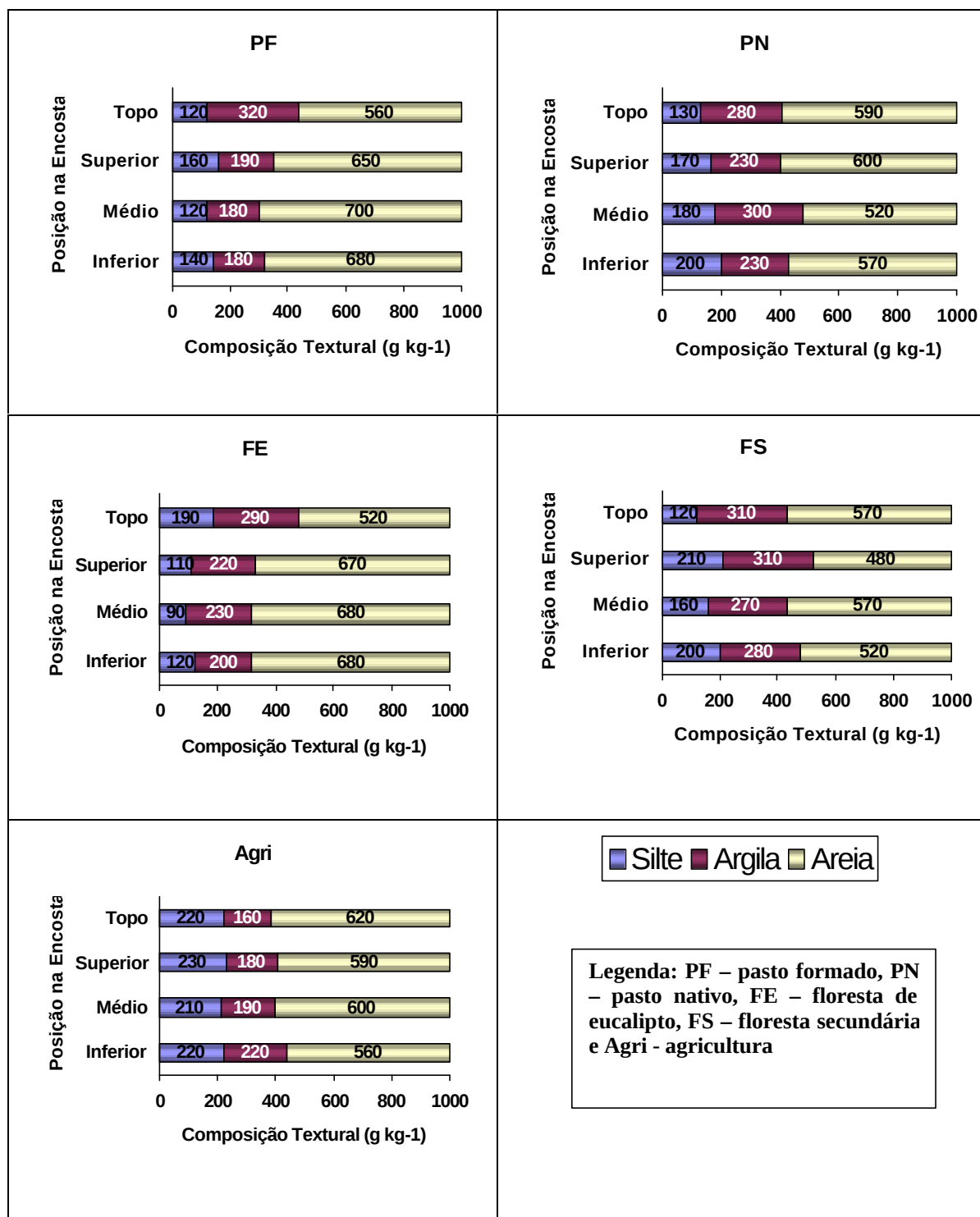


Figura 18 – Composição textural do solo na camada de 0-20 cm, nas diferentes coberturas vegetais e posições da encosta.

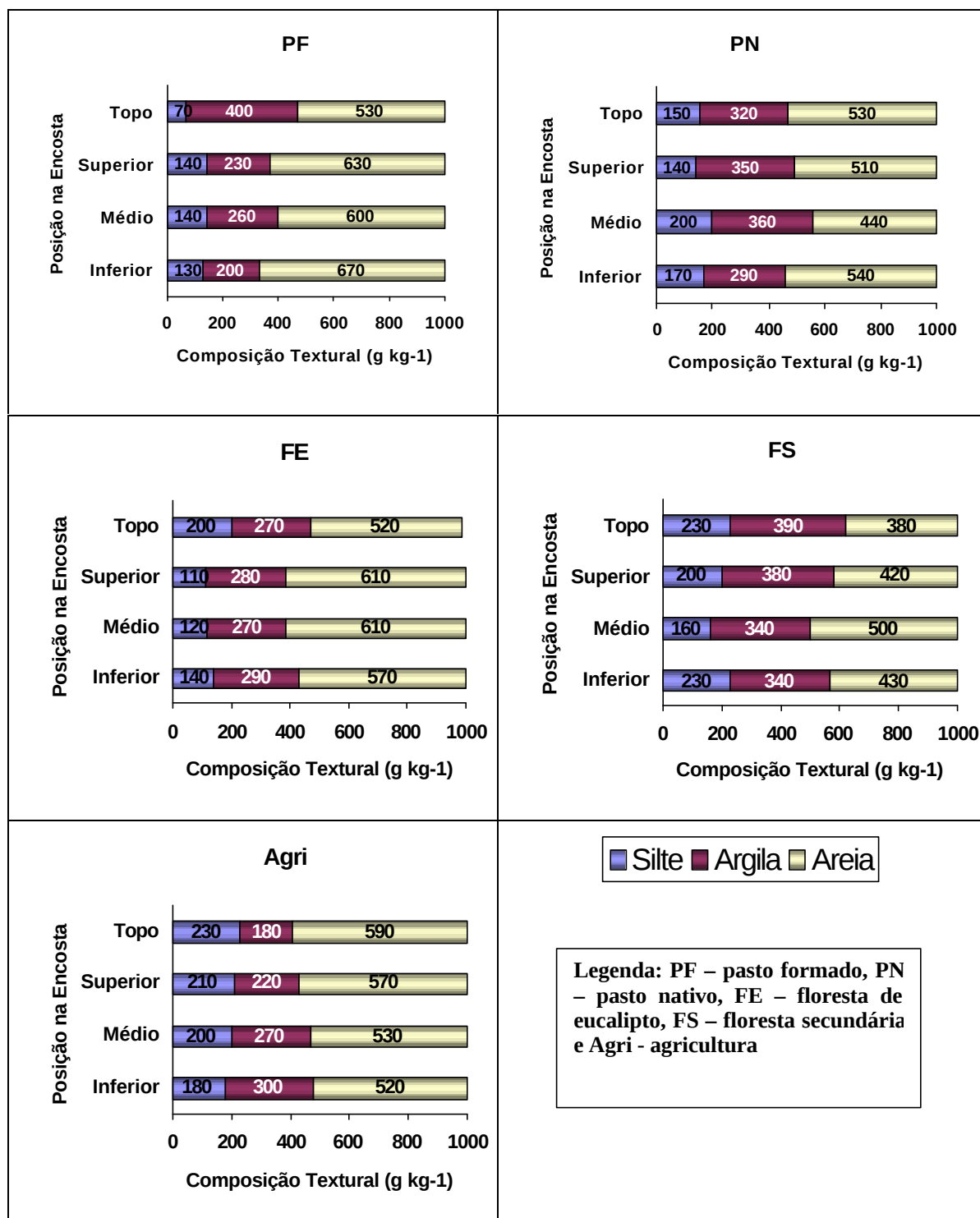


Figura 19 – Composição textural do solo na camada de 20-40 cm, nas diferentes coberturas vegetais e posições da encosta.

Nas paisagens estudadas, os agentes de degradação dos solos não apresentaram intensidade de ação suficiente para provocar alterações importantes na textura, fazendo com que ela, por si só, não se constitua num bom índice de qualidade do solo para estas condições. No entanto, a homogeneidade textural observada nos solos das cinco áreas deve ser destacada como um importante fator na validação daquelas propriedades químicas, físicas e biológicas, que se mostraram bons índices de avaliação de degradação, já que estas propriedades são marcadamente influenciadas pela textura.

5.4 - PROPRIEDADES QUÍMICAS

Os resultados das propriedades químicas (alumínio, cálcio, magnésio, potássio, fósforo assimilável, sódio, valor S, valor T, valor V, acidez extraível, pH em água e carbono orgânico) são apresentados nas Tabelas Anexo 13, 14, 15 e 16.

5.4.1. COMPLEXO SORTIVO

De modo geral, os teores de alumínio aumentam e os de cálcio e magnésio diminuem em profundidade. Destacam-se os mais baixos valores de alumínio ($0,0$ a $0,8 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$) nas três primeiras camadas da área sob PF, e os mais altos de cálcio ($0,9$ a $1,3 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e magnésio ($0,8$ a $1,7 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$) nas duas primeiras camadas sob a mesma cobertura, para todos os pontos da encosta. Tais resultados podem ser justificados pelo efeito do emprego da calagem, que na região é principalmente praticada com calcário dolomítico e pela maior ciclagem de nutrientes pela biomassa vegetal que, neste caso, é renovada em curto período de tempo (Fonseca, 1984).

Comportamento inverso, com maiores valores de alumínio ($0,7$ a $3,0 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e menores de cálcio ($0,0$ a $0,8 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e magnésio ($0,0$ a $0,6 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$), é observado nas

áreas sob FE e FS, para todos os pontos da encosta, excetuando-se os valores de magnésio na camada de 0-5 cm no terço inferior de FS e no topo de FE. Este comportamento pode se justificado pela formação arbórea de ambos os sistemas que, segundo Silva (1998), têm o tronco como principal compartimento de imobilização e, conseqüentemente menor ciclagem de nutrientes, a curto prazo, para o solo. Na FE a baixa taxa de decomposição, em função da qualidade da matéria orgânica (Egawa et al., 1977), contribui para a diminuição da complexação do alumínio e ciclagem de cálcio e magnésio. Um estudo mais específico quanto a qualidade da matéria orgânica e a imobilização de bases na biomassa vegetal e microbiana contribuirá para a explicação dos dados obtidos na área sob FS. Oliveira (1998) sugere a hipótese de uma auto-sustentabilidade da FS, onde o material orgânico depositado é prontamente mineralizado e rapidamente reabsorvido, de maneira que nas análises de solo rotineiras não são detectadas às variações nos teores de nutrientes.

Valores intermediários de alumínio (0,2 a 0,8 cmolckg⁻¹), cálcio (0,3 a 1,1 cmolckg⁻¹) e magnésio (0,6 a 1,2 cmolckg⁻¹), são verificados nas duas primeiras camadas de pasto nativo - PN e agricultura anual – Agri, em todos os pontos da encosta, exceto de alumínio na área de topo de PN. Tais resultados podem ser explicados pelo baixo nível de tecnologia, com emprego de calagem subestimada, e pela retirada de bases do sistema via colheita de produtos na área de Agri. Já na área de pasto nativo a contribuição com tração animal e plantio em nível e com cultivo mínimo, do sistema radicular das gramíneas pode estar atuando na ciclagem de bases e na produção de matéria orgânica que age na complexação do alumínio trocável (Miyazawa et al., 1992; Giongo et al., 1997). Fonseca (1984) apresenta resultados semelhantes em um Latossolo Vermelho-Amarelo, encontrando maiores valores de cálcio e magnésio nas camadas superficiais da área sob pastagem,

intermediários na área sob mata natural e inferiores na sob eucalipto. Este autor sugere ser o solo sob pastagem o que mais se aproxima das condições originais.

Resultados diferentes, principalmente no que diz respeito à FS, foram encontrados por Fialho (1985) em Latossolo Vermelho-Amarelo, quando comparou três áreas com a mesma posição topográfica e tempo de formação (18 anos), sob eucalipto, pastagem nativa e mata nativa. Os resultados das camadas superficiais (0-2, 2-4, 4-6, 6-8 e 8-10 cm) apresentaram maiores valores de cálcio (2,65 a 5,96 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e magnésio (1,06 a 1,87 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) para mata, intermediários (0,88 a 1,98 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ de cálcio e 0,28 a 0,87 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ de magnésio) para pasto e menores (0,35 a 0,65 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ de cálcio e 0,08 a 0,28 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ de magnésio) para eucalipto. Barros (1997), também em camadas superficiais de Latossolo Vermelho-Amarelo, encontrou em área sob floresta nativa, maiores valores de cálcio e magnésio e menores de alumínio do que os observados para pastagem e áreas de cultivos anuais intensivos. Weil et al. (1993), encontrou em um solo Aquic Hapludults, valores significativamente maiores de cálcio e magnésio em áreas sob pastagem do que naquelas sob diferentes formas de cultivos anuais.

A relação quantitativa entre cálcio e magnésio mostra valores superiores ou iguais do segundo elemento em todas as coberturas vegetais e para a maioria dos pontos na encosta, nas diferentes profundidades. Tal fato justifica-se, nas camadas superficiais, pelo emprego de calcário dolomítico, e nas subsuperficiais pela presença do magnésio na composição do material de origem (biotita gnaisse).

Quanto à posição na encosta, as variações nos níveis de Ca + Mg (Figuras 20 e 21) nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, mostram valores ligeiramente superiores para o topo e menores para o terço médio da encosta, na maior parte das coberturas vegetais. Essa distri-

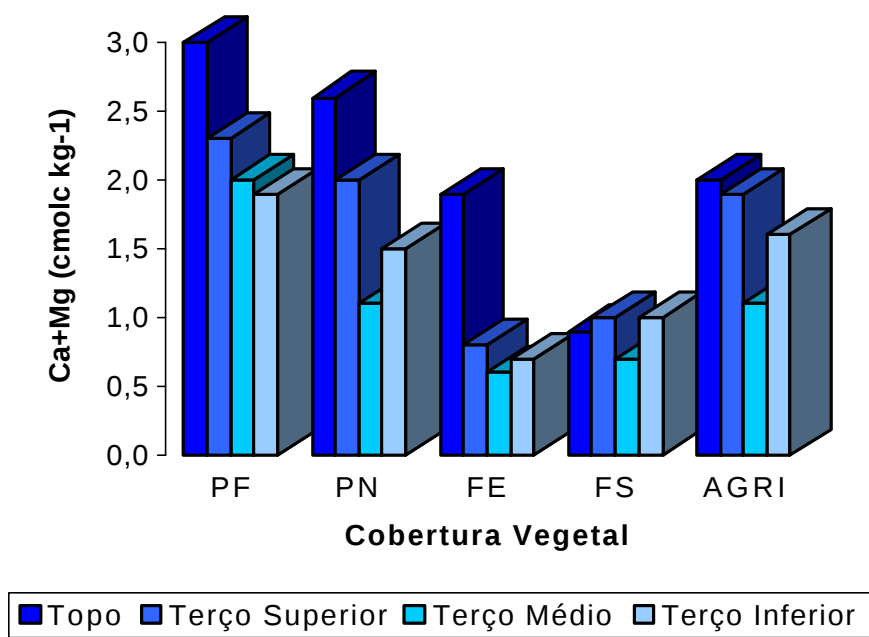


Figura 20 – Valores de Ca + Mg nas diferentes coberturas vegetais e posições na encosta na profundidade de 0- 5 cm.

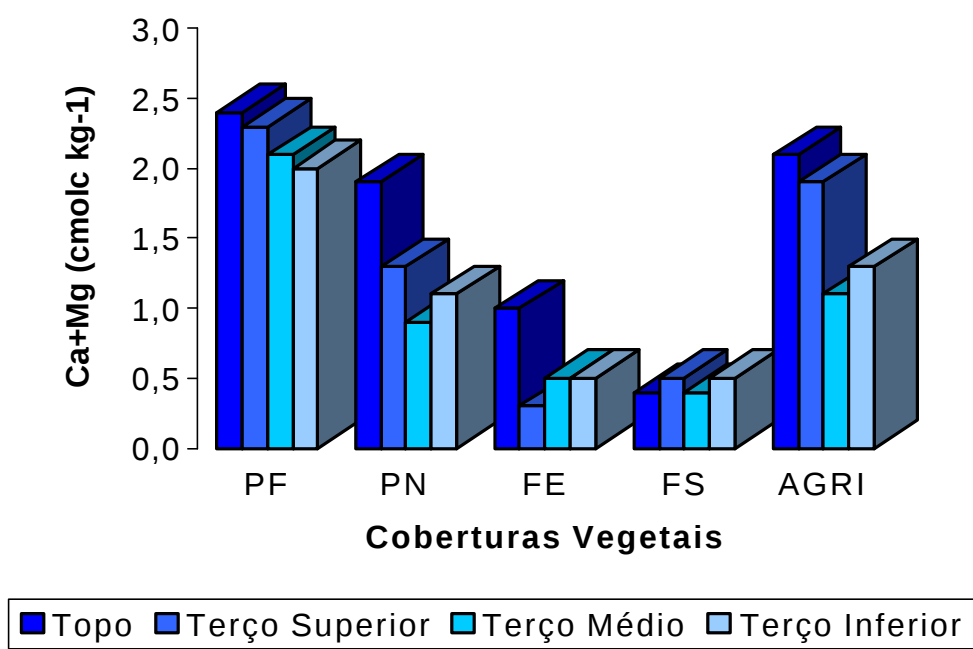


Figura 21 - Valores de Ca + Mg nas diferentes coberturas vegetais e posições na encosta na profundidade de 5 -10cm.

buição pode estar relacionada aos efeitos dos processos erosivos mais intensos nas seções com maior declividade (fator S na equação de perdas do solo), e é atenuada na área de cobertura de PF e FS. Nestas, apesar das diferenças nos teores de Ca + Mg, as variações são pequenas ao longo da pendente.

Os muito baixos teores de Na^+ (Tabelas Anexo 13, 14, 15 e 16) encontrados nos solos sob as diferentes unidades de paisagem, não permitem comparações sobre a influência da cobertura vegetal e posição na encosta, nesta propriedade.

5.4.2. pH E CARBONO ORGÂNICO

Os mais baixos valores de pH (Tabelas Anexo 13, 14, 15 e 16; Figura 22) são observados nas áreas sob cobertura de floresta de eucalipto - FE (4,3 a 4,9) e floresta nativa secundária - FS (4,1 a 5,0), para todas as posições na encosta. Este comportamento pode ser atribuído à imobilização de bases nas plantas, principalmente nos compartimentos de maior biomassa vegetal como nos troncos e em menor quantidade na serrapilheira (Silva, 1998), com conseqüente menor ciclagem de nutrientes; e à acidificação ocasionada pelo sistema radicular (Miranda et al, 1997). Os mais altos valores nas áreas de pasto formado - PF (5,2 a 7,0), agricultura - Agri (5,1 a 5,4) e pasto nativo - PN (4,9 a 5,8) para maioria dos pontos da encosta e, principalmente, nas duas primeiras camadas (0-5 e 5-10 cm), justificam-se, nas duas primeiras coberturas, pelo manejo destes cultivos, que incluiu a prática de calagem e, no PN pela ciclagem de nutrientes característica do abundante sistema radicular das gramíneas.

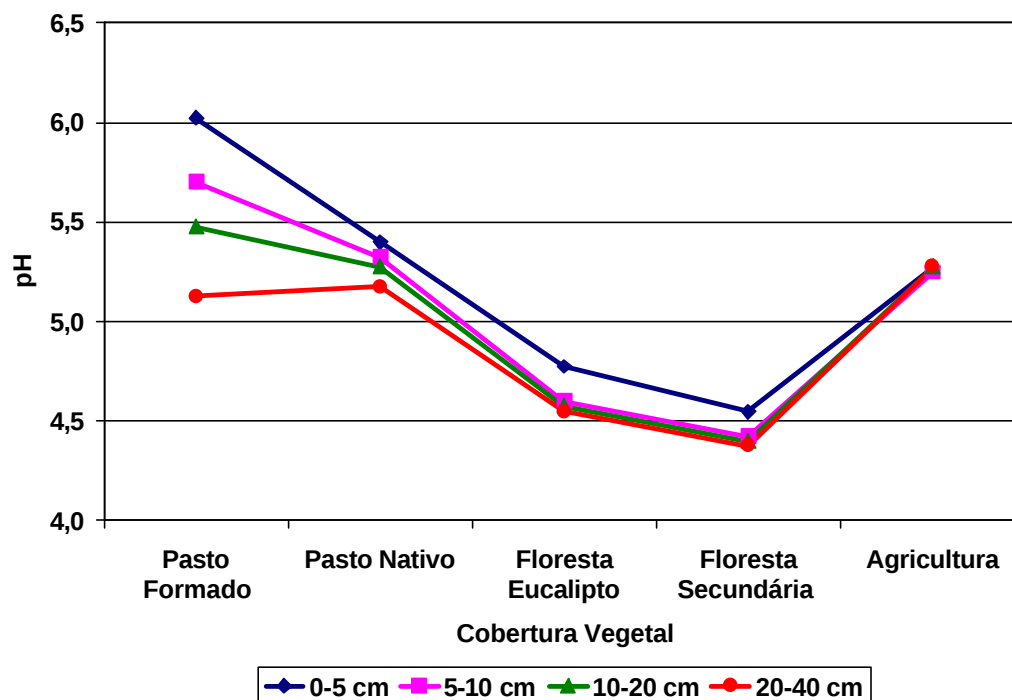


Figura 22 – Valores de pH do solo em função da cobertura vegetal, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm. Médias das diferentes posições da encosta.

Resultados semelhantes foram encontrados por Fonseca (1984) nas camadas superficiais de um Latossolo Vermelho-Amarelo, sob pastagem, mata natural e eucalipto. Aweto et al.(1992) encontrou valores significativamente decrescentes de pH na camada de 0-10 cm de um Alfisol sob cultivos de milho (*Zea mays*) e mandioca (*Manihot esculenta*) quando comparados à área sob floresta nativa. Fialho (1991) obteve valores semelhantes de pH nas camadas superficiais de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob mata natural e pastagem e menores valores sob eucalipto.

A Figura 22 mostra as variações dos valores de pH, tomando-se em conjunto os valores nas diferentes posições na encosta, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, para as diferentes coberturas vegetais. Os valores de pH são ligeiramente superiores na

camada de 0-5 cm e decrescem em profundidade para a maioria das coberturas vegetais, a exceção da área de Agri. Na área de pasto formado - PF, as maiores diferenças devem ser consequência da prática de aplicação de calcário com deficiente incorporação.

Os valores de carbono orgânico (Tabela 3) também mostram uma diminuição progressiva em profundidade, comportamento mais evidenciado na área sob FE e menos nas áreas de Agri e PF. Na comparação dos efeitos da cobertura vegetal, observam-se valores significativamente maiores nas áreas de FS (18,6 a 29,6 g kg⁻¹) e PN (13,8 a 31,4 g kg⁻¹), menores na área de FE (6,6 a 16,7 g kg⁻¹) e intermediários nas áreas de PF (10,3 a 21,4 g kg⁻¹) e Agri (10,7 a 19,8 g kg⁻¹), para todos os pontos da encosta e, principalmente, nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm). Estes resultados podem ser justificados pelos maiores aportes de carbono através do sistema radicular e da parte aérea dos diferentes estratos da FS nestas camadas superficiais; e pela grande contribuição do sistema radicular das espécies de gramíneas que dominam a vegetação da área de pastagem (Tisdall & Oades, 1982; Oades, 1984). Os valores intermediários das áreas de PF e Agri, apesar da contribuição das espécies nelas cultivadas, devem-se aos efeitos de preparo do solo na taxa de mineralização da matéria orgânica (Bauer & Black, 1981; Stevenson, 1986) e na retirada mais intensa de produtos das áreas, exportando biomassa (Rasmussen et al., 1980; Golchin et al., 1995). Os baixos valores observados em FE devem-se as características próprias desta espécie, como visto anteriormente.

Fialho et al. (1991) observaram comportamento semelhante, nas camadas superficiais de um Latossolo Vermelho-Amarelo, no que se refere a mata natural. Esta área apresentou os maiores valores de Corg., porém, a área sob floresta de eucalipto apresentou

Tabela 3 - Valores C org. (g kg⁻¹)¹ nas camadas de 0-5 e 5-10 cm nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais

Posição na Encosta	Cobertura Vegetal ²				
	PF	PN	FE	FS	Agri
Camada de 0-5 cm					
Topo	21,4 aBC	31,4 aA	16,7 aC	29,6 aAB	16,9 aC
Terço Superior	19,3 aBC	20,0 bB	9,9 bD	26,4 aA	15,5 aC
Terço Médio	10,8 bC	18,3 bB	10,0 bC	28,5 aA	11,7 aC
Terço Inferior	10,3 bC	17,9 bB	6,8 bC	27,9 aA	17,0 aB
Camada de 5-10 cm					
Topo	19,0 aA	20,5 aA	8,2 aB	21,7 abA	19,8 aA
Terço Superior	18,8 aA	14,9 bB	8,3 aC	20,7 abA	12,6 abB
Terço Médio	10,4 bC	14,7 bB	6,7 aC	23,9 aA	10,7 bBC
Terço Inferior	10,7 bBC	13,8 bABC	6,6 aC	18,6 bA	15,5 abAB

¹ Médias de três repetições. Valores com a mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5%.

² Legenda: PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; Agri – agricultura anual.

maiores teores deste elemento do que a área sob pastagem. Ekanade (1997) encontrou em solos de áreas de encosta no sudeste da Nigéria, valores significativamente menores de matéria orgânica em solos sob cultivos anuais do que naqueles sob floresta nativa. Confirmando estes resultados, Ramalho et al. (1997), observaram a perda de carbono nos horizontes superficiais de solos arenosos sob cultivo quando comparados com aqueles sob mata nativa. Silva & Ribeiro (1997) verificaram, nos horizontes A, AB e BA de um Latossolo Amarelo em Alagoas, um decréscimo significativo do conteúdo de carbono já

nos dois primeiros anos após a retirada da mata, com uma recuperação progressiva aos 18 e 25 anos, atingindo valores semelhantes aos encontrados no solo sob mata nativa.

Na avaliação dos efeitos das posições da encosta nos teores de C org., nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, foram observadas algumas diferenças significativas (Tabela 3). PN apresenta maiores valores no topo e menores, sem diferença significativa, nos terços seguintes da encosta, o que pode ser atribuído ao acúmulo de resíduos orgânicos no primeiro e à dinâmica da água acarretando maiores perdas por escoamento superficial nas posições com maior declive. Comportamento semelhante verifica-se na área de PF, onde o teor de carbono orgânico diminui do topo para o terço inferior. Observa-se ainda que o topo e o terço superior possuem valores de C org. maiores e estatisticamente iguais, diferenciados das demais posições, indicando o efeito do comprimento da encosta na intensidade de perdas de material de solo pela erosão hídrica. Na áreas sob florestas (FS e FE) observam-se diferenças pequenas e aleatórias entre os valores de C org. nas diferentes posições da encosta, o que evidencia a proteção proporcionada pelas copas arbóreas, diminuindo a energia das gotas de chuva e amenizando os efeitos do processo erosivo, independente do declive ou comprimento da pendente. Para a área de Agri, o topo e o terço inferior apresentam os maiores valores de C org.; o que pode ser explicado, no topo, pelas menores perdas por erosão, e no terço inferior, pelo histórico recente de uso da área (plantio em covas, sem revolvimento do solo), propiciando menores taxas de decomposição dos resíduos orgânicos.

5.4.3 - FÓSFORO E POTÁSSIO

Os valores de potássio (Tabela 4), para todas as coberturas vegetais e pontos na encosta, em todas as camadas encontram-se, de modo geral, dentro da classe de interpretação de teores *média* ou acima dela (47 mg kg^{-1}) (Freire & Almeida, 1988), decrescendo em profundidade.

Comparando-se o efeito dos pontos da encosta nos teores de potássio nas três primeiras camadas (0-5, 5-10 e 10-20 cm), para todas as coberturas vegetais (Tabela 4), observa-se que os maiores valores ocorrem no topo, com diminuição nos terços superior e médio, onde são esperadas as maiores perdas por escoamento superficial e subsuperficial, e menor efeito de adições; e pequeno aumento no terço inferior, pelo efeito da adição de material em suspensão e de solutos. De forma semelhante ao Ca + Mg, os teores de K nas camadas de 0-5 e 5-10 cm são geralmente inferiores no terço médio da encosta, quando comparado as demais posições, a exceção das áreas de FS e FE.

Na avaliação do efeito da cobertura vegetal no teor de potássio (Tabela 4), em cada um dos pontos da encosta, encontra-se, nas duas primeiras camadas (0-5 e 5-10 cm), pequenas diferenças entre as coberturas no topo e terço inferior. Nas mesmas camadas, nos terços superior e médio, observa-se diferenças significativas nos teores de potássio entre as coberturas vegetais, destacando-se os maiores valores para PF, PN e FS e menores para FE e Agri no terço superior; os maiores para FS, FE e PF e menores Agri e PN no terço médio. Estes resultados confirmam a ação do relevo nas perdas e adições do elemento, e evidenciam este efeito nos outros dois pontos da encosta.

Tabela 4 – Valores ¹de potássio (mg kg⁻¹) nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais.

Posição na Encosta	Cobertura Vegetal ²				
	PF	PN	FE	FS	Agri
Camada de 0-5 cm					
Topo	253,5 A	183,3 A	206,7 A	101,4	93,6 A
Terço Superior	148,2 A	113,1 AB	74,1 B	105,3 AB	78,0 A
Terço Médio	85,8 AB	58,5 B	85,8 AB	113,1 A	58,5 B
Terço Inferior	93,6 A	78,0 A	89,7 A	148,2 A	105,3 A
Camada de 5-10 cm					
Topo	230,1 A	124,8 AB	152,1 AB	78,0 AB	58,5 B
Terço Superior	117,0 A	62,0 B	54,6 B	81,9 AB	50,7 B
Terço Médio	46,8 B	35,1 B	66,3 AB	97,5 A	35,1 B
Terço Inferior	66,3 A	50,7 A	70,2 A	105,3 A	78,0 A
Camada de 10-20 cm					
Topo	156,0 A	105,3 A	152,1 A	62,4 A	62,4 A
Terço Superior	97,5 A	46,8 BC	31,2 C	66,3 AB	39,0 BC
Terço Médio	39,0 B	27,3 B	46,8 B	85,8 A	31,2 B
Terço Inferior	42,9 A	35,1 A	62,4 A	109,2 A	58,5 A
Camada de 20-40 cm					
Topo	105,3 A	85,8 AB	105,3 A	58,5 AB	31,2 A
Terço Superior	78,2 A	46,8 A	27,3 A	54,3 A	319,8 A
Terço Médio	23,4 B	19,5 B	27,3 B	78,0 A	27,3 B
Terço Inferior	27,3 A	27,3 A	42,9 A	70,2 A	46,8 A

¹ Médias de três repetições. Valores com a mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5%.

² Legenda: PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; Agri – agricultura anual.

Nas camadas superficiais de Latossolo Vermelho-Amarelo em uma mesma posição topográfica, Fonseca (1984) encontrou resultados que apontam maiores teores de potássio em área sob eucalipto, intermediárias na área sob pastagem e menores na área sob mata nativa. Em solo da mesma classe, Fialho et al. (1991); encontraram os maiores teores deste elemento em área sob mata nativa do que em áreas sob pastagem e floresta de eucalipto, sendo as últimas semelhantes entre si.

Os valores de fósforo assimilável observados (Tabelas Anexo 13, 14, 15 e 16), estão dentro da classe *baixa* ($< 10 \text{ mg kg}^{-1}$) (Freire & Almeida, 1988), o que é coerente com valores encontrados nos solos em regiões tropicais e com a prática de adubação fosfatada pouco utilizada na região de estudo. Observa-se, portanto, pouca variação dos teores de fósforo nas áreas das diferentes coberturas vegetais. Estas pequenas diferenças também foram constatadas por Fialho et al. (1991) em Latossolo Vermelho-Amarelo sob mata nativa, floresta de eucalipto e pastagem.

5.4.3 - VALORES S, T E V %

Os valores de soma de bases (valor S) mostram uma tendência geral de diminuição em profundidade (Tabelas Anexo 13, 14, 15 e 16), o que evidencia o efeito do manejo nas áreas de PF, FE e Agri e da ciclagem de nutrientes em todas as áreas. Quanto à posição na encosta, o valor S, nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm), diminui no sentido do topo para o terço médio, com ligeiro aumento no terço inferior. Como discutido anteriormente, estes resultados podem ser atribuídos aos efeitos de perdas e adição relacionados à erosão hídrica.

Quando se avalia o efeito das coberturas, o comportamento do valor S, nas camadas superficiais, é semelhante ao observado para cálcio e magnésio, com destaque dos valores mais altos para PF (2,2 a 3,7 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) intermediários para PN (1,0 a 3,1 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e Agri (1,1 a 2,3 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e mais baixos para FE (0,5 a 2,4 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) e FS (0,6 a 1,3 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$). Fonseca (1984) encontrou resultados semelhantes, quanto aos menores valores na área sob floresta nativa em um Latossolo Vermelho-Amarelo. Porém, a área sob floresta de eucalipto, apresentou os menores valores, em apenas uma das quatro espécies (de eucalipto) estudadas. Diferentes resultados foram encontrados por Fialho et al.(1991), com valores de soma de bases extremamente maiores em área sob mata natural quando comparados aos de áreas sob pastagem e eucalipto.

A Figura 23 apresenta o comportamento do valor S nas camadas de 0-5 e 5-10 cm para as diferentes coberturas vegetais e posições na encosta. A variação do valor S reflete as diferenças nos teores de Ca, Mg, e K, anteriormente discutidas, em função do manejo das áreas e da expressão dos processos erosivos.

Como é comum nos solos da região em estudo, o valor T é baixo (5 a 14 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) em todas as áreas e profundidades trabalhadas (Tabelas Anexo 13, 14, 15 e 16). Na avaliação do efeito da cobertura nesta propriedade, observam-se valores mais elevados (10 a 14 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$) na área de FS em todos os pontos da encosta e para todas as camadas, como consequência do maior aporte de carbono, influenciando no aumento da acidez trocável (H^+ + Al^{+3}). Este efeito é maior na FS, por apresentar grande diversidade de espécies e sub-bosque com relativa exuberância (Oliveira, 1998). Ao contrário do observado para FS, os dados de valor T para FE são os mais baixos (5 a 7 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$), justificado pelo menor aporte de carbono, além da homogeneidade de espécie e da qualidade de sua matéria orgâ-

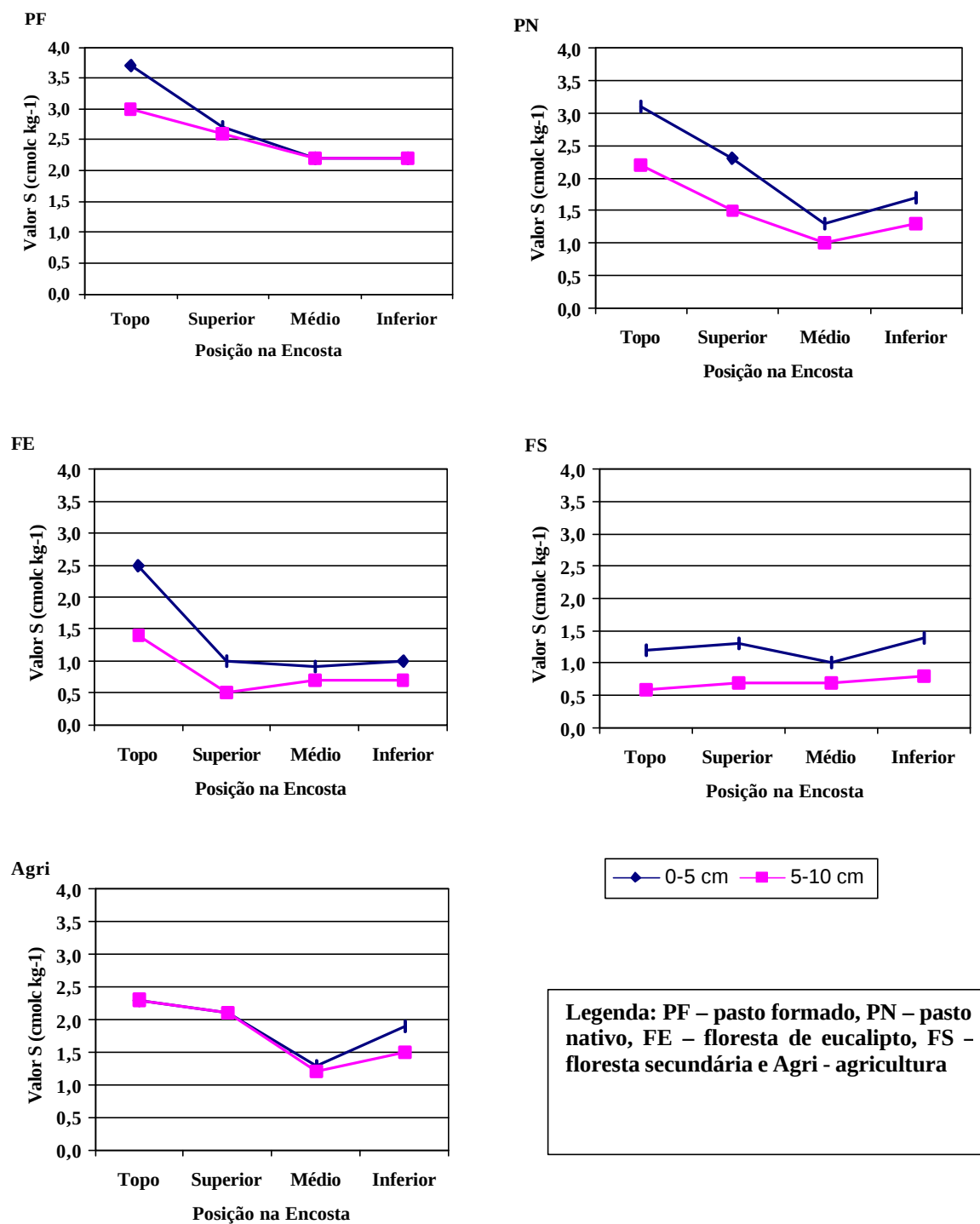


Figura 23 – Valor S nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm para as diferentes coberturas vegetais e posições na encosta.

nica, que resultam na baixa taxa de decomposição (Egawa et al., 1977). As outras áreas estudadas (PN, PF e Agri) apresentam níveis intermediários (7 a 10 $\text{cmol}_\text{c}\text{kg}^{-1}$) para esta propriedade.

Fonseca (1984) e Fialho et al. (1991), ambos avaliando as camadas superficiais de Latossolo Vermelho-Amarelo, encontraram resultados de valor T que contrariam as justificativas anteriores, já que os valores nas áreas sob floresta de eucalipto e nativa foram muito próximos entre si, e muito superiores aos da área sob pastagem.

O valor V é menor que 50 % (Tabela 5) para todas as coberturas vegetais, pontos na encosta e profundidades, o que é comum na classe dos solos Podzólicos Vermelho-Amarelos originados de rochas gnáissicas. Observa-se também, uma diminuição do valor V % das camadas superficiais para as subsuperficiais, como resultado de diferentes níveis de adições de bases pelo manejo e/ou ciclagem de nutrientes. O valor V nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm) apresenta-se significativamente mais elevado nas áreas sob PF (27 a 53 %), intermediário em Agri (16 a 26 %) e PN (10 a 29 %), sendo menor em FE (7 a 24 %) e FS (5 a 11 %) para todos os pontos da encosta.

Como já discutido anteriormente, os maiores valores para PF são resultantes dos mais altos níveis de adição de bases neste sistema; e os mais baixos em FE e FS, à imobilização de bases na biomassa vegetal nas duas áreas (Oliveira, 1998; Toledo, informação pessoal), e ao maior aporte de carbono orgânico influenciando os valores de acidez extraível na área de FS.

Tabela 5- Valor V (%)¹ nas camadas de 0-5 e 5-10 cm nas diferentes posições da encosta e coberturas vegetais

Posição na Encosta	Cobertura Vegetal ²				
	PF	PN	FE	FS	Agri
Camada de 0-5 cm					
Topo	35A	29AB	24B	11C	26B
Terço Superior	39A	23B	13C	10C	25B
Terço Médio	51A	13BC	9C	8C	16B
Terço Inferior	34A	20AB	17B	11B	25AB
Camada de 5-10 cm					
Topo	26A	25AB	16B	5C	25AB
Terço Superior	37A	15C	7D	5D	23B
Terço Médio	42A	10B	8B	5B	14B
Terço Inferior	33A	15BC	12BC	5C	20B

¹ Médias de três repetições.

² Legenda: PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; AGRI – agricultura anual.

Fonseca (1984) encontrou resultados semelhantes em áreas sob pastagem, floresta nativa e floresta de eucalipto. Porém, diferentes resultados foram apresentados por Fialho et al. (1991), que encontraram os maiores valores de V % na área sob mata nativa, seguidos por pastagem e floresta de eucalipto.

Ramalho et al. (1997) encontraram resultados em solos arenosos que mostram a tendência de diminuição da soma e saturação de bases com o aumento de anos de cultivo, assim como, quando as áreas de cultivo são comparadas à área de mata nativa.

Das propriedades químicas analisadas, o teor de Corg e o valor S foram as que melhor refletiram os efeitos dos processos de degradação do solo e das práticas de cultivo, nas diferentes unidades de paisagem, portanto, podem ser apontadas como bons índices de qualidade do solo nas condições do presente estudo.

6 – CONCLUSÕES

- a) A variação nas propriedades edáficas refletiram a intensidade de manejo (adição de corretivos e fertilizantes) e de preparo do solo, adições de carbono orgânico e a biociclagem de nutrientes; em função da quantidade e qualidade do material orgânico adicionado, da taxa de mineralização e da atividade biológica.
- b) Os índices CBM, teor de C org., soma de bases, densidade do solo e porosidade total foram os que melhor refletiram as variações de cobertura vegetal e os processos erosivos e de degradação do solo.
- c) Das cinco paisagens estudadas, em todas as posições da encosta, a área sob FS foi a que apresentou os índices de qualidade do solo mais favoráveis, sendo, portanto, a que mostrou estar menos degradada e apresentando maior equilíbrio.

- d) Das quatro paisagens submetidas a uma mais intensa pressão de uso atual, (PF, PN, FE e Agri), os índices de qualidade do solo, apontam para uma maior sustentabilidade naquelas sob pastagem, com destaque para a sob PN.
- e) Os terços médio e inferior foram as posições da encosta que, para a situação de relevo da região em estudo, apresentaram maior suscetibilidade aos processos de degradação e, portanto, são mais exigentes quanto a definição de uso e de práticas conservacionistas.
- f) Estudos devem ser realizados para validar os índices aqui considerados e avaliar outras propriedades edáficas com potencial para indicadores de qualidade do solo.

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando-se a legislação do Código Florestal sobre a ocupação das terras nas regiões de relevo acidentado e os sistemas de classificação da aptidão das terras desenvolvidos no Brasil, a principal recomendação de uso para as terras no ambiente morfoclimático do Mar de Morros seria de reflorestamento ou pastagem natural e de criação de áreas de preservação da vida silvestre.

No entanto, há de se considerar a realidade da maioria dos pequenos municípios localizados nestas regiões, que ainda apresentam uma concentração populacional relativamente alta em suas zonas rurais e uma estrutura agrária caracterizada pelo domínio de pequenas e médias propriedades. Estas características, se associadas à existência de condições climáticas favoráveis à produção agrícola e a proximidade dos centros consumidores, induzem à utilização das terras independentemente de sua aptidão. Por esta razão, é necessária a busca de soluções não convencionais para os problemas sociais e econômicos da região do Mar de Morros.

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram a apresentação das seguintes propostas de utilização das terras agrícolas na região em estudo:

Pastagens

- Diminuição da pressão de pastoreio através de sistemas de rodízios com exclusão da prática de queimadas.
- Utilização de sistemas mistos (silvopastoris) principalmente nos terços médio e inferior da encosta.

Agricultura

- Cultivos anuais e perenes preferencialmente no topo das encostas e com adoção de práticas conservacionistas.

Florestas

- Preservação e enriquecimento das áreas de florestas já existentes e recomposição de matas de galeria e de cabeceiras.
- Ao longo de toda a encosta, reflorestamento com espécies que possibilitem a proteção do solo e exploração econômica da mata e adoção de sistemas mistos (agroflorestais).

8– REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A. Domínios morfoclimáticos e solos do Brasil. In: V. H. ALVAREZ, L. E. F. FONTES & M. P. F. FONTES (Ed.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável**. SBCS e UFV, Viçosa-MG, 1996. p 1-18.
- ACTION, D. F. & PADBURY, G. A. A conceptual framework for soil quality assessment and monitoring. In: D. F. Action. **A program to Assess and Monitor Soil Quality in Canada: Soil Quality Evaluation Program Summary**. Centre for Land and Biological Resources Research, n ° 93-49, Agriculture Canada, Ottawa, 1993.
- ADRIANO, D.C. & ELRASHID, M.A. Interactions of contaminants with soil components and environmental restoration. In: World Congress of Soil Science, 15, Acapulco, 1994. Proceedings. Acapulco, ISSS & Mexican Society of Soil Science, 1994. v6b:667-691.
- ALMEIDA, J.R. de. Erosão dos solos e suas conseqüências. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.7 (80):17-26, 1981.
- ALVARENGA, M.I.N.; SILVEIRA, D.A. da; PASSOS, R.R. & BAHIA, V.G. Manejo visando à conservação e recuperação de solos altamente susceptíveis à erosão sob os

- aspectos físicos, químicos e biológicos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte v.19 (191):10-18, 1998.
- AMADO, T.J.C.; COGO, N.P. & LEVIEN, R. Eficácia relativa do manejo do resíduo cultural de soja na redução das perdas de solo por erosão hídrica. **Rev. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 13(2):251-257, 1989.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; COSTA, L.M.; OLIVEIRA, C. de & VELLOSO, A.C.X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas - SP, v. 16:271-276, 1997.
- ANGERS, D.A.; PESANT, A. & VIGNEUX, J. Early cropping-induced changes in soil aggregation, organic matter, and microbial biomass. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 56:115-119, 1992.
- ANGULO, R.J.; ROLOF, G. & SOUZA, M.L.P. Relações entre erodibilidade e agregação, granulometria e características químicas dos solos brasileiros. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 8:7-12, 1984.
- ANJOS, J.T.; UBERTI, A.A.A.; VIZZOTTO, V.J.; LEITE, G.B. & KRIEGER, M. Propriedades físicas em solos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas (SP) 18:139-145, 1994.
- ARSHAD, M. A. and COEN, G. M. Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. **Am. J. Alter. Agric.**, 7: 25-31, 1992.
- ASSAD, M.L.L.. Papel da macrofauna edáfica de invertebrados no comportamento de solos tropicais. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Conferências (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBSCS, 1997. Seção 3.
- AWETO, A.O.; OBE, O. & AYANNIYI, O.O. Effects of shifting and continuous cultivation of cassava (*Manihot esculenta*) intercropped with maize (*Zea mays*) on a forest Alfisol in south-western Nigeria. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, 118:195-198, 1992.
- BAKER, D.E. Copper. In: ALLOWAY, B.J. (ed) **Heavy Metals in soils**. New York, John Wiley, 1990. p.151-176.

- BARROS, M.E.; BLANCHART, E.; NEVES, A.; DESJARDINS, T.; CHAUVEL, A.; SARRAZIN, M. & LAVELLE, P. Relação entre a macrofauna e a agregação do solo em três sistemas na amazônia central. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- BARROS, R.C. Propriedades físicas e químicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob três diferentes usos em Paty do Alferes-RJ. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- BAUER, A & BLACK, A.L. Soil carbon, nitrogen, and bulk density comparisons in two cropland tillage systems after 25 years and in virgin grassland. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 45:1166-1170, 1981.
- BAVER, L.D.; GARDNER, W.H. & GARDNER, W.R. **Soil physics**. New York, J. Wiley, 1972. 498p.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas (SP) 21:105-112, 1997.
- BERTOL, I. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico Distrófico sob diferentes preparos do solo e rotação de culturas. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas - SP, v. 18 : p. 267 - 271, 1994.
- BERTOL, I.; COGO, N.P. & LEVIEN, R. Erosão hídrica em diferentes preparos do solo logo após as colheitas de milho e trigo, na presença e na ausência dos resíduos culturais. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa - MG, 21:409-418, 1997.
- BERTOL, I.; COGO, N.P. & LEVIEN, R. Erosão hídrica relacionada ao preparo do solo na presença e ausência de resíduos culturais de milho e trigo. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., 1995, Viçosa. **Resumos expandidos**. Viçosa, UFV, SBCS, 1995. v.4, p. 1881.
- BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo, Ícone, 1990. 355p.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. & BENATTI JUNIOR, R. Equação de perdas de solo. Instituto Agrônômico, Campinas (SP), 1975. 25p. (Boletim Técnico, 21).

- BEZDICEK, D.F., I.P. PAPENDICK; R. LAL. Importance of soil quality to health and sustainable land management. In J.W. DORAN et al. **Methods for assessing soil quality**. SSSA Spec. Publ. 49. SSSA, Madison ,1996 WI. p. 1-8.
- BLAKE, G.R. & HARTGE, K.H. Bulk density. In: A. KLUTE (ed). **Methods of soil analysis**. Part. 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI. 1986. p. 363-375.
- BLEVINS, R. L.; THOMAS, G. W.; SMITH, M. S.; FRYE, W. W. and CORNELIUS, P. L. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. **Soil Tillage Res.**, 3: 135-146; 1983.
- BOEHM, M.M.; D.W. ANDERSON. A. Landscape-scale study of Soil quality in three prairie farming systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 61: 1147-1159, 1997.
- BONDE, T.A.; SCHNURER, J. & ROSWALL, T. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. **Soil Biol. Biochem.**, 20: 447-452, 1998.
- BOTELHO DA COSTA, J.V. **Caracterização e constituição do solo**. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 1991. 527p.
- BRAIDA, J.A. & CASSOL, E.A. Erodibilidade em sulcos e em entresulcos de um Podzólico Vermelho-Escuro franco arenoso. **R. Bras. Ci. Solo, Campinas**, 20:127-134, 1996.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Programa Nacional de Microbacias Hidrográficas: Manual operativo. Brasília, 1987. 60p.
- CAMPBELL, C.A. & R.P. ZENTNER. Soil organic matter influenced by crop rotations and fertilization. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 57:1034-1040, 1993.
- CAMPOS, B.C. de; REINERT, D.J., NICOLodi, R., RUEDELL, J. & PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um latossolo vermelho-escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas (SP), 19:121-126, 1995.
- CARPENEDO, V. & MIELNICZUCK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas (SP) 14 : 99-105, 1990.

- CARVALHO, M.C.S., CERRI, C.C. & PICCOLO M.C. Biomassa microbiana C e N em solo sob pastagem degradada submetida à métodos de recuperação. In FERTBIO 98, Caxambu, 1998. **Resumos**. Caxambu: UFLA; SBCS; SBM, 1998. p 732.
- CASSOL, E.A. & LIMA, V.S. Erosão em entressulcos em um Podzólico Vermelho-Amarelo do Rio Grande do Sul sob diferentes preparos do solo e manejo de resíduos culturais. In: XII REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA (Agricultura e Sustentabilidade no Semi-Árido). Fortaleza-CE, **resumos expandidos**, p. 354 e 355. 1998.
- CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O. & PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo Distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa (MG) v. 22:527-538, 1998.
- CHEN, Y.; SENESI, N. & SCHNITZER, M. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 41:352-358, 1977.
- CHURCHMAN, G. L. and TATE, K. R. Stability of aggregates of different size grades in allophanic soils from volcanic ash in New Zeland. **J. Soil Sci.**, 38:19-27, 1987.
- COELHO NETTO, A.L. Hidrologia de encostas na interface com a geomorfologia. In: A.J. T.GUERRA & S.B. CUNHA. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. p.93-144.
- COELHO NETTO, A.L. Mudanças ambientais recentes, mecanismos e variáveis. Controle do voçorocamento atual na Bacia do Rio Bananal, SP-RJ: Bases metodológicas para previsão e controle de erosão. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 5., Bauru – SP, 1995. **Anais** Bauru: UNESP, 1995. v.1:377-422.
- COETZEE, P.P. Determination and speciation of heavy metals in sediments of the Hartbeespoort Dam by sequential chemical extraction. *Water AS*, 19:291-300, 1993.
- CORAZZA, E.J.; SILVA, J. E. DA & RESCK, D. V. F. Efeito de três sistemas de manejo no estoque de carbono orgânico em latossolo vermelho-escuro na região dos cerrados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. Conferências (cd-room), Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos; SBCS, 1997. seção 6.

- CORRÊA, A.A. M. Degradação dos Recursos Naturais Brasileiros In: IBGE. Cadernos de Geociências. IBGE, Rio de Janeiro, n.14:73-82, 1995.
- CORRÊA, J.C. Efeito de métodos de cultivo em algumas propriedades físicas de um Latossolo Amarelo muito argiloso do estado do Amazonas. **Pesq. Agropec. bras.**, Brasília, 20(11):1317-1322, 1985.
- CORREIA, M.E.F. Organização de comunidades da fauna de solo: o papel da densidade e da diversidade como indicadores de mudanças ambientais. CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Conferências (cd-room)**, Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos; SBCS, 1997. seção 3.
- CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. & FARIA, S.M. DE. Sucessão das comunidades de macroartrópodos edáficos em plantações de três leguminosas arbóreas. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- COSTA, J.V. da. **Caracterização e constituição do solo**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1991. 527p.
- CUNHA, S.B. da. Geomorfologia fluvial. In A. J. T.GUERRA; S. B. CUNHA. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. p.211-256.
- CURRY, J.P.; BYRNE, D. & BOYLE, K.E. The earthworm population of a winter cereal field and its effects on soil and nitrogen turnover. **Biology and Fertility of Soils**, 19: 166-172. 1995.
- DAY, P.R. Particle fractionation and particle size analysis. In: BLACK, C.A. (ed.) **Methods of soil analysis**. Madison: Am. Soc.Agron., v.1., cap. 9, 1965. p.545-567.
- DE MARIA, I.C. & DE CASTRO, O.M. Fósforo, potássio e matéria orgânica em um Latossolo Roxo, sob sistemas de manejo com milho e soja. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas (SP) v. 17:471-477, 1993.
- DELLA BRUNA, E.; BORGES, A.C.; FERNANDES, B.; BARROS, N.F. & MUCHOVEJ R. M. C. Atividade da microbiota de solos adicionados de serrapilheira de eucalipto e de nutrientes. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas (SP) v. 15:15-20, 1991.

- DIAS, L.E.; BARROS, N.F. de & FRANCO, A. A. Nitrogênio. **Curso Fertilidade e Manejo do solo**. Brasília (DF) ABEAS, 1995. Módulo 06, 76 p.
- DICK, W.A. Organic carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. **Soil Sci. Soc. Am. J**, 43:102-107, 1983.
- DORAN, J.W. & JONES A. J.. Soil quality and health: indicators of sustainability. In J.W. DORAN & A.J. JONES . **Methods for assessing soil quality**. SSSA Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI, 1996 . p. XI- XIV.
- DORAN, J.W.; MIELKE, L.N. & POWER, J.F. Microbial activity as regulated by soil water filled pore space. In: 14 TH INT. CONGR. Of SOIL SCIENCE, Kyoto, Japan,. ISSS, Viena, Áustria, 1990. P. 94-99.
- DORAN, J.W. & PARKIN T.B.. Defining and assessing soil quality. In: J.W. DORAN; D.C. COLEMAN; D.F. BEZDICEK & B.A. STEWART. **Defining soil quality for a sustainable environment**. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA, Madison, WI, p. 3-21, 1994.
- DORAN, J.W. & PARKIN T.B.. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In J.W. DORAN & A.J. JONES. **Methods for assessing soil quality**. SSSA Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI, 1996. p 25-37.
- EGAWA, H.; TISUTISUI, O.; TATSUYAMA, K & HATTA, T. **Antifungal substances found in leaves of Eucalyptus sp**. Experientiae, Viçosa, 33:889-910, 1977.
- EKANADE, O. Hill-slope agro-ecosystems and their implication on environmental systems in southwestern Nigeria. **Agriculture, ecosystems and environment**, Elsevier Science, 61: 97-102, 1997.
- ELLISON, W. D. Soil erosion studies. II. Soil detachment hazard by raindrop splash. **Agric. Engng**, v. 28, p 197-201, 1947.
- EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Critérios para distinção de classes de solos e de fases de unidades de mapeamento**; normas em uso pelo SNLCS. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 1988a. 67p. (Documentos, 11).
- EMBRAPA/CNPS. **Manual de métodos de análise de solos**, Rio de Janeiro, 1997. 212p.

- EMMERICH, W. & MARCONDES, M.A.P. **Algumas Características do Manejo de Bacias Hidrográficas** in: Boletim Técnico do Instituto Florestal. São Paulo, 18: 1 - 24, 1975.
- ERBACH, D. C. Tillage for continuous corn and corn-soybean rotation. Trans. **ASAE.**, 25: 906-911, 1982.
- FARMER, E.E. Relative detachability of soil particles by simulated rainfall. **Soil Sci. Soc. Am. Proc. Madison** , 37:629-633. 1973.
- FERNANDES, M. R. Estudos pedológicos em topossequências na microbacia do Córrego das Cachoeira, Paty do Alferes (RJ). Seropédica: UFRRJ, 1998. 204 p. (Tese de Doutorado)
- FERREIRA, L. **Avaliação indireta da erodibilidade em solos com alto teores de ferro e aspectos relacionados a mineralogia e micromorfologia.** Lavras, ESAL, 1992. 82 p. (Dissertação de Mestrado).
- FERREIRA, M.M. **Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas dos latossolos brasileiros.** Viçosa; UFV, 1988. 79 p. (Tese de Doutorado).
- FIALHO, J.F.; BORGES, A.C. & BARROS, N.F. Cobertura vegetal e as características químicas e físicas e atividade da microbiota de um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas (SP), 15: 21-28, 1991.
- FOCHT, D.; MAULE, R.F.; MONTOLSR-SPAROVEC, R.B.; WEILL, A.M. & SPAROVEC, G. Perdas de nutrientes pela erosão nos sistemas de colheita com e sem queima prévia da cana-de-açúcar na região de Piracicaba (SP). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBSCS, 1997.
- FOLLETT, R.F. & SCHIMEL, D.S. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 53:1091-1096, 1989.
- FONSECA, S. da. **Propriedades físicas, químicas e microbiológicas de um latossolo vermelho-amarelo sob eucalipto, mata natural e pastagem.** Viçosa-MG, UFV, 1984. 78 p. (Tese de Mestrado).

- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Erosion-induced loss in soil productivity. A research design. FAO **Consultant's Working Paper** No. 2, FAO, Rome, 1985.
- FOSTER, G.R. Modelling the erosion process. In: HAAN, C.T.; JOHNSON, H.D. & BRAKENSIEK, D.L., eds. **Hydrologic modelling of small watersheds**. St. Joseph, ASAE, 1982. Cap 8, p.297-380. (ASAE Monograph, 5).
- FOSTER, G.R.; McCOOL, D.K.; RENARD, K.G. & MOLDENHAUER, W.C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **J. Soil Water Cons.**, Ankeny, 36(6): 355-359, 1981.
- FOURNIER, F. **Conservacion de suelos**. San Juan, Madrid. Ediciones Mundi-Prensa, 1975. P 52.
- FRANCIS, C.A. & CLEGG, M.D. Crop rotations in sustainable production systems. In: C.A. EDWARDS. **Sustainable agricultural systems**. Soil Water Conserv. Soc., Ankeny, I.A.1990. p. 107-122.
- FRANZLUEBBERS A.J. & ARSHAD, M.A. Soil microbial biomass and mineralizable carbon of Water-Stable Agregates. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 61:1090-1097, 1997.
- FRANZMEIER, D. P. Soil landscapes and erosion processes. In W. E. Larson et al. **Proceedings of soil erosion and productivity workshop**. University of Minnesota; Saint Paul, Minnesota - USA. 1990. P 81-104.
- FRASER, P.M. The impact of soil and crop management practices on soil macrofauna. In: C.E. PANKHURST; B.M. DOUBE; V.V.S.R. GUPTA & P.R. GRACE. **Soil biota: management in sustainable farming systems**. CSIRO Publ., pp.125-132, 1994.
- FREIRE, L.R. & ALMEIDA, D.L. de. In D.L. de ALMEIDA et al. **Manual de adubação para o Estado do Rio de Janeiro**. Itaguaí, Editora UFRRJ, 1988. 179 p, (Coleção Universidade Rural. Ciências agrárias; nº 2).
- FREITAS, P.L.; KER, J.C. As pesquisas em microbacias hidrográficas: situação atual, entraves e perspectivas no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO E ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO (Manejo integrado de solos em microbacias hidrográficas), 8, 1990, Londrina. **Anais**. CASTRO FILHO, C. DE; MUZILLI, O., ed. Londrina: IAPAR, 1996. p.43-57.

- GACHENE, C.K.K.; JARVIS, N.J.; LINNER & H. ANDMBUVI, J.P. Soil erosion effects on properties in highland of central Kenya. **Soil Sci. Soc. Amer. J.**, 61:559-564, 1997.
- GAMA-RODRIGUES, E.F. da. **Biomassa-C microbiana de solos de Itaguaí: comparação entre os métodos de fumigação-incubação e fumigação-extração.** Itaguaí, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1992. 108 p. (Tese de Mestrado).
- GAMA-RODRIGUES, E.F. da & BARROS, N.F. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo e da serrapilheira de povoamentos de eucalipto e floresta natural. In: FertBio 98, Caxambú, 1998. **Resumos**, Caxambú: UFLA; SBCS; SBM, 1998.
- GAMA-RODRIGUES, E.F. da; GAMA-RODRIGUES, E.F. da A.C. & BARROS, N.F. Biomassa microbiana de carbono e nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. **R. bras. Ci. Solo**, Viçosa, 21:361-365, 1997.
- GARCIA, F.O. & RICE, C.W. Microbiol biomass dynamics in tallgrass prairie. **Soil Sci.Soc.Am. J.** 58:816-823, 1994.
- GAVANDE, A.G. **Física de Suelos** - Principios y Aplicaciones. 2.ed. ed. México: Limusa, 1973. 351p.
- GIONGO, V.; BISSANI, C.; SALET, R.L. & MIELNICZUK, J. Complexação de alumínio por sistemas de culturas no sistema plantio direto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- GOLCHIN, A; CARKE, P.; OADES, J.M. & SKJEMSTAD, J.O. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils. **Aust. J. Soil Res.**, 33:975-93, 1995.
- GONÇALVES, A. S.; MONTEIRO, M. T.; BEZERRA, F. E. A.; GUERRA, J. G. M. & DE-POLLI, H. Avaliação da biomassa microbiana de amostras de solos com diferentes coberturas vegetais. In: FertBio 98, Caxambú, 1998. **Resumos**, Caxambú: UFLA; SBCS; SBM, 1998.
- GRANATSTEIN, D. and BEZDICEK, D. F. The need for a soil quality index: Local and regional perspectives. **Am. J. Alter. Agri.**, 7; 12-16, 1992.

- GAMBRELL, R.P. Trace and toxic metals in wetlands-A review. **J. Environ. Qual.**, Madison, 23:883-891, 1994.
- GRISI, B.M. & GRAY, T.R.G. Comparação dos métodos de fumigação, taxa de respiração em resposta à adição de glicose e conteúdo de ATP para estimar a biomassa microbiana do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 10:109-115, 1986.
- GUERRA, A. J. T. & CUNHA, S. B. da. **Geomorfologia, uma atualização de bases e conceitos**. 2.ed. Rio de Janeiro, Bertand Brasil, 1995. 472 p.
- GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: A. J. T. GUERRA & S. B. CUNHA. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. 149 p.
- GUPTA, V.V.S.R. The impact and crop management practices on the dynamics of soil microfauna and mesofauna. In: C.E. PANKHURST; B.M. DOUBE; V.V.S.R. GUPTA & P.R. GRACE. **Soil biota: management in sustainable farming systems..** CSIRO Publ., p.107-124, 1994.
- HAGEN, L.J. & FOSTER, G.R. In : W.E. LARSON; G.R.FOSTER; R.R. ALLMARAS & C.M. SMITH. **Proceedings of soil erosion and productivity workshop**. University of Minnesota, Saint Paul, Minnesota, USA, 1990.
- HAMADA, E.; CAVALIERI, A.; ROCHA, J.V. & KÜPPER, R. de B. Estimativas de perdas de solo através do sistema de informação geográfica. In SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 5., Bauru – SP, 1995. **Resumos**, Bauru, UNESP, 1995. p.233-234.
- HANKS, R.J. & ASHCROFT, L.A. **Physical properties of soil**. Utah, Department of Soil Science and Biometeorology - Utah University, 1976. 127 p.
- HERNANI, L.C.; KURIHARA, C.H. & SILVA, W.M. Perdas por erosão de Ca^{2+} , Mg^{2+} , P, K^{+} e matéria orgânica, em diferentes sistemas de preparo de solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA- Solos; SBCS, 1997.
- HEWLETT, J.D. & NUTTER, W.L. An outline of forest hidrology. University of Georgia, 1969.

- HILLEL, D. **Solo e água, fenômenos e princípios físicos**. Porto Alegre, Editora Meridional “EMMA”, 1970. 231p.
- HUDSON, N. W. **Soil Conservation**. Ithaca, Cornell University, 1971. 320p.
- HUDSON, N.W. An introduction to the mechanics of soil erosion under conditions of sub-tropical rainfall. **Proc. Trans. Rhod. Sci. Ass.**, 49:15-25, 1961.
- JENKINSON, D.S. & LADD J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. **Soil biochemistry**. Dekker, New York, 5:415-471, 1981.
- JENKINSON, D.S. & RAYNER, J.H. The turnover of soil organic matter in some Rothamsted classical experiments. **Soil Science**, 123:298-305, 1977.
- KARLEN, D. L., and STOTT. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: J. W. DORAN & A.J. JONES. **Defining soil quality for a sustainable environment**. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA, Madison, WI, 1994. p. 53-72.
- KARLEN, D. L.; EASH, N. S. & UNGER, P. W. Soil and crop management effects on soil quality indicators. **Am. J. Altr. Agri.**, 7: 48-55, 1992.
- KARLEN, D. L.; MAUSBACH, J. W.; DORAN, R. G.; CLINE, R. G. HARRIS, R. F. & SHUMAN, G. E. Soil Quality: A concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 61L:410, 1997.
- KARLEN, D. L.; WOLLENHAUPT, N.C.; ERBACH, D.C.; BERRY E.C.; SWAN, J.B.; EASH, N.S. & JORDAHL, J.L. Crop residue effects on soil quality following 10 years of no-till corn. **Soil & Tillage Research**, 31:149-167, 1994.
- KAY, B.D. & GRANT, C.D. Structural aspects of soil quality. In: International Symposium: Advances in soil quality for land management, p. 12 a 13. University of Ballart. Cooperative Research Centre for soil and Land Management, 1997.
- KELLOGG, C. E. Soil surveys in modern farming. **J. Soil Water Conserv.**, 10:271-277, 1955.
- KIEHL, J. E. **Manual de edafologia, relações solo-planta**. 1.ed. São Paulo, Agronômica Ceres, 1979. 264.p.

- KING, L.D. Soil Heavy Metals. In: ALVAREZ, V.H.; FONTES, L.E.F. & FONTES, M.P.F. (eds.) **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa, MG: SBCS, UFV, DPS, 1996. p. 823-836.
- KLINGEBIEL, A. A. Development of soil survey interpretations. **Soil Surv. Horiz.** 31: 53-66, 1991.
- LACERDA, M.P.C. & BAHIA, V. G. Material de origem x erodibilidade do solo. In: V.L.A. LACERDA. Conservação de solos, **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte 19:10-18, 1998.
- LAL, R. Soil structure and sustainability. **J. Sustainable Agri.** I: 67-92, 1991.
- LAL, R.; MAHBOUBI, A.A. & FAUSEY, N.R. Long-term tillage and rotation effects on properties of central ohio soil. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 58:517-522, 1994.
- LAL, R.; MAHBOUBI, A.A. & FAUSEY, N. R. Long-term tillage and rotation effects on properties of Central Ohio Soil. Madison, **Soil Sci. Soc. Am. J.** 61: 1466-1472, 1997.
- LARSON, W.E.; F.J. PIERCE. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable manment.. In: J.W. DORAN; D.C. COLEMAN; D.F. BEZDICEK & B.A. STEWART. **Defining soil quality for a sustainable environment**. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA, Madison, WI. , 1994. p 37-51.
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* 33, 3-16, 1996.
- LAVELLE, P. The structure of earthworm communities. In: J.E. SATCHELL. **Earthworm Ecology: from Darwin to Vermiculture**. London: Chapman and Hall. 1983. p. 449-466.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E. & MARTIN, A. **Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics**. SSSA Special Publ., 29:157-185, USA, 1992.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTIN, S.; SPAIN, A.; TOUTAIN, F.; BAROIS, I. & SCHAEFER, R. **A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics**. *Biotropica*, 25(2):130-150, Washington, 1993.
- LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGOSO, C.; ESCHENBRENNER, V.; LOPEZ-HERNANDEZ, D.; PASHANASI, B. & BRUSSARD, L. The relationship between

- soil macrofauna and tropical soil fertility. In: P.L. WOOMER & M.J. SWIFT. **The biological management of tropical soil fertility**. Wiley-Sayce Publ. p137-169, 1994
- LEITE J.A.; BUENO,N. & BALDÉON, J.R.M. Efeitos dos sistemas de manejo sobre os atributos físicos e físicos-hídricos de um Latossolo Amarelo (Typic Haplortox). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- LEITE J.A; CAVALCANTE, L.F.; MEDINA, B.F. & MONTENEGRO, J.O. Fator de erodibilidade de quatro solos do município São Mamede – Pernambuco, Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 17: 319-321, 1982.
- LEMONS, R.C. de & SANTOS, R.D. dos . **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Campinas: SBCS e SNLCS, 1984. 83p.
- LEMONS, P.O.C. & LUTZ, J.F. Soil crusting and factors affecting it. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 21(6):85-91,1957.
- LIMA, W. P. **Manejo de Bacias Hidrográficas**. 1. Ed. Piracicaba, E. S. P. “ Luiz de Queiroz ” USP, 1976. 143 p.
- LINDEN, R.D.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C. & VAN VILET, P.C.J. Faunal indicators of soil quality. In: J.W. DORAN; D.C. COLEMAN; D.F. BEZDICEK & B.A. STEWART. **Defining soil quality for a sustainable environment**. SSSA Special Publ. n. 35, pp.91-106, 1994.
- LINN, D. M. & DORAN, J. W. Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 48:794-799, 1984.
- LOPES, P,R.C. & BRITO, L.T.L. Erosividade da chuva no médio São Francisco. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas - SP, v. 17(1):129-133, 1993.
- LOPES, P,R.C.; COGO, N.P. & LEVIEN, R. Eficácia relativa de tipos e quantidades de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, 11:71-75, 1987.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa, SP : Plantarum, 1992.

- McGILL, W.B.; CANNON, K.R.; ROBERTSON, J.A. & COOK, F.D. Dynamics of soil microbial biomass water soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. **Can. J. Soil Sci.**, 66:1-19, 1986.
- MALO, D.D., B.K. WORCESTER, D.K. CASSEL and K.D. MATZDORF Soil-Landscape Relationships in a Closed Drainage System. **Soil Sci. Soc. Amer. Proc.** 38: 814-818, 1974.
- MANSUR C.N. & SOUZA, C.N. de. Caracterização da camada superficial do solo e de sua manta orgânica sob mata, pomar e cultura anual. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- MARSHALL, T.J.; HOLMES, J.W. & ROSE, C.W. **Soil Physics**. Cambridge University Press, Cambridge-USA, 1996. 453 p.
- MARTINS, K. F.; DIONÍSIO, J.A. & SAUTTER, K. D. Avaliação da biomassa microbiana em três ambientes distintos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- MENDONÇA, E.S. & LOURES, E.G. Matéria **orgânica no solo**. ABEAS, Curso de fertilidade e manejo de solos – módulo 05, UFV, Viçosa – MG, 1995. 45 p.
- MEYER, L.D.; FOSTER, G.R.; and ROMKENS, M.J.M. Source of soil eroded by water from upland slopes. In: **Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources**. Washington, USDA-Agricultural Research Service. p.177-189, 1975.
- MEYER, L.D. & WISCHMEIER, W.H. **Mathematical simulation of the process of soil erosion by water**. Trans. ASAE, St. Joseph, 12:754-758, 762, 1969.
- MILLER, W. P. & BAHARUDDIN, M. K. Relationship of soil dispersibility to infiltration and erosion of southeastern soils. **Soil Sci.**, 142: 235-240, 1986.
- MIRANDA, J.; PESSOA, A. C. & ROCHA, A. A. Composição química da solução de um latossolo vermelho-amarelo sob eucalipto e sem cobertura vegetal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.

- MIYAZAWA, M.; Chierice, G. O. & RAVAN, M. A. Amenização da toxidade de alumínio às raízes do trigo pela complexação com ácidos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, SP. 16: 209-215 p,1992.
- MOURA FERREIRA, P.H. **Princípios de manejo e de conservação do solo**. Editora Nobel, 3ª edição, São Paulo, 1986, 135p.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Soil and water quality**. An agenda for agriculture. National Academy Press, Washington, DC, 1993, ..p.
- NOLLA, D. Efeito de diferentes usos do solo em algumas propriedades físicas em Latossolo Roxo distrófico. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 1983. 104 p. (Dissertação de Mestrado).
- NÚÑEZ, J.E. V. **Acúmulo e perdas por erosão de nutrientes e metais pesados afetado pelo método de preparo do solo**. Seropédica: UFRRJ, 1997. 124p. (Dissertação de Mestrado).
- OADES, J.M. Mucilagens at the root surface. **J.Soil Sci.**, London 29:1-16, 1978.
- OADES, J.M. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. **Plant Soil** 76: 319-334, 1984.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro. Editora Guanabara S.A. 434p, 1988.
- OLIVEIRA, J.A. Caracterização física da Bacia do Ribeirão Cachimbal-Pinheiral (RJ) e de suas principais paisagens degradadas. Seropédica: UFRRJ, 1998. (Dissertação Mestrado).
- OLIVEIRA, J.D. de; JACOBINE, P.K.T. & CAMARGO, M.N. **Classes gerais de solos do Brasil - Guia auxiliar para seu reconhecimento**. Jaboticabal, FUNEP. 201 p, 1992.
- OLIVEIRA, V.H. de & BAHIA, V.G. Erodibilidade de seis solos do município de Lavras – MG usando o método do normograma. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, 19:1157-1162, 1984.
- OSAKI, F.; **Microbacias - Práticas de Conservação de Solos**. 1. Ed. Curitiba, Câmara Brasileira do Livro,1994.603 p.
- PALMIERI, F. & LARACH, J.O.I. Pedologia e geomorfologia. In: A.J.T. Guerra, e S.B. da Cunha, **Geomorfologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro, Bertrand, 1996. 394p.

- PAPENDICK, R.I. and J.F. PARR. Soil quality. The key to a sustainable agriculture. **Am. J. Altern. Agric.** 7: 2-3. , 1992.
- PARR, J. F.; PAPENDICK, R.I.; HORNICK, S. B. AND MEYER, R. E. Soil quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. **Am. J. Alter. Agric.**, 7:5-11,1992.
- PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V. & OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 51:1173-1179, 1987.
- PFENNING, L.; EDUARDO, B.P. & CERRI, C.C. Os métodos da fumigação-incubação e fumigação-extração na estimativa da biomassa microbiana de solos da Amazônia. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, 16:31-37, 1992.
- PINHEIRO, L.B.A. **Estudo da macrofauna de solos cultivados com cana-de-açúcar, sob diferentes manejos de colheita crua e queimada**. Seropédica-RJ, UFRRJ, 1996. 100 p. (Dissertação de Mestrado).
- POJASOK, T and KAY, B. D., 1990. Assessment of a combination of wet sieving and turbidimetry to characterize the structural stability of moist aggregates. **Can. J. Soil Sci.**, 70: 33-42, 1990.
- POWLSON, D. S. & JENKINSON D.S. A Comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. **Jornal of Agricultural Science**, Cambridge. 97: 713-721, 1981.
- POWLSON, D. S.; BROOKS, P. C. & CHRISTENSEN, B. T. Measurement of soil microbial biomass provides a early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil Biol. Biochem**, Oxford, 19:159-164, 1987
- PRIMAVESI, O., CAMARGO, A.C. de & PRIMAVESI, A.C.P. A. Recuperação de área desmatada de nascente e mata ciliar em microbacia hidrográfica ocupada com atividade pecuária, na região de São Carlos-SP: Dificuldades e sugestões in: III Simpósio nacional de Recuperação de áreas Degradadas. Viçosa: SOBRADE, 1997.
- PROJETO RADAMBRASIL. Folhas SF.23/24, levantamento de recursos naturais, volume 32, Rio de janeiro, 1983. 775p e mapas.

- RAMALHO, A.L.; CUNHA, T.J.F.; DE FREITAS, P.L. & SILVA, F.C. Impactos do manejo convencional intensivo sob propriedades de solos arenosos na região de Barreiras-BA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- RASMUSSEN, P.E.; ALLMARAS, R.R.; ROHDE, C.R. & ROAGER JR, N.C. Crop residue influence on soil carbon and nitrogen in a wheat-fallow sistem. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 44:596-600. 1980.
- REINERT, D.J.; MUTTI, L.S.M.; ZAGO, A.; AZOLIN, M.A.D. & HOFFMANN, C.L. Efeitos de diferentes métodos de preparo do solo sobre a estabilidade de agregados em solo podzólico vermelho-amarelo. **R. Cent. Ci. Rur., Santa Maria**, 14(1):19-25, 1984.
- RESENDE, M. Aplicações de conhecimentos pedológicos à conservação de solos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.11(128), 03 - 18. 1985.
- RESENDE, M.; CURI, N. & DUARTE, M.N. Mineralogia, química e estratificação de ambientes. In CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- REZENDE, J. O. **Conseqüências da aplicação de vinhaça sobre algumas propriedades físicas de um solo Aluvial (estudo de um caso)**. Piracicaba: ESALQ/USP, 1979 112p. (Tese de Doutorado).
- RIBEIRO JÚNIOR, C.F.; FAVERO, C.; JUCKSCH & FONTES, L.E. Propriedades físicas de um solo sob sistema agroflorestal, pastagem e mata secundária. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- RIBEIRO, M.R. & SILVA A. J. N. da. Caracterização de Latossolos Amarelos sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no Estado de Alagoas: propriedades morfológicas e físicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.

- RICE, C.W.; MOORMAN, B. & BEARE, M. Role of microbial biomass carbon and nitrogen in soil quality. In: J.W. DORAN & A.J. JONES. **Methods for assessing soil quality**. SSSA Spec. Publ. 49. SSSA, Madison WI, 1996. p203-215.
- RIZINNI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil; aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro, 1992. 747p
- ROBERTSON, L.N., KETTLE, B.A. & SIMPSON, G.B. The influence of tillage practices on soil macrofauna in a semi-arid agroecosystem in northeastern Australia. **Agric. Ecos. Envir.** 48:149-156, 1994.
- ROMKENS, M.J.M.; ROTH, C.B. & NELSON, D.W. Erodibility of selected clay subsoils in relation to physical and chemical properties. **Soil Sci. Am. J.** Madison, 41: 954-960, 1977.
- ROS, C.O. da; SECCO, D.; FIORIN, J.E.; PETRERE, C.; CADORE, M.A. & PASSA, L. Manejo de solo a partir de campo nativo: efeito sobre a forma e estabilidade da estrutura ao final de cinco anos. **Rev. bras. Ci. Solo**, Campinas, 21(2):141-248, 1997.
- RUHE, R.V. **Geomorphology**. Atlanta: Houghton Mifflin Co., 1975. 187p.
- RUHE, R.V.; WALKER, P.H. Hillslope models and soil formation. I. Open systems. INTERNATIONAL CONGRES OF SOIL SCIENCE, 9th, 1968, [s.l.]. Trans... [s.l.]: [s.n.], 1968. v.4, p.551-560.
- SANCHES, A.C.; SILVA, A.P. da; TORMENA, C.A. & CORRECHEL, V. Alterações nas características físicas, químicas e microbiológicas de um Podzólico Vermelho-Amarelo sob o cultivo de citros (*Citrus sinenses*). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- SANDERS, D.W. International activities in assessing and monitoring soil degradation. **Am J. Alter. Agri.**, 7: 17-24, 1992.
- SANTANA, D. P. and BAHIA FILHO, A. F. Soil Quality and agricultural sustainability in the Brazilian cerrado. In **World Congress of Soil Science**, 16TH, 1998. Montpellier, International Society of Soil Science.

- SEGANFREDO, M.L.; ELTZ, F.L.F. & BRUM, A.C.R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas - SP, 21: 287-291, 1997.
- SILVA, A.J.N. & RIBEIRO, M.R. Caracterização de Latossolos Amarelos sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no estado de Alagoas: propriedades morfológicas e físicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, Rio de Janeiro, 1997. **Resumos expandidos (cd-room)**, Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos; SBCS, 1997.
- SILVA, A.J.N. da & RIBEIRO, M.R. Caracterização de Latossolo Amarelo sob cultivo contínuo de cana de açúcar no estado de Alagoas: atributos morfológicos e físicos. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa - MG v. 21:677-684, 1997.
- SILVA, I.F. & MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas (SP) v. 21:113-117, 1997.
- SILVA, I.F. & MIELNICZUK, J. Sistemas de cultivo e características do solo afetando a estabilidade de agregados. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa (MG) v. 22:311-318, 1998.
- SILVA, I.F.; ANDRADE, A.P. de; CAMPOS FILHO, O.R. & OLIVEIRA, F.A.P., de Efeitos de diferentes coberturas vegetais e de práticas conservacionistas no controle da erosão. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, 10(3):289-292, 1986.
- SILVA, M.L.N.; CURI, N.; OLIVEIRA, M.S.de; FERREIRA, M.M.; LOMBARDI NETO, F. Comparação entre métodos direto e indiretos para determinação da erodibilidade e em latossolos sob cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 29, n11, p.1751-1761, nov. 1994.
- SILVA, M.L.N.; FREITAS, P.L.; BLANCANEUX, P.; CURI, N. & LIMA, J.M. Relação entre parâmetros da chuva e perda de solo e determinação da erodibilidade de um latossolo vermelho-escuro em Goiânia (GO). **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas - SP, v. 21:131-137, 1997.
- SILVA, R.F. da . **Roça caiçara: dinâmicas de nutrientes, propriedades físicas e fauna do solo em um ciclo de cultura**. Seropédica-RJ, UFRRJ, 1998. 167 p. (Dissertação de Mestrado).

- SIMS, J.T.; CUNNINGHAM, S.D. & SUMNER, M.E. Assessing soil quality for environmental purposes: roles and challenges for soil scientists. **J. Environ. Qual.** 26: 20-25, 1997.
- SOBRAL FILHO, R.M.; MADEIRA NETTO, J.S.; FREITAS, P.L. & PEREIRA DA SILVA, R.L. **Práticas de Conservação de solos**. 1.ed. Rio de Janeiro, Embrapa, 1980. 88p.
- SOUZA, J.A. de & BAHIA, V.G. Seleção de práticas coservacionistas baseadas em critérios pedológicos. In V.L.A. LACERDA. Conservação de solos, **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte 19(191):20-27, 1998.
- SPARLING, P.G., SHEPHERD, T.G. & KETTLES, H.A. Changes in soil organic C, microbial C and aggregate stability under continuous maize and cereal cropping, and after restoration to pasture in soils from the Manawatu region, New Zealand. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, 24:225-241, 1992.
- SRIVASTAVA, S.C. Microbial C, N, and P in dry tropical soils: seasonal changes and influence of soil moisture. **Soil biol. Biochem**, 24:711-714, 1992.
- SSSA (Soil Science Society of America). SSSA statement on soil quality. **Agronomy News**, June 7, SSSA, Madison, Wisconsin, 1995.
- STERN, R.; EISENBERG, B. E. and LAKER, M.C. Correlation between micro-aggregate stability and soil surface susceptibility to runoff and erosion. **S. Afric. J. Plant Soil**, 8:136-140, 1991.
- STEVENSON, F.J. **Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur and micronutrients**. John Wiley & Sons, New York, 1986.
- STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H.E. & CASANOVAS, E.M. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 61: 1466-1472, 1997.
- SUARES DE CASTRO, F. **Conservacion de Suelos**. 3.ed. IICA, San José, 1980. 315p.
- SWIFT, M.J.; HEAL, O.W. & ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. University of California Press, Berkeley, 1979. 372 p.
- TISDALL, J. M. & OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **J. Soil Sci.**, 33:141-163, 1982.

- TISDALL, J. M. & OADES, J.M. Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. **Aust. J. Soil Res.**, Victoria, 17:249-441, 1979.
- VAN DER WEID, J.M. Conceitos de sustentabilidade e sua aplicação nos modelos de desenvolvimento agrícola. In: ALVAREZ, V.H.; FONTES, L.E.F. & FONTES, M.P.F. (eds.) **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa, MG: SBCS, UFV, DPS, 1996. p. 356-366.
- VEIGA, M.; CABEDA, M.S.V.; REICHERT, J.M. Erodibilidade em entressolcos de solos do Rio Grande do Sul. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, 17(1):121-128, 1993.
- VENTURIM, R.P.; BAHIA, V.G. Considerações sobre os principais solos de Minas Gerais e sua susceptibilidade à erosão. In: V.L.A. Lacerda. Conservação de solos, **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte 19(191), p.7-9, 1998.
- VIVAS, L. Significado hidrológico de las variables físico-geográficas en una cuenca representativa: con especial referencia a suelos y formas de relieve in: Cuadernos : Mérida, Universidad de los Andes, n.44, 1975.
- WARDLE, D.A. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. **Adv. Ecol. Res.** 26:105-182, 1995.
- WARKENTIN, B. P. The changing concept of quality. **J. Soil Water Conserv.**, 50:226-228, 1995.
- WEIL, R.R.; LOWELL, K.A. & SHADE, H.M. Effects of intensity of agronomic practices on a soil ecosystem. **Amer. J. of Alternative Agric.** 8(1):5-14, 1993.
- WISCHMEIER, W.H. & MANNERING, J.V. Relation of soil properties to its erodibility. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, 33:131-137, 1969.
- WISCHMEIER, W.H. and SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning**. Agri. Handb. U.S. Dept. Agric., Washington, D.C. N. 537, 1978.
- WISCHMEIER, W.H. Rainfall erosion index for a universal soil loss equation. **Proc. Soil Sci. Soc. Am.**, Madison, 23: 246-249, 1959.

- WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B. & CROSS, B.V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **J. Soil Water Conserv.**, Ankeny, 26:189-193, 1971.
- WOOD C.W. & J.H. EDWARDS. Agroecosystem management effects on soil carbon and nitrogen. **Agry. Ecosyst. Environ.** 39:123-138, 1992
- WOODS, L.E. & G.E. SCHUMAN. Cultivation and slope position effects on soil organic matter. **Soil Sci. Soc. Am. J.**,52:1371-1376, 1988.

9 – ANEXOS

9.1 - DESCRIÇÃO DE PERFIL DO SOLO DAS ÁREAS ESTUDADAS

9.1.1 – PASTO FORMADO (PF)

A - DESCRIÇÃO GERAL DE PERFIL

Perfil PF

Data: 21.11.98

Classificação: Podzólico Vermelho-Amarelo.

Localização: UEP Bovinocultura de Corte do CANP/UFF, Pinheiral-RJ.

Situação: Terço médio de encosta com pendente linear/convexa, com declive de 42%, sob vegetação de pastagem formada (*Brachiaria decumbens*).

Latitude: 22 ° 32 ' 04 "

Longitude: 43 ° 59' 13 "

Litologia Biotita Muscovita Gnaisse

Formação Geológica: Complexo Paraíba do Sul.

Cronologia Pré-cambriano.

Material Originário: Produto da alteração da rocha supracitada.

Pedregosidade: Ligeiramente pedregosa.

Rochosidade: Não rochoso.

Relevo Local : Forte ondulado.

Relevo Regional : Forte ondulado.

Erosão: Laminar ligeira e sulcos (ocasionais).

Drenagem: Bem drenado.

Vegetação Primária: Floresta subcaducifólia.

Uso atual : Pasto formado

Cima: Aw

Descrito e coletado por: Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Marcos Gervásio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes.

B - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A1 ⇒ 0 - 12 cm, bruno-escuro (7,5YR 4/2, úmido) e cinzento-rosado (7,5YR 6/2, seco); franco arenosa com cascalho; moderada pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

A2 ⇒ 12 - 28 cm, bruno-acinzentado-escuro (10YR 4/2, úmido) e cinzento-rosado (7,5YR 6/2, seco); franco arenosa com cascalho; fraca pequena granular; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

AB ⇒ 28 - 51 cm, bruno-escuro (10YR 4/3 úmido) e bruno-amarelado-escuro (10YR 4/5, brunado-claro (10YR 6/2, seco); franco arenosa com cascalho; fraca pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.seco); franco argiloarenosa muito cascalhenta; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição ondulada e clara.

BA ⇒ 51 - 68 cm, vermelho-escuro (2,5YR 3/6); argiloarenosa com cascalho; fraca pequena blocos subangulares; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição ondulada e clara.

Bt1 $\Rightarrow$ 68 -89 cm, bruno-avermelhado (2,5 YR 5/4); argila com cascalho; moderada pequena blocos angulares; cerosidade comum e fraca; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Bt2 $\Rightarrow$ 89 - 102 cm, bruno-avermelhado (2,5YR 5/4); argila com cascalho; moderada pequena e média blocos angulares; cerosidade comum e moderada; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição ondulada e clara.

BC $\Rightarrow$ 102 - 150+ cm, vermelho (2,5YR 4/8) mosqueado amarelo-avermelhado (7,5YR 6/6) pouco, grande e distinto; argila; fraca pequena blocos subangulares; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

RAÍZES: Muitas finas no horizonte A1, comuns finas no A2, poucas finas nos AB, BA e Bt1, raras e finas no Bt2 e BC .

OBSERVAÇÕES:

Cascalho de quartzo arestado em todo perfil e formando um horizonte cascalhento em AB.

Pontuações de minerais primários facilmente intemperizados em BC.

C – TRADAGENS

Nº: 01

Localização: Terço superior da encosta com vertente convexa.

Ap $\Rightarrow$ 0 - 20 cm, cinzento muito escuro (10YR 3/1, úmido); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt $\Rightarrow$ 40 - 60 cm, cinzento-escuro (10YR 4/1) mosqueado vermelho (2,5YR 5/6); argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Nº: 02

Localização: Terço inferior da encosta com convexa/côncava.

Ap $\Rightarrow$ 0 - 20 cm, cinzento muito escuro (10YR 3/1, úmido); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt $\Rightarrow$ 50 - 70 cm, bruno acinzentado-escuro (10YR 4/2); argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.



Figura 24 – Perfil do solo da área sob Pasto Formado (PF)

Tabela 6 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem pasto formado (PF).

9.1.2 – PASTO NATIVO (PN)

A - DESCRIÇÃO GERAL DE PERFIL

Perfil PN

Data: 21.11.98

Classificação: Podzólico Vermelho-Amarelo.

Localização: UEP Bovinocultura de Corte do CANP/UFF, Pinheiral-RJ.

Situação: Terço médio de encosta com pendente linear/convexa, com declive de 32%, sob vegetação de pastagem nativa.

Latitude: 22 ° 32 ' 04 ''

Longitude: 43 ° 59 ' 13 ''

Litologia: Biotita Muscovita Gnaiss.

Formação Geológica: Complexo Paraíba do Sul.

Cronologia: Pré-cambriano.

Material Originário: Produto da alteração da rocha supracitada.

Pedregosidade: Ausente.

Rochosidade: Não rochoso.

Relevo Local: Forte Ondulado.

Relevo Regional: Forte ondulado.

Erosão: Laminar moderada com sulcos ocasionais na parte inferior da vertente.

Drenagem: Moderadamente drenado.

Vegetação Primária: Floresta subcaducifólia.

Uso atual: Pasto nativo

Cima: Aw

Descrito e coletado por: Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Marcos Gervásio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes.

B - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Ap ⇒ 0 - 11 cm, bruno-acinzentado muito escuro (10YR 3/2, úmido) e cinzento-escuro (10YR 4/1, seco); franco argiloarenosa; moderada pequena e média granular; ligeiramente dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

AB ⇒ 11 - 23 cm, bruno-acinzentado muito escuro (10YR, 3/2 úmido), mosqueado bruno-acinzentado (10YR, 5/2) comum pequeno difuso, e bruno-acinzentado (10YR, 5/2, seco); franca argiloarenosa; fraca pequena granular e moderada pequena bloco subangular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

BA ⇒ 23 - 43 cm, bruno-amarelado-escuro (10YR, 4/6); argiloarenosa; moderada pequena e muito pequena blocos subangulares; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual.

Bt1 ⇒ 43 - 67 cm, bruno (7,5YR 5/4); argila; moderada pequena blocos subangulares e moderada média blocos angulares; cerosidade comum e fraca; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual.

Bt2 ⇒ 67 - 107 cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4), mosqueado vermelho-amarelado (5YR 5/6) pouco pequeno e difuso; argila; moderada pequena blocos angulares; cerosidade comum e moderada; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

BC ⇒ 107 - 141+ cm, bruno-avermelhado-escuro (2,5 YR 3/4); fraca pequena blocos subangulares; ligeiramente dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

RAÍZES: Muitas finas no horizonte Ap, comuns finas AB, BA e Bt1, poucas finas no Bt2 e raras e finas e BC .

OBSERVAÇÕES:

Atividade biológica (termiteiros) intensa em AB e BA, mostrando canais desta atividade escurecidos por material orgânico.

Minerais primários facilmente intemperizados em Bt2 e BC.

C – TRADAGENS

Nº: 01

Localização: Terço superior da encosta com vertente convexa.

Ap ⇒ 0 - 20 cm, cinzento (5YR 6/1, úmido); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt ⇒ 40 - 60 cm, vermelho-amarelado (5YR 5/6); argila; plástica e pegajosa.

Nº: 02

Localização: Terço inferior da encosta com convexa/côncava.

Ap ⇒ 0 - 20 cm, bruno-acinzentado-escuro (10YR 4/2, úmido); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt ⇒ 40 - 60 cm, bruno-amarelado (10YR 5/4); argila; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.



Figura 25 - Perfil do solo da área sob Pasto Nativo (PN)

Tabela 7 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem pasto nativo (PN).

9.1.3 –FLORESTA DE EUCALIPTO (FE)

A - DESCRIÇÃO GERAL DE PERFIL

Perfil FE

Data: 21.11.98

Classificação: Podzólico Vermelho-Amarelo.

Localização: UEP Reflorestamento do CANP/UFF, Pinheiral-RJ.

Situação: Terço médio de encosta com pendente linear/convexa, com declive de 29 %, sob vegetação de floresta de eucalipto.

Latitude: 22 ° 31 ' 07 "

Longitude: 43 ° 59 ' 04 "

Litologia: Biotita Muscovita Gnaiss.

Formação Geológica: Complexo Paraíba do Sul.

Cronologia: Pré-cambriano.

Material Originário: Produto de alteração da rocha supracitada.

Pedregosidade: Ausente.

Rochosidade: Não rochoso.

Relevo Local: Forte Ondulado

Relevo Regional: Forte Ondulado.

Erosão: Laminar moderada e sulcos ligeira (ocasionais).

Drenagem: acentuadamente drenado.

Vegetação Primária: Floresta subcaducifolia.

Uso atual: Floresta de Eucalipto

Clima: Aw

Descrito e coletado por: Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Marcos Gervásio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes.

B - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A1 ⇒ 0 - 10 cm, bruno-acinzentado muito escuro (10YR 3/2, úmido) e bruno-acinzentado-escuro (10YR 4/2, seco); franco arenosa; fraca muito pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e não pegajosa; transição plana e clara.

A2 ⇒ 10 - 19 cm, bruno-acinzentado-escuro (10YR 4/2, úmido) e bruno (10YR 5/3, seco); franco arenosa; fraca muito pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e não pegajosa; transição plana e clara.

AB ⇒ 19 - 31 cm, bruno-acinzentado-escuro (10YR 4/2 úmido), mosqueado amarelo-brunado (10YR 6/6) comum, médio e difuso, e bruno (10YR 5/3, seco); franco argiloarenosa; fraca muito pequena granular e bloco subangular; ligeiramente dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

BA ⇒ 31 - 42 cm, bruno-escuro (7,5YR 4/4), mosqueado bruno-acinzentado (10YR 5/2) comum, médio e distinto; argiloarenosa; fraca muito pequena e pequena blocos subangulares; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

2B/A ⇒ 42 - 66 cm, vermelho-acinzentado (2,5YR 5/2) mosqueado vermelho-amarelado e bruno-escuro (5YR 5/6 e 7,5YR 4/2) abundante, médio e distinto; argila; moderada pequena a muito pequena blocos angulares e subangulares; dura, firme, plástica e pegajosa; transição ondulada e clara.

2Bt1 $\Rightarrow$ 66 - 114 cm, vermelho-escuro-acinzentado (2,5 YR 3/6); muito argilosa; moderada pequena a muito pequena blocos angulares e subangulares; cerosidade comum e moderada; muito dura, firme, plástica e pegajosa; transição plana e gradual.

2Bt2 $\Rightarrow$ 114 - 141 cm, vermelho (2,5YR 4/6); muito argilosa; moderada pequena a muito pequena blocos subangulares; cerosidade comum e fraca; muito dura, firme, plástica e pegajosa; transição plana e clara.

2BC $\Rightarrow$ 141 - 171 cm, bruno-avermelhado (2,5YR 5/4) mosqueado amarelo-avermelhado (5YR 6/6) comum médio e distinto; franco argilosa; fraca muito pequena blocos subangulares; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição ondulada e clara.

2C $\Rightarrow$ 171 - 188 cm +, variegado vermelho-amarelado, bruno-avermelhado e rosado (5YR 4/6, 5YR 4/4 e 5YR 7/4), grão simples; ligeiramente dura, muito friável, não plástica e não pegajosa.

RAÍZES: Muitas finas no horizonte A1, comuns finas nos A2, AB, BA e 2B/A, poucas finas no Bt1, raras e finas no 2Bt2 e 2BC e ausentes no 2C.

OBSERVAÇÕES:

1- Linha de pedras entre BA e 2B/A constituída por fragmentos de rocha e grãos de quartzo arestados e não arestados de tamanho variando de 1,0 a 7,5 cm de largura, com topografia ondulada.

2 - Minerais facilmente intemperizados em 2BC e 2C.

3- Atividade biológica intensa nos horizontes A1, A2, AB e BA com penetração de material orgânico em B/A.

C – TRADAGENS

Nº: 01

Localização: Terço superior da encosta com vertente convexa.

A $\Rightarrow$ 0 - 20 cm, bruno-acinzentado-escuro (10YR 4/2, úmido); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt $\Rightarrow$ 50 - 60 cm, bruno-escuro (10YR 4/3); argila; plástica e pegajosa.

OBSERVAÇÃO: Linha de pedra antes do Bt.

Nº: 02

Localização: Terço inferior da encosta com côncava/convexa.

A $\Rightarrow$ 0 - 20 cm, cinzento escuro (10YR 4/1, úmido); franco arenosa; não plástica e não pegajosa.

Bt $\Rightarrow$ 60 - 80 cm, bruno-escuro (10YR 4/3); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

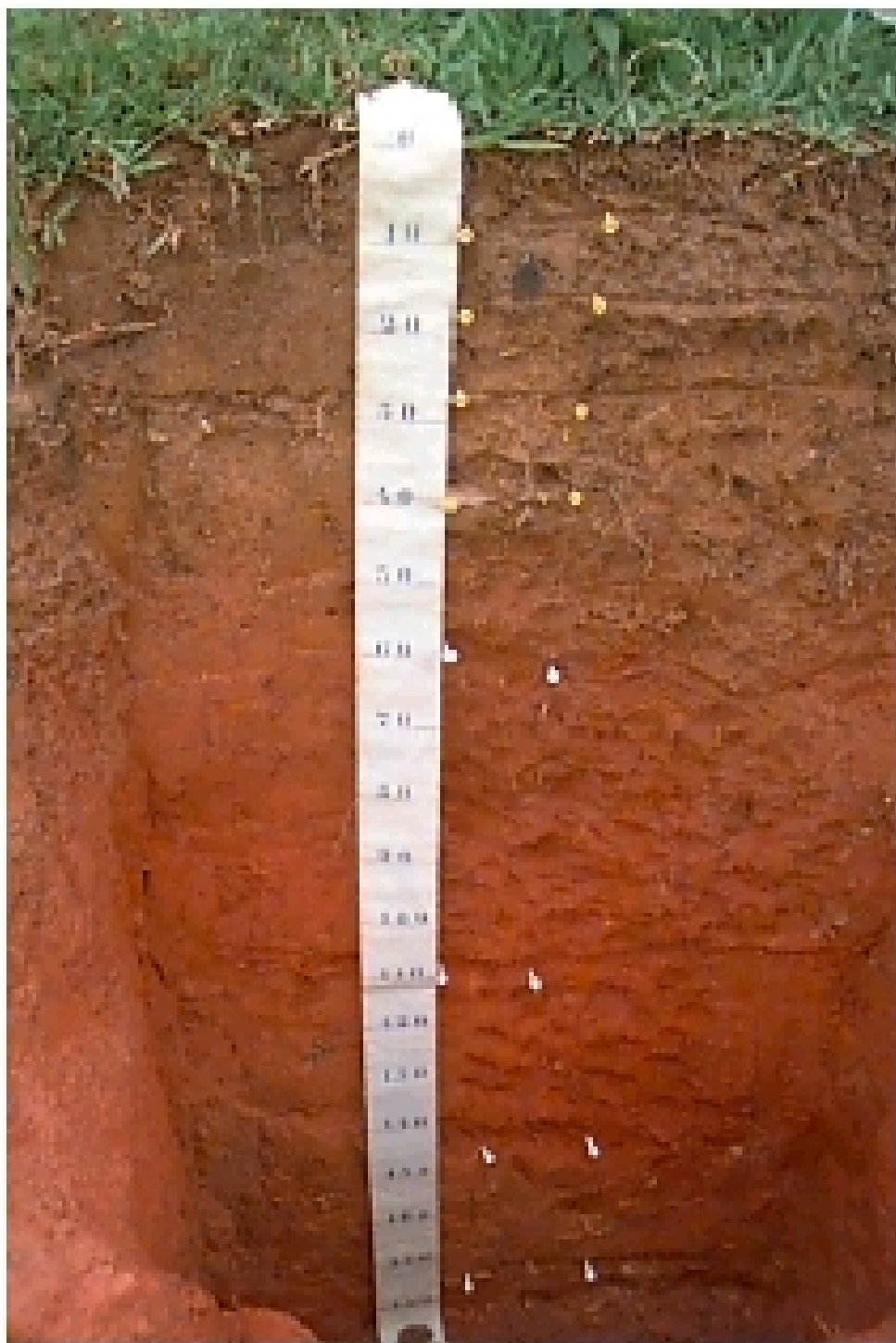


Figura 26 - Perfil do solo da área sob Floresta de Eucalipto (FE).

Tabela 8 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem floresta de eucalipto (FE).

9.1.4 –Floresta Secundária (FS)

A - DESCRIÇÃO GERAL DE PERFIL

Perfil FS

Data: 21.11.98

Classificação: Podzólico Vermelho-Amarelo .

Localização: Caixinha de Areia, antiga Fazenda Pinheiros, Pinheiral-RJ.

Situação: Terço médio de encosta com pendente linear/convexa, com declive de 69 %, sob vegetação de floresta nativa secundária inicial.

Latitude: 22 ° 32' 04"

Longitude: 44 ° 00' 07"

Litologia Biotita Muscovita Gnaiss.

Formação Geológica: Complexo Paraíba do Sul.

Cronologia Pré-cambriano.

Material Originário: Produto de alteração da rocha supracitada.

Pedregosidade: Ausente.

Rochosidade: Não rochoso.

Relevo Local : Forte ondulado/montanhoso

Relevo Regional : Forte ondulado.

Erosão: Laminar ligeira.

Drenagem: Acentuadamente drenado.

Vegetação Primária Floresta subcaducifólia.

Uso atual : Floresta Secundária Inicial

Cima: Aw

Descrito e coletado por: Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Marcos Gervásio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes.

B - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A1 ⇒ 0 - 11 cm, bruno escuro (7,5YR 4/2, úmido) e bruno (7,5YR 5/2, seco); franco arenosa; fraca pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

A2 ⇒ 11 - 23 cm, bruno-acinzentado-escuro (10YR 3/4, úmido) e bruno-acinzentado (10YR 5/2, seco); franco arenosa; moderada muito pequena e pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

AB ⇒ 23 - 30 cm, bruno-avermelhado (5YR 4/3 úmido) mosqueado vermelho-amarelado (5YR 4/6) comum, médio e difuso, e bruno-avermelhado (5YR 5/3, seco); franco argiloarenosa; moderada muito pequena e pequena granular; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

BA ⇒ 30 - 44 cm, bruno-avermelhado (5YR 4/4); argila; moderada muito pequena e pequena granular e blocos subangulares; dura, firme, plástica e pegajosa; transição plana e gradual.

2Bt ⇒ 44 -79 cm, bruno-avermelhado (5 YR 4/8); argila; moderada pequena blocos subangulares; cerosidade comum e moderada; dura, firme, plástica e pegajosa; transição plana e clara.

Bw1 ⇒ 79 - 126 cm, vermelho (2,5YR 5/6); argila; moderada pequena a muito pequena granular e blocos subangulares; muito friável, ligeiramente dura, muito friável, plástica e pegajosa; transição plana e gradual.

Bw2 ⇒ 126 - 176 cm, vermelho (2,5YR 5/8); argila; moderada muito pequena granular; ligeiramente dura, muito friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição ondulada e clara.

BC $\Rightarrow$ 176 - 237 cm +, vermelho-escuro (2,5YR 3/6); mosqueado vermelho (5YR 5/8) pouco, médio e proeminente; argila; fraca muito pequena bloco subangular; ligeiramente dura, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

RAÍZES: Muitas finas e médias (0,5 - 1,5 cm) no horizonte A1, comuns finas nos A2, AB, BA, Bt e Bw1, poucas finas no Bw2, raras e finas no BC.

OBSERVAÇÕES:

Presença de carvão no BA e Bt.

C – TRADAGENS

Nº: 01

Localização: Terço superior da encosta com vertente convexa.

A $\Rightarrow$ 0 - 20 cm, bruno-acinzentada (10YR 5/2, úmido); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt $\Rightarrow$ 40 - 60 cm, bruno-forte (7,5YR 4/6); argila; plástica e pegajosa.

Nº: 02

Localização: Terço inferior da encosta com côncava/convexa.

A $\Rightarrow$ 0 - 20 cm, bruno escuro (7,5YR 4/2, úmido); franco arenoargilosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt $\Rightarrow$ 40 - 60 cm, bruno-escuro (7,5YR 4/4); argila; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.



Figura 27 - Perfil do solo da área sob Floresta Nativa Secundária (FS).

Tabela 9 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem floresta secundária nativa (FS).

9.1.5 –AGRICULTURA ANUAL (AGRI)

A - DESCRIÇÃO GERAL DE PERFIL

Perfil Agri

Data: 21.11.98

Classificação: Podzólico Vermelho-Amarelo.

Localização: Km 2 da estrada Pinheiral–Arrozal, Pinheiral- RJ.

Situação: Terço médio de encosta com pendente linear/convexa, com declive de 29 %, sob vegetação de agricultura anual.

Latitude: 22 ° 32 ' 12 ''

Longitude: 44 ° 00 ' 06 ''

Litologia Biotita Muscovita Gnaiss.

Formação Geológica: Complexo Paraíba do Sul.

Cronologia Pré-cambriano.

Material Originário: Produto da alteração da rocha supracitada.

Pedregosidade: Ligeiramente pedregoso.

Rochosidade: Não rochoso.

Relevo Local : Forte Ondulado.

Relevo Regional : Forte ondulado.

Erosão: Laminar moderada.

Drenagem: Moderadamente drenado.

Vegetação Primária: Floresta subcaducifólia.

Uso atual : Agricultura anual.

Cima: Aw

Descrito e coletado por: Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Marcos Gervásio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes.

B - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Ap ⇒ 0 - 13 cm, bruno-acinzentado muito escuro (10YR 3/2, úmido) e bruno-acinzentado (10YR 5/2, seco); franco arenosa com cascalho; fraca pequena e muito pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

AB ⇒ 13 - 24 cm, bruno-acinzentado-escuro (10YR 4/2, úmido), mosqueado bruno-avermelhado (5YR 5/4) comum pequeno e distinto e bruno (10YR 4/3) comum pequeno difuso, e bruno (10YR 5/3, seco); franco argiloarenosa; fraca pequena e muito pequena blocos subangular e granular ; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

BA ⇒ 24 - 39 cm, bruno-forte (7,5YR 5/6), mosqueado bruno-avermelhado (5YR 4/4) comum pequeno e distinto e bruno (7,5YR 5/2) comum médio e difuso; argiloarenosa com cascalho; moderada pequena bloco subangular; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Bt1 ⇒ 39 - 61 cm, bruno-amarelado-escuro (10YR 4/6), mosqueado bruno (10YR 5/3) comum pequeno e distinto e bruno-avermelhado (5YR 5/3) comum pequeno e proeminente; argila; moderada pequena e muito pequeno blocos angulares e subangulares; cerosidade moderada e pouca; dura, friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual.

Bt2 ⇒ 61 - 86 cm, bruno (7,5YR 5/4), mosqueado vermelho (2,5YR 4/6) comum pequeno proeminente e amarelo-avermelhado (7,5YR 7/8) comum pequeno e difuso; argila com cascalho; moderada pequena blocos angulares e moderada média blocos angulares; cerosidade comum e moderada; muito dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição ondulada e abrupta.

BC $\Rightarrow$ 86 - 122, bruno-avermelhado (5YR 4/3), mosqueado bruno (7,5YR 5/4) comum médio e distinto; argila muito cascalhenta; sem agregação; ligeiramente dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

C $\Rightarrow$ 122 - 143+ cm, bruno (7,5YR 5/4), mosqueado bruno-avermelhado (5YR 5/3) comum pequeno e distinto; grão simples; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

RAÍZES: Poucas finas no Ap, AB e BA Bt2, raras e finas no Bt1 e Bt2 e ausentes no BC e C.

OBSERVAÇÕES:

Atividade biológica (termiteiros) intensa em AB e BA, mostrando canais desta atividade escurecidos por material orgânico.

Minerais primários facilmente intemperizados em Bt2 e BC.

C – TRADAGENS

Nº: 01

Localização: Terço superior da encosta com vertente convexa.

A $\Rightarrow$ 0 - 20 cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4 úmido); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt $\Rightarrow$ 40 - 60 cm, bruno-acinzentado (10YR 5/2); argiloarenosa com cascalho; plástica e ligeiramente pegajosa.

Nº: 02

Localização: Terço inferior da encosta com vertente convexa.

A $\Rightarrow$ 0 - 20 cm, bruno-acinzentado (10YR 5/2, úmido); franco argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Bt $\Rightarrow$ 50 - 70 cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4); argiloarenosa; ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

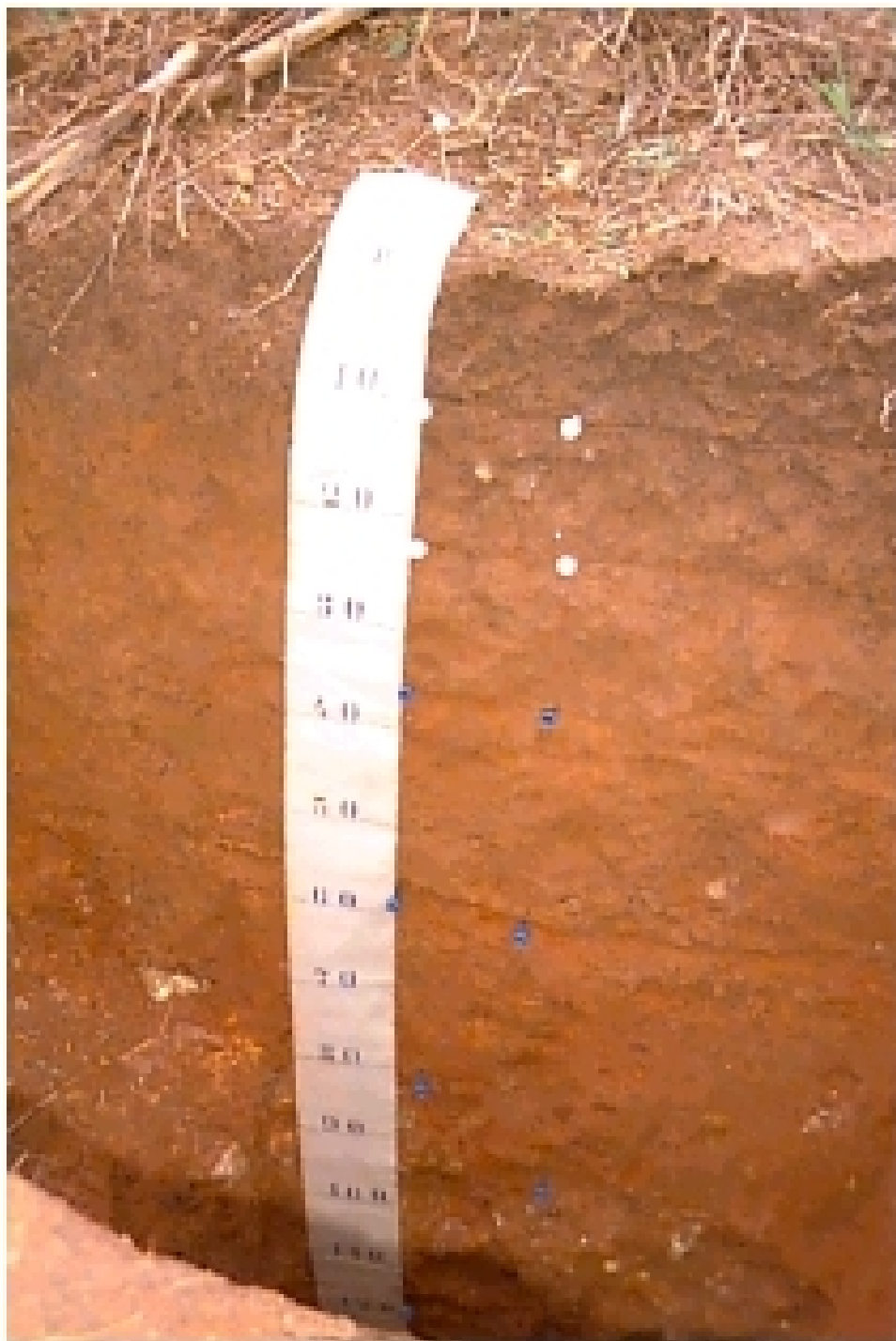


Figura 28 - Perfil do solo da área sob Agricultura Anual (Agri).

Tabela 10 - Análises físicas e químicas do perfil da unidade de paisagem agricultura anual (Agri).

9.2 - CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA EDÁFICA E DAS PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS.

Tabela 11 - Fauna edáfica nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Terço médio.

FAUNA\GRUPOS	COBERTURA VEGETAL				
	PF	PN	FE	FS	Agri
Predadores	Densidade (ind.m⁻²)				
Aranae	2	0	2	3	0
Chilopoda	0	0	3	0	0
Hymenoptera	6	12	2	0	3
Pseudoscorpionida	0	0	0	0	0
Total	8	12	7	3	3
Saprófagos					
Blattaria	2	2	2	5	5
Dermaptera	0	0	0	0	0
Diploda	0	0	0	0	0
Diplura	0	0	0	0	2
Isopoda	2	0	0	2	0
Oligochaeta	0	0	0	0	0
Psocoptera	2	7	2	2	0
Symphyla	0	2	0	0	0
Total	6	11	4	9	7
Fungívoros					
Collembola	0	2	0	0	2
Total	0	2	0	0	2
Grupos Sociais					
Formicidae	99	68	40	237	72
Isoptera	2	18	4	2	0
Total	101	86	44	239	72
Larvas					
Coleoptera	46	23	16	18	18
Diptera	3	55	5	13	3
Lepdoptera	0	2	2	2	0
Trichoptera	0	0	5	2	0
Total	49	80	28	35	21
Não edáficos					
Diptera	24	82	21	14	6
Hemiptera	8	21	2	0	0
Homoptera	30	28	4	4	3
Lepdoptera	2	2	2	0	0
Trichoptera	6	5	0	0	0
Total	70	138	29	18	9
Outros					
Coleoptera	40	75	10	17	9
Orthoptera	2	0	0	0	0
Thysanoptera	13	16	32	36	0
Total	55	91	42	53	9
Densidade Total	289	420	154	357	121
Riqueza (nº de grupos)	17	17	17	14	10

Tabela 12 - Propriedades físicas ⁽¹⁾ do solo nas áreas sob diferentes coberturas vegetais (PF, PN, FE, FS e Agri).

Cobertura Vegetal ⁽²⁾	Posição na Encosta	Densidade do Solo	Densidade das Partículas	Porosidade	DMP
			kg dm⁻³	cm³ cm⁻³	mm
PF	Topo	1,40	2,48	0,42	4,48
	Superior	1,36	2,48	0,45	4,01
	Médio	1,32	2,49	0,49	3,94
	Inferior	1,40	2,49	0,44	4,95
PN	Topo	1,11	2,45	0,55	4,25
	Superior	1,23	2,48	0,50	4,12
	Médio	1,36	2,45	0,44	3,84
	Inferior	1,36	2,49	0,45	3,50
FE	Topo	1,35	2,45	0,45	3,25
	Superior	1,40	2,51	0,44	4,38
	Médio	1,38	2,52	0,45	4,28
	Inferior	1,42	2,50	0,44	4,60
FS	Topo	0,96	2,45	0,61	4,78
	Superior	0,92	2,53	0,64	4,81
	Médio	1,02	2,46	0,58	4,22
	Inferior	1,06	2,52	0,58	4,41
AGRI	Topo	1,19	2,42	0,50	3,51
	Superior	1,24	2,49	0,50	3,70
	Médio	1,31	2,42	0,46	2,81
	Inferior	1,21	2,51	0,52	2,41

¹ Médias de três repetições.

² PF - pasto formado; PN – pasto nativo; FE – floresta de eucalipto; FS – floresta secundária; AGRI – agricultura anual.

Tabela 13 - Propriedades químicas¹ nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Topo da encosta.

Tabela 14 - Propriedades químicas¹ nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Terço superior da encosta.

Tabela 15 - Propriedades químicas¹ nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Terço médio da encosta.

Tabela 16 - Propriedades químicas¹ nas áreas sob diferentes coberturas vegetais – Terço inferior da encosta.