

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

TESE

Integridade de Paisagem, Manejo e Atributos do
Solo no Médio Vale do Paraíba do Sul,
Pinheiral-RJ

Carlos Eduardo Gabriel Menezes

2008



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

**INTEGRIDADE DE PAISAGEM, MANEJO E ATRIBUTOS DO SOLO
NO MÉDIO VALE DO PARAÍBA DO SUL, PINHEIRAL-RJ**

CARLOS EDUARDO GABRIEL MENEZES

Sob a Orientação do Professor

Marcos Gervasio Pereira

e Co-orientação das Professoras

Lúcia Helena Cunha dos Anjos

Maria Elizabeth Fernandes Correia

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

Seropédica, RJ
Junho de 2008

631.4
Ms43i
T

Menezes, Carlos Eduardo Gabriel, 1960-
Integridade de paisagem, manejo e atributos do solo no médio
vale do Paraíba do Sul, Pinheiral-RJ/ Carlos Eduardo Gabriel
Menezes – 2008. 175 f. : il

Orientador: Marcos Gervasio Pereira.
Tese (doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro, Instituto de Agronomia.
Bibliografia: f. 133-151.

1. Solos – Integridade da paisagem – Teses. 2. Manejo e
conservação do solo - Teses. 3. Degradação/recuperação dos
solos – Teses. 4. Cobertura vegetal do solo - Teses. 5.
Atributos do solo – Teses. I. Pereira, Marcos Gervasio,
1965-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
Instituto de Agronomia. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.

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

CARLOS EDUARDO GABRIEL MENEZES

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências em Agronomia** no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 23/07/2008.

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dra. Embrapa Agrobiologia
(Co-orientador)

José Luiz Rodrigues Torres. Dr. CEFET Uberaba

Marisa de Cássia Piccolo. Dra. CENA-USP

Rogério Ribeiro de Oliveira. Dr. PUC-Rio

Aos meus pais e meus irmãos.

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

Dedico

AGRADECIMENTOS

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

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

As minhas incansáveis colaboradoras Ana Lúcia e Hortência Coutinho, que tanto se dedicaram na manutenção da infraestrutura doméstica necessária.

A Maria Perpétua, minha querida sogra, que se ainda estivesse entre nós estaria trabalhando e torcendo muito para o sucesso deste trabalho.

A Universidade Federal Fluminense pelo apoio;

A direção, professores, funcionários e estudantes do Colégio Agrícola Nilo Peçanha – Pinheiral-RJ (CANP-UFF) que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao amigo professor José de Arimathéa Oliveira por seu sempre grande incentivo e apoio, sempre colocando ao lado de nossa amizade os interesses da instituição (CANP/UFF).

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

Aos funcionários da secretaria do CPGACS Maria Luciene, Marquinhos e Roberto pela dedicação e amizade;

Aos pesquisadores da Embrapa, Alexander Resende e Fabiano Balieiro pelo apoio dado.

Ao professor Marcio Francelino por sua disponibilidade e dedicação e aos bons momentos de trabalho de campo e laboratório (GEOFLORA- Laboratório de Geoprocessamento do Departamento de Silvicultura - Instituto de Florestas – UFRRJ);

Ao estudante de Engenharia Florestal Rodrigo por sua contribuição;

A professora doutora Marisa de Cassia Piccolo, do Centro de Energia Nuclear na Agricultura/USP campus Piracicaba, pela contribuição dada.

Aos colegas de curso pelo apoio e incentivo.

A colega Michele Macedo pelo apoio e incentivo;

Aos colegas doutorandos Júlio e Roriz pelo apoio e amizade;

Ao colega Léo pelas contribuições e discussões.

Aos companheiros de caminhada prof^ª Ana Luiza e técnico em agropecuária José Roberto, que souberam me ouvir e incentivar nos momentos de maiores dificuldades.

Aos colegas José Dias e Arcângelo pela colaboração prestada sempre que solicitados.

Aos meus ex-alunos estudantes de Agronomia Guilherme Hipólito e Itaynara Batista pelos bons momentos de discussão e trabalho árduo de campo, assim como pela dedicação nos trabalhos de laboratório.

Ao ex-aluno, Engenheiro Agrônomo e mestrando em ciências do solo Khalil Menezes pela colaboração prestada.

Ao ex-aluno, estudante de Engenharia Florestal Alexandre Medeiros pelo trabalho de florística e momentos de discussão no campo;

Ao ex-aluno, estudante de Engenharia Florestal Ranieri Ribeiro pelo trabalho de florística e dedicação as atividades de laboratório;

A estudante de Agronomia Paola pela colaboração.

Ao ex-aluno, Engenheiro Agrônomo e mestrando em ciências do solo, Wanderson Couto, amigo e parceiro de toda hora e durante todo o trabalho.

Ao Licenciado em Ciências Agrícolas e mestrando em agronomia Manoel Euzébio pela dedicação nos trabalhos e amizade.

Ao ex-aluno, agora biólogo, Alcione Siqueira (Pipoca) pela sua sempre disponibilidade e amizade, que foram fundamentais para o desenvolvimento dos trabalhos de campo.

Ao ex-aluno, hoje professor doutor em Agronomia Ciências do Solo, Luciano Toledo pela amizade e disponibilidade demonstrada durante toda minha trajetória de pós graduando.

Ao doutorando em Agronomia Ciências do Solo, Ademir Fontana por sua contribuição fundamental na realização deste trabalho e amizade.

Ao doutorando em Agronomia Ciências do Solo, André Fernão pelo apoio constante durante o curso e amizade.

Ao laboratorista Anselmo Boechat pela dedicação ao trabalho e amizade.

Aos agricultores do assentamento Mutirão da Paz, em especial aos senhores Gessi, Valdir e Alberto, que na sua simplicidade, souberam entender a importância do trabalho, disponibilizando seu tempo e áreas.

Ao Sr. Darci Pires proprietário da Fazenda Caeiras pela disponibilização da área para o trabalho e tempo para entrevistas.

Aos professores Marcos Gervasio Pereira e Lúcia Helena Cunha dos Anjos e a pesquisadora Maria Elizabeth Fernandes Correia pela especial oportunidade de realizar o curso sob suas orientações, pelos ensinamentos, incentivo, confiança e amizade.

A Adriana, minha especial companheira que, ao seu modo, mais uma vez soube superar com amor e dedicação todos os momentos vividos nesse período de curso.

As minhas Marias (Eduarda e Clara), que espero um dia possam compreender as razões de tanto sacrifício a que foram submetidas durante todo o período do curso.

E, por fim, a todos aqueles amigos que sempre torceram e acreditaram no meu sucesso.

BIOGRAFIA

Carlos Eduardo Gabriel Menezes nasceu a 14 de maio de 1960, na cidade de Volta Redonda, Estado do Rio de Janeiro, filho de Zeildo Menezes Pereira e Clélia Gabriel Menezes. Graduou-se em Licenciatura em Ciências Agrícolas em julho 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. Em 1999 obteve o grau de Magister Science em Agronomia – Ciência do Solo pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Visando a obtenção do grau de doutor em ciência reingressou no curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo - UFRRJ no ano de 2005.

RESUMO GERAL

MENEZES, Carlos Eduardo Gabriel. **Integridade de paisagem, manejo e atributos do solo no médio vale do Paraíba do Sul, Pinheiral-RJ.** 2008. 174f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2008.

As áreas escolhidas para o presente estudo localizam-se na sub-bacia do ribeirão Cachimbal, município de Pinheiral (RJ), na região do Médio Vale do Paraíba do Sul, 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, estando inserida no domínio da Mata Atlântica atualmente reduzida a pequeno número de fragmentos em diferentes níveis de alteração e regeneração. Esta situação é preocupante, não só pelo que a cobertura vegetal representa sob o ponto de vista paisagístico, mas principalmente pelas importantes funções ambientais que exerce. A fragmentação e os diferentes estádios de regeneração em que se encontram as áreas florestadas da região em estudo, são problemas a serem enfrentados na perspectiva de intervenções que busquem a restauração de seus ecossistemas. O presente trabalho teve por objetivo comparar diferentes estádios sucessionais de Mata Atlântica (resolução CONAMA 006 de 1994) e uma área de pastagem manejada mista (*Brachiaria decumbens* e *Paspalum notatum*), empregando atributos do solo e da cobertura vegetal como indicadores da integridade da paisagem. As unidades de estudo (UEs) foram denominadas: Floresta Secundária Estádio Inicial (FSEI), Floresta Secundária Estádio Médio (FSEM) e Floresta Secundária Estádio Avançado (FSEA) (CONAMA 006/1996) e Pasto Misto Manejado (PMM). No Capítulo 1 buscou-se uma maior compreensão dos processos de degradação e recuperação dos solos baseados no histórico de ocupação e uso das terras e no levantamento de dados do meio físico da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, por intermédio de mapas e produtos de sensoriamento remoto e do levantamento florístico das unidades de estudo florestais. No capítulo 2 avaliaram-se os aportes e transformações da matéria orgânica, teor e estoque de nutrientes na fitomassa de fragmentos florestais em diferentes estádios de sucessão e pastagem mista manejada, todos representativos da região em estudo, por meio de avaliações do depósito e decomposição de serapilheira, biomassa de raízes finas, origem do carbono (¹³C), macrofauna do solo, teor e estoque de nutrientes da parte aérea e de raízes. No capítulo 3 procedeu-se a caracterização dos solos por meio de análises físicas (densidade do solo, das partículas, porosidade total e estabilidade de agregados) e químicas (pH em água, cálcio e magnésio trocáveis, potássio trocável, alumínio trocável, valores S, T e V, carbono orgânico, estoque de carbono e fracionamento físico e químico da matéria orgânica do solo). A proposta deste estudo mostrou-se eficiente quanto ao propósito de identificar possíveis diferenças nos processos de degradação / recuperação das terras e conseqüente integridade de paisagens da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, Pinheiral-RJ.

Palavras-chave: Degradação. Recuperação. Estádios Sucessionais da Mata Atlântica. Pastagem Manejada.

GENERAL ABSTRACT

Landscape integrity, handling and soil attributes in the mid Paraíba do Sul Valley region, Pinheiral, RJ, Brazil. 2008. 174p. (Thesis, Doctor Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2008.

The areas selected for this study are located in the Cachimbal river sub-basin, city of Pinheiral (RJ), in the Mid Paraíba do Sul Valley region, between latitudes 22° 29' 03" and 22° 35' 27" S, and between longitudes 43° 54' 49" and 44° 04' 05" W and an average altitude of 420 m, inserted in the Atlantic Forest domain currently limited to small number of fragments in different alteration and regeneration levels. This is worrying not only for what the vegetal coverage represents for the landscape, but mostly for its important environmental functions. The fragmentation and the different regeneration stages presented by the forested areas of the region under study are problems to be faced in the perspective of interventions that seek the restoration of their ecosystems. This study aimed to compare different successional stadiums of the Atlantic Forest (CONAMA resolution 006 of 1994) and a mixed handled pasture area (*Brachiaria decumbens* and *Paspalum notatum*), employing soil and vegetation cover attributes as indicators of the landscape integrity. The study units (SUs) were named: Initial Stadium Secondary Forest (ISSF), Medium Stadium Secondary Forest (MSSF) and Advanced Stadium Secondary Forest (ASSF) (CONAMA 006/1996) and Mixed Handled Pasture (MHP). In Chapter 1, it was searched for a greater understanding on the degradation processes and soil recovery based on a history of occupation and use of land and survey data on the physical environment of the Cachimbal river sub-basin through maps and remote sensing products and the floristic survey of the forestry study units. In Chapter 2, the intakes and changes in the organic matter content were evaluated, as well as the content and stock of nutrients in the phytomass of forest fragments at different succession stadiums and mixed handled pasture, all representing the region under study, through assessments of the deposit and decomposition of leaf litter, biomass of fine roots, source of carbon (^{13}C), soil macro fauna, content and stock of nutrients in the aerial part of roots. In Chapter 3, the characterization of the soil by means of physical (soil density, particle, total porosity and aggregate stability) and chemical analyses (pH in water, exchangeable calcium and magnesium, potassium, and aluminum, S, T and V, organic carbon, carbon storage and physical and chemical fractionation of the soil organic matter) was conducted. The proposal of this study seemed to be efficient as the purpose of identifying possible differences in the degradation / recovery processes of lands and consequent integrity of landscapes of the Cachimbal river sub-basin, Pinheiral-RJ.

Keywords: Degradation. Recovery. Successional stadiums of the Atlantic Forest. Handled pasture.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
CAPÍTULO I.....	3
A PAISAGEM EM FUNÇÃO DO USO E MANEJO DAS TERRAS NA REGIÃO DO MÉDIO VALE DO PARAÍBA DO SUL, PINHEIRAL, RJ.....	3
RESUMO.....	4
ABSTRACT.....	5
1 INTRODUÇÃO	6
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	7
2.1 Histórico de Ocupação e Uso das Terras da Região	7
2.1.1 Os primeiros habitantes humanos da região.....	7
2.1.2 O período de maior impacto ambiental da ocupação humana regional.....	9
2.2 Integridade da Paisagem.....	16
2.3 Levantamento Florístico e Fitossociológico	19
2.4 Mapeamento de Ocupação e Uso do Solo.....	20
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1 Caracterização da Área de Estudo.....	21
3.2 Definição das Unidades de Estudo (UEs).....	24
3.3 Descrição, Caracterização e Classificação dos Solos.....	30
3.4 Levantamento Florístico.....	30
3.4.1 Interceptos por linhas.....	30
3.4.2 Transecto	30
3.4.3 Informações geradas.....	30
3.5 Mapeamento de Ocupação e Uso do Solo	31
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
4.1 Classificação dos Solos.....	32
4.2 Levantamento Florístico.....	33
4.3 Mapeamento de Ocupação e Uso do Solo	37
5 CONCLUSÕES.....	40
CAPÍTULO II.....	41
APORTES E TRANSFORMAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA SOB FRAGMENTOS FLORESTAIS EM DIFERENTES ESTÁDIOS DE SUCESSÃO E PASTAGEM MANEJADA NA REGIÃO DO MÉDIO VALE DO PARAÍBA DO SUL, PINHEIRAL – RJ.....	41
RESUMO.....	42
ABSTRACT.....	44
1 INTRODUÇÃO	45
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	46
2.1 Depósito e Decomposição de Serapilheira Florestal e Biomassa de Compartimentos Superiores da Pastagem.....	46
2.2 Biomassa de Raízes Finas.....	47
2.3 Origem do Carbono do Solo	48
2.4 Fauna do Solo.....	48
2.5 Teores e Estoques de Macronutrientes na Fitomassa Florestal.....	50
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	52
2.1 Depósito, Correlação com Variáveis Climáticas e Decomposição de Serapilheira e Biomassa de Compartimentos Superiores da Pastagem.....	52
2.1.1 Material formador de serapilheira (MFS).....	52
2.1.2 Correlação do depósito de serapilheira total com variáveis climáticas.....	53
2.1.3 Taxa de decomposição do material formador da serapilheira (MFS).....	53
2.1.4 Biomassa de componentes superiores da vegetação formadora da pastagem.....	54
2.2 Biomassa de Raízes Finas.....	54
2.3 Origem do Carbono (13C).....	55

2.4 Macrofauna do Solo.....	56
2.5 Teores e Estoques de Macronutrientes na Fitomassa.....	57
2.6 Estatística.....	57
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	59
3.1 Depósito e Decomposição de Serapilheira e Biomassa de Compartimentos Superiores da Pastagem.....	59
3.2 Biomassa de Raízes Finas.....	67
3.3 Análise Isotópica do Carbono do Solo (13C).....	69
3.4 Teores e Estoques de Macronutrientes no Material Formador da Serapilheira (MFS) das Unidades de Estudo (UEs) sob Vegetação Florestal.....	72
3.5 Teores de Macronutrientes em Raízes Finas das Diferentes Unidades de Estudo	74
3.6 Macrofauna do Solo.....	76
4 CONCLUSÕES.....	85
CAPÍTULO III.....	86
ATRIBUTOS EDÁFICOS DOS SOLOS SOB FRAGMENTOS FLORESTAIS EM DIFERENTES ESTÁDIOS DE SUCESSÃO E PASTAGEM MANEJADA NA REGIÃO DO MÉDIO VALE DO PARAÍBA DO SUL, PINHEIRAL – RJ.....	86
RESUMO.....	87
ABSTRACT.....	89
.....	90
1 INTRODUÇÃO.....	91
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	92
2.1 Propriedades Físicas.....	92
2.2 Propriedades Físicas e a Avaliação da Qualidade dos Solos sob Diferentes Usos.....	94
2.3 Propriedades Químicas.....	94
2.4 Propriedades Químicas e a Avaliação da Qualidade dos Solos sob Diferentes Usos.....	97
2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	103
2.1- Atributos Edáficos.....	103
2.2 Análises Estatísticas.....	105
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	106
3.1 Propriedades físicas	106
3.2 Propriedades químicas	113
4 CONCLUSÕES.....	126
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	134
ANEXOS.....	153

INTRODUÇÃO GERAL

Os altos níveis de desmatamento em todo mundo têm levado a um importante aumento das áreas sob florestas secundárias, notadamente nos trópicos. Segundo dados da FAO citados por Barlow et al. (2007), durante os anos de 1990, um sexto de toda área de floresta primária desmatada do mundo foi ocupada por florestas secundária. Por isso, essas florestas secundárias vêm se tornando cada vez mais importantes como um componente da paisagem tropical, que apresentam potencial para fornecer serviços ambientais, tais como o armazenamento de carbono no solo, entre outros (Schedlbauer & Kavanagh, 2008).

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ricos em diversidade biológica e dos mais ameaçados do planeta, por isso, considerado um dos cinco mais importantes “hotspots” de biodiversidade (Myers et al. 2000; Carvalho et al., 2006).

No Estado do Rio de Janeiro estima-se que a Mata Atlântica originalmente cobria em torno de 98 % de seu território, considerando-se suas diferentes formações florestais - principalmente Ombrófila Densa, Estacional Semidecidual e Estacional Decidual - e ecossistemas associados, como manguezais, restingas e campos de altitudes (Fundação Instituto Estadual de Florestas, 2007). Atualmente a cobertura original restringe-se a menos de 20%, encontrando-se bastante fragmentada e desconectada, representada em sua quase totalidade por pequenas manchas florestais dispersas, em áreas de difícil acesso, isoladas e impactadas, circundadas por extensas matrizes formadas de pastos, capoeiras, monoculturas e áreas urbanas (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2002). O município de Pinheiral, localizado na região do Médio Vale do Paraíba do Sul está inserido no domínio da Mata Atlântica, sob a formação florestal Estacional Semidecidual, um de seus ecossistemas.

A fragmentação foi definida por Lord & Norton (1990) como um processo de ruptura na continuidade espacial de habitats naturais e que, muitas vezes, ocasiona a ruptura dos fluxos gênicos entre populações presentes nesses habitats. Os efeitos negativos da fragmentação no ambiente dependem de fatores como: forma do fragmento, feições dominantes na vizinhança, nível de degradação dessas feições, entre outros (Martins et al., 2002). As alterações no fluxo de radiação, da água, e dos nutrientes do solo são apontados por Saunders et al. (1991) como algumas das conseqüências da fragmentação que resulta em remanescentes de vegetação nativa circundada por áreas de uso agrícola e outras formas de uso. Viana (1990) destaca como principais conseqüências da fragmentação florestal a diminuição da diversidade biológica, as alterações no regime hidrológico das bacias hidrográficas, as mudanças climáticas, a degradação dos recursos naturais e da qualidade de vida das populações que vivem nessas bacias hidrográficas.

A regeneração de floresta é o processo pelo qual uma floresta perturbada atinge características da floresta madura, apresentando, de modo geral, modificações na comunidade com mudanças na composição de espécies, sendo sua velocidade dependente da intensidade da perturbação sofrida pelo ambiente (Saldarriaga & Uhl, 1991).

A sustentabilidade dos agroecossistemas 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 ambiente (Studdert et al., 1997).

A retirada da cobertura vegetal original e a implantação de culturas, aliadas às práticas de manejo inadequadas, promovem o rompimento do equilíbrio entre o solo e o meio, modificando as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, limitando sua utilização agrícola e tornando-o mais suscetível à degradação (Centurion et al., 2001).

As diferentes formas de uso do solo, seja com a manutenção da floresta nativa secundária, cultura anual ou perene, pastagem ou reflorestamento, podem resultar diferentes

características e propriedades edáficas. Os solos sob coberturas florestais diferem daqueles sob pastagem ou de culturas anuais, em decorrência das diferenças de esforços físicos sobre os mesmos, ou por essas coberturas alterarem a dinâmica da água, minerais e aportes orgânicos (Ryan & Mcgarity, 1983). Práticas incorretas de manejo de solos sob uso com pastagem, têm conduzido a uma limitação do potencial produtivo desses sistemas de cultivo como consequência principalmente das inadequadas condições físicas e químicas do solo geradas (Silva & Ribeiro, 1997).

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 edafo-ambientais (Palmieri e Larach, 1996).

Atributos de componentes da paisagem podem oferecer respostas integradas das práticas de manejo das terras em escala de sub-bacias (Jones et al., 1996). 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).

Como hipótese para este trabalho pressupõe-se que como os ecossistemas que constituem o domínio “mar de morros” no médio Vale do Paraíba do Sul apresentam diferentes níveis de degradação de suas terras e que por isso devem ser submetidos a formas de utilização conservacionistas e de recuperação, o estudo da integridade da paisagem, por meio da avaliação de atributos do solo e da sua cobertura vegetal pode contribuir de forma expressiva na avaliação da degradação/recuperação das terras da sub-bacia do ribeirão Cachimbal e assim ser útil a um melhor planejamento de sua ocupação e uso com menor impacto sobre a qualidade do ambiente.

Com base nas considerações apresentadas, o presente trabalho tem como objetivo geral: comparar três áreas de fragmentos florestais de mata atlântica em diferentes estádios sucessionais e uma área de pastagem mista manejada, visando identificar possíveis diferenças nos processos de degradação/recuperação das terras da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, Pinheiral-RJ, o que será útil para a definição de políticas de ocupação e uso sustentável das terras de toda a região do médio vale do Paraíba.

Foram definidos como objetivos específicos do trabalho:

- compreender os processos de degradação e recuperação dos solos baseados no histórico de ocupação e uso das terras, no levantamento dos dados do meio físico e informações gerais da sub-bacia do ribeirão Cachimbal.
- utilizar parâmetros químicos, físicos, morfológicos e biológicos do solo e atributos relacionados ao aporte e transformação da matéria orgânica como indicadores da degradação/recuperação das terras em uma sub-bacia do ribeirão Cachimbal; e
- contribuir na orientação da ocupação e uso das terras do município de Pinheiral, dentro de modelos de desenvolvimento sustentável.

Foram definidas as seguintes metas gerais para o trabalho:

- levantamento dos dados do meio físico e informações gerais da sub-bacia do estudo por intermédio de mapas e produtos de sensoriamento remoto e levantamento florístico das unidades de estudo florestais;
- busca de informações sobre o histórico de ocupação e uso das terras da sub-bacia, por meio da historiografia disponível e entrevistas com pessoas consideradas como informantes-chave; e
- utilização de atributos do solo e relacionados ao aporte e transformação da matéria orgânica como indicadores de integridade da paisagem.

CAPÍTULO I

A PAISAGEM EM FUNÇÃO DO USO E MANEJO DAS TERRAS NA REGIÃO DO MÉDIO VALE DO PARAÍBA DO SUL, PINHEIRAL, RJ

RESUMO

Com o objetivo de contribuir para uma maior compreensão dos processos de degradação e recuperação dos solos realizou-se neste capítulo uma revisão da historiografia relacionada à ocupação e uso das terras da região do Médio Vale do Paraíba do Sul. Posteriormente, procedeu-se um levantamento de dados do meio físico da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, por intermédio de mapas e produtos de sensoriamento remoto e do levantamento florístico das unidades de estudo florestais. As ferramentas de sensoriamento remoto utilizadas foram: um conjunto de fotografias aéreas de 1952 e imagem de satélite do Google de 2004. Para o processamento das imagens foram utilizados diferentes softwares: ArcView versão 3.2a, ArcMap 9.2, ArcInfo 9.2, Envi 4.3. e Track Maker. No levantamento florístico foi utilizado o método de Interceptação por Linha para unidade de estudo Floresta Secundária Estádio Inicial e Transecto para florestas Secundárias estádios médio e avançado. Com o levantamento histórico pôde-se verificar que os primeiros habitantes, coletores, caçadores e agricultores, assim como o ciclo do Pau-Brasil, não provocaram grandes alterações no ambiente da região do Médio Vale do Paraíba do Sul. Ao contrário, o período compreendido pelo ciclo do café e por outras atividades concomitantes e após este ciclo, foi de grande transformação na paisagem regional com drásticas conseqüências ao ambiente como um todo. A composição florística e classificação por grupo sucessional dessas três unidades de estudo florestais, além de permitir a confirmação de que cada uma das coberturas florestais enquadra-se na resolução CONAMA 006/1994, também possibilitou a identificação de que há entre elas uma evolução no desenvolvimento sucessional, confirmando a tendência de amadurecimento dos sistemas florestais em estudo. O mapa de ocupação e uso mostrou que as áreas ocupadas por diferentes estádios da floresta secundária diminuíram do ano de 1952 para 2004. Houve manutenção das classes de cobertura e uso das áreas sob floresta estágio avançado e pasto misto manejado de 1952 ao de 2004. A conversão de floresta em pasto e a expansão da floresta ocorreu predominantemente nas bordas dos remanescentes florestais mais densos. A conversão de capoeira em pasto e de pasto em capoeira se deu em pontos mais isolados destes remanescentes. Os resultados de irradiação solar estimados foram, de modo geral, menores do que aqueles encontrados na literatura, sendo constatada uma baixa variação entre os valores de irradiação entre as diferentes unidades de estudo.

Palavras-chave: Histórico de ocupação e usos das terras. Levantamento florístico. Ferramentas de sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Aiming at contributing for a better understanding on the soil degradation and recovery processes, this chapter performed a historiography review related to the occupation and use of land in the region of the Mid Paraíba do Sul Valley. Subsequently, a data survey on the physical environment of the Cachimbal river sub-basin was performed through maps and remote sensing products and the floristic survey of the forestry study units. The remote sensing tools used were: a set of aerial photographs from 1952 and 2004 satellite images from Google. For the images processing, different software were used: ArcView version 3.2a, ArcMap 9.2, ArcInfo 9.2, Envi 4.3. and Track Maker. In the floristic survey, the Line Interception method was used for the study unit Initial Stadium Secondary Forest and Transect for Medium and Advanced Secondary Forests. The historical survey allowed verifying that the first inhabitants, collectors, hunters and farmers, as well as the Pau-Brasil cycle, did not cause major changes in the environment of the Mid Paraíba do Sul Valley region. Otherwise, the period including the coffee cycle and other activities ongoing and after this cycle, was of great transformation in the regional landscape with dramatic consequences for the environment as a whole. The floristic composition and classification by succession group of these three forestry study units, besides allowing the confirmation that each of the forest coverage is in agreement with the CONAMA resolution 006/1994, it also enabled the identification of an evolution in the successional development, confirming the maturing trend of the forest system under study. The map of soil occupation and use showed that the areas occupied by different stadiums of secondary forest decreased from 1952 to 2004. There was maintenance of the coverage classes and use of areas under advanced stadiums forest and mixed handled pasture from 1952 to 2004. The conversion of forest into pasture and the expansion of forest occurred mainly at the edges of the densest forest remnants. The conversion of underbrush into pasture and pasture into underbrush occurred in the most isolated points of these remnants. The results of solar radiation have been estimated, in general, lower than those found in literature, and a low variation in the radiation values between different study units was found.

Keywords: History of occupation and use of land. Floristic survey. Remote sensing Tools.

1 INTRODUÇÃO

Os altos níveis de desmatamento em todo mundo têm levado a um importante aumento das áreas sob florestas secundárias, notadamente nos trópicos. Por isso, essas florestas secundárias vêm se tornando cada vez mais importantes como um componente da paisagem tropical.

No Estado do Rio de Janeiro estima-se que a Mata Atlântica originalmente cobria em torno de 98 % de seu território, considerando-se suas diferentes formações florestais. Atualmente a cobertura original restringe-se a menos de 20%, encontrando-se bastante fragmentada e desconectada, representada em sua quase totalidade por pequenas manchas florestais dispersas, em áreas de difícil acesso, isoladas e impactadas, circundadas por extensas matrizes formadas de pastos, capoeiras, monoculturas e áreas urbanas (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2002).

Esta situação é preocupante, não só pelo que a cobertura vegetal representa sob o ponto de vista paisagístico, mas também pelas funções ambientais que exercem, relacionadas ao ciclo hidrológico, qualidade da água dos mananciais hídricos, incidência de enchentes e inundações, controle da erosão dos solos e assoreamento dos rios e contribuição que pode dar ao clima tanto em escala regional como global.

A degradação ambiental de uma determinada região está intimamente relacionada à história da sua ocupação antrópica e as formas de uso a que foi submetida. O conhecimento dessa história pode ser considerado de grande valia para a compreensão dos processos de degradação e recuperação do ambiente como um todo e, conseqüentemente, para tomadas de decisões que busquem formas sustentáveis para a ocupação e uso das terras. Da mesma forma, a análise da cobertura e uso do solo mediante o emprego de ferramentas de sensoriamento remoto tem sido considerado de grande utilidade ao planejamento e administração da ocupação ordenada e racional do meio físico, além de possibilitar avaliar e monitorar a preservação de áreas de vegetação natural.

O conhecimento da composição florística de remanescentes florestais também é considerado de fundamental importância para a compreensão dos mecanismos de conservação e renovação dos fragmentos e para propor metodologias de conservação e recuperação de áreas.

Nesse contexto, este capítulo objetivou compreender os processos de degradação e recuperação dos solos, baseados no histórico de ocupação e uso das terras e no levantamento de dados do meio físico, de parte da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, por intermédio de levantamento florístico das áreas sob cobertura florestal e do processamento de produtos de sensoriamento remoto.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Histórico de Ocupação e Uso das Terras da Região

2.1.1 Os primeiros habitantes humanos da região

a- Os coletor-caçadores

Evidências da presença humana (coletor-caçadores) na região da Mata Atlântica datam de cerca de 8 a 11 mil anos antes do presente (Dean, 1996; Drummond, 1997). Dean (1996) afirma que para esses primeiros imigrantes humanos, provavelmente, a floresta era de pouco interesse, já que supostamente teriam vindo para o sul do continente explorar a caça do cerrado e que o interior da floresta seria pouco promissor como local de moradia e os animais ali existentes eram mais raros e difíceis de serem caçados. Porém, segundo o mesmo autor, existem evidências da presença de populações montanhesas de coletor-caçadores na mata atlântica durante o período de pelo menos 7 mil anos da era dos sambaquis na região e que, possivelmente, a utilização dos recursos florestais se intensificou nesse período.

Quanto à influência dos coletor-caçadores na região da Mata Atlântica, Dean (1996) afirma que mesmo que as modificações tenham ocorrido em certo grau, não podem ser comparadas à extensão em que ocorreram nos continentes ocupados há muito mais tempo pelo *Homo sapiens*, já que a América do Sul foi o último continente a ser ocupado. Apesar disso, o autor chama a atenção de que algum peso deve ser atribuído às durações relativas dessas ocupações ao se considerar o grau de influência do homem sobre o neo-trópico. Para reforçar essa hipótese, o autor lembra que relatos do século XIX levantam a possibilidade de que os antigos coletor-caçadores utilizavam o fogo para afugentar sua presa e para eliminar a vegetação lenhosa, já que queimadas periódicas poderiam converter as florestas em um terreno de caça facilmente atravessado e vistoriado.

b- Os primeiros agricultores

Uma nova fase da exploração dos recursos naturais da Mata Atlântica se dá com o início das práticas agrícolas, que segundo Dean (1996) tem sido explicado de diferentes maneiras, com destaque para: mudanças climáticas, que para o autor não parece ser uma hipótese fecunda, já que não ocorreram na região alterações climáticas importantes na época; e para o incremento da população humana, que lhe parece a mais provável, apesar da inexistência de qualquer tentativa para estimar a densidade demográfica da Mata Atlântica na época, nem mesmo qualquer evidência arqueológica a respeito.

De qualquer forma, a adoção da agricultura causou profundas transformações na relação do homem com a floresta. O que anteriormente era um recurso residual, produto inferior para os caçador-coletores, queimado por descuido ou acidentalmente, agora se tornava seu principal habitat (Dean, 1996). Desde então os agora agricultores já demonstraram preferência pela agricultura nos solos de floresta, exigindo assim o sacrifício das mesmas, para uma agricultura chamada itinerante, de derrubada e queimada ou ainda de coivara. Dean (1996) aponta alguns prováveis motivos para o abandono das áreas nesse tipo de agricultura: invasão de ervas daninhas, ataque de formigas-cortadeira, assim como problemas nas aldeias de ordem sanitária e de segurança. Desta forma esta modalidade de agricultura, apesar de também acarretar distúrbios ao ecossistema natural, é considerada menos invasiva, já que ao invés de barrar permanentemente o processo de sucessão, trabalha explorando seus benefícios.

Os vários sítios tupis localizados no litoral brasileiro, até 500 quilômetros do mar, indicam que os primeiros agricultores foram varridos por esse grupo por volta do ano 400

(Dean, 1996). O autor relata que durante os primeiros quinhentos anos de residência nas áreas baixas da região sob domínio da Mata Atlântica os tupis tiveram relativa tranquilidade, até que por volta do ano 1000 a competição por essas áreas se intensificou e como resultado das guerras entre as diversas facções os perdedores eram empurrados para áreas montanhosas. Assim, pelo fato dessas áreas serem menos produtivas que os estuários litorâneos, instalavam-se ali formas mais intensivas de exploração com provável maior degradação ambiental.

Entretanto, algumas características e costumes dos tupis descritas por Dean (1996) e Drummond (1997) permitem supor que contribuíram para um menor avanço de destruição da floresta. Entre essas características, podem-se destacar as seguintes: a base da agricultura tupi era a mandioca, sendo o milho, que poderia impor-lhes uma maior dependência de áreas férteis, empregado apenas como matéria-prima no preparo de bebida fermentada; mesmo com o advento da agricultura ainda coletavam mais de uma centena de frutos da floresta, mantinham exploração intensiva de peixes e mariscos; caçavam inúmeras espécies de animais; não submetiam seus vizinhos à escravidão, o que poderia ter intensificado o uso das terras; o comércio, outra provável fonte de intensificação agrícola, era limitado entre os próprios tupis e a apenas produtos supérfluos como pedras preciosas, pássaros vivos, penas de aves, entre outros; produziam excedentes que estocavam; secavam e defumavam farinha de peixe e torravam farinha de mandioca; não possuíam animais domésticos como bois, cavalos, cabras, ovelhas ou porcos, o que exigiria a formação de áreas de pastagem ou cultivos de espécies vegetais para serem empregadas como ração.

Quanto à exploração das chamadas “terras altas” parece haver um consenso entre os historiadores de que além das melhores condições para estabelecimento das aldeias tupis nas áreas baixas, o que levava a uma maior densidade demográfica e conseqüente maiores distúrbios na floresta, supõe-se que alguns outros fatores poderiam ter impedido um maior avanço de degradação nas regiões altas de Mata Atlântica. Referindo-se aos indígenas fluminenses, Drummond (1997) afirma que as extensas áreas montanhosas do Estado do Rio de Janeiro eram usadas apenas para expedições esporádicas de caça e coleta. Afirma ainda que, possivelmente, a ausência de planaltos e as encostas íngremes desestimulavam a localização de aldeias e cultivos nas montanhas da serra do mar.

Baseado em crônicas do século XVI, Dean (1996) deduz que com a maior densidade (em torno de nove pessoas por quilometro quadrado) os tupis da baixada teriam provocado, no curso de cinco séculos, uma degradação da Mata Atlântica muito maior que seus vizinhos das áreas altas. O autor relata que, como conseqüência das incursões dos tupis pelas terras altas, esperava-se um efeito encorajador sobre os grupos não-agrícolas que eles atacavam para adoção da agricultura. No entanto, parece que o efeito foi contrário na guerra os que estavam na defensiva normalmente eram forçados a abandonar suas safras e a retornar à coleta e à caça. Nestas circunstâncias, os tupis podem ter contribuído para redução das pressões sobre a floresta nas áreas de montanha.

Na imaginação ambientalista contemporânea, segundo Drummond (1997), os ameríndios, assim como os povos “primitivos” em geral, são freqüentemente “absolvidos” de qualquer responsabilidade quanto a mudanças ocorridas no seu ambiente natural. No entanto, continua o autor, o fato de esses povos serem dotados de “cultura” possibilitou que também fossem capazes de fazer uso dos recursos naturais no ambiente em que viviam. Assim, os impactos ambientais, supõem-se, não tiveram início apenas com a chegada dos europeus. Apesar disso, o mesmo Drummond (1997) afirma que os impactos dos indígenas fluminenses, por exemplo, supostamente se concentraram na Planície costeira, menos de 1/3 da área atual do estado do Rio de Janeiro; grande parte desses impactos se deu sobre recursos renováveis; em escalas compatíveis com a renovação natural da floresta e de outros recursos. Conclui afirmando que acredita que uma população indígena razoavelmente grande habitou as terras fluminenses por um longo período, com tecnologia relativamente impactante, mas sem a

capacidade de eliminar nem alterar drasticamente a cobertura florestal ou qualquer outro recurso natural da região.

2.1.2 O período de maior impacto ambiental da ocupação humana regional

a- O projeto colonialista europeu

Com as informações apresentadas no item anterior é razoável acreditar que os europeus, que aqui iniciaram seu modelo de colonização no século XVI, já encontraram paisagens modificadas em decorrência: i- da presença muito antiga dos indígenas; ii- do uso de tecnologias adaptativas (nomadismo, fogo, agricultura) capazes de provocar alterações significativas no ambiente e iii- do uso de conhecimentos, que os faziam consumidores de recursos naturais. No entanto, para os europeus os impactos ambientais dos nativos não eram tão visíveis já que para eles tais impactos desapareciam na riqueza luxuriante da paisagem tropical (Drummond, 1997).

Mesmo com toda discussão e falta de relatos seguros em torno dos níveis de degradação atribuídos aos povos indígenas que milenarmente ocuparam o território Brasileiro, parece não restar dúvidas que as modificações geradas por esses primeiros habitantes de todo o continente foram muito menos expressivas do que aquelas que se deram a partir da chegada dos europeus com seu projeto colonialista.

Pádua (2004) apresenta quatro variáveis que considera como centrais para construir uma equação do caráter ambiental devastador da ocupação colonial do território brasileiro: i- a terra farta; ii- as técnicas rudimentares; iii- o braço escravo; iv- a mentalidade de que terra era para gastar e arruinar, não para proteger ciosamente.

Portugal foi o principal introdutor da modalidade européia de exploração econômica com novas e mais impactantes formas de avaliar e explorar os recursos naturais aqui encontrados (Drummond, 1997). O mesmo autor afirma que a atuação portuguesa era tão condicionada às suas virtudes propriamente marinheiras, que por quase dois séculos a exploração das terras brasileiras se restringiu ao litoral atlântico, concentrando-se na exploração do pau-brasil, pimentas, animais exóticos e no cultivo e processamento de cana-de-açúcar. As incursões ao interior da colônia tiveram, segundo Drummond (1997), o objetivo maior de buscar escravos indígenas para as fazendas e engenhos da enorme faixa litorânea.

Drummond (1997) afirma que nas primeiras décadas do século XVI o Brasil teve um status colonial secundário, já que os portugueses se dedicaram muito mais aos seus empreendimentos comerciais na África, Índia e extremo oriente e que nesse período várias explorações marítimas foram realizadas ao longo do litoral Sul do Brasil, mas como o objetivo mais exploratório e geopolítico do que colonizador. Porém, o mesmo autor (informação pessoal) esclarece que quando afirma que não houve atividade colonizadora nesse período, refere-se à não ocupação permanente de trechos das terras brasileiras por populações não-ameríndias. Isso porque o sistema de feitorias, característicos da época, não demandava a formação de comunidades portuguesas ou francesas, e sim pequenas guarnições masculinas que não criavam cidades nem cultivavam a terra ou animais de forma mais intensa. Uma feitoria que abastecesse um ou dois navios por ano com pau-brasil, usando trabalho indígena, não caracterizava colonização, embora isso não significasse a inexistência de exploração de pau-brasil e outros bens.

b- A exploração do Pau-brasil

O Pau-brasil (*Caesalpinia echinata Lam.*) está diretamente ligado à origem da colonização do país. Durante o primeiro século do Brasil, foram os franceses, atraídos pela matéria-prima rentável, que reconheceram os melhores nichos do 'Pau-de-tinta' ou Pau-brasil e passaram a lucrar com sua exploração, o que provocou a reação de Portugal que passou a dedicar maiores esforços à colonização, na tentativa de manter afastados os contrabandistas

(Lopes, 2006). O ciclo de exploração do Pau-brasil durou mais de 300 anos - entre 1500 e a década de 1870 - (Castro, 2002), tendo sua maior expressão mais ao norte, já que as árvores nativas do sul eram menos apreciadas. Mesmo assim a conveniência da baía de Guanabara estimulava a derrubada local, assim como a distância e isolamento de Cabo Frio que estimulava os madeireiros franceses clandestinos (Dean, 1996).

Existe uma jovem historiografia ambiental, segundo Cabral (2004), que vem contestando abordagens consagradas da literatura nacional que defendem a tese da "imprevidência" e da "irresponsabilidade" generalizadas das concepções e práticas florestais dos gestores estatais e privados, tanto na época colonial como pós-colonial. Reforçando essa idéia Drummond (2003) afirma que apesar da opinião ainda dominante de que os portugueses foram agudamente destrutivos e imprevidentes nas suas práticas florestais no Brasil-Colônia, surge uma visão alternativa, expressa por José Augusto Pádua e Shawn Miller e agora ampliada por Carlos Ferreira de Abreu Castro, que vem sustentando que os portugueses, pelo menos em alguns pontos do território brasileiro, criaram formas eficazes de manejo das espécies arbóreas de maior valor comercial e/ou utilidade industrial, notadamente o Pau-brasil, ou ao menos produziram críticas contundentes a práticas destrutivas de muitos donos de terras e fazendas da época.

De qualquer forma, parece que o chamado ciclo do Pau-brasil não tenha afetado significativamente as áreas altas do interior do domínio da mata atlântica e, conseqüentemente, também não afetado a região do vale do Paraíba. Primeiro por não se tratar de uma espécie tipicamente "interiorana" o suficiente para ocorrer nos trechos não-litorâneos do vale do Paraíba e também por ter sido mais relatada como uma árvore de grande ocorrência no pé de encostas da Serra do Mar e de formações litorâneas da região sul fluminense (Drummond, informação pessoal). Portanto, supõe-se que o ambiente em terras fluminenses não tenha sido submetido a grandes alterações pela presença das pequenas feitorias, vilas e fazendas européias do século XVI e o vale do Paraíba, com exceção do delta do rio e das baixadas próximas, ficou quase totalmente desocupado por europeus até mais ou menos o ano de 1800 (Drummond, 1997).

As alterações mais significativas nas terras fluminenses se deram a partir dos três empreendimentos característicos de três épocas distintas, quais sejam: i- as fazendas - engenhos de cana-de-açúcar nas planícies costeiras do final do século XVI; ii- as rotas de mineração entre portos costeiros e as Minas Gerais do século XVIII, o que de alguma forma provocou alterações nas áreas de interior - inclusive vale do Paraíba - pois foram atravessadas por trilhas permanentes que apresentavam no seu percurso campos cultivados e pasto que eram formados à custa de derrubada de florestas; e iii- as fazendas de café do século XIX (Drummond, 1997) - essas de grande importância para degradação das terras altas do médio vale do Paraíba do Sul.

c- A cafeicultura na região do Vale do Paraíba

As primeiras sementes de cafeeiro podem ter chegado ao Brasil ainda no final dos anos de 1600, talvez via Índia, mas o produto ainda não tinha importância para exportação (Dean, 1996). Para o mesmo autor, uma possível segunda introdução, teria ocorrido em 1727, através da Guiana Francesa, em Belém do Pará e dali se expandiu para o Maranhão de onde teriam vindo às primeiras mudas em 1752 ou 1762 para o Rio de Janeiro.

As plantações do cafeeiro em grande escala nas terras fluminenses, segundo Drummond (1997), apenas tiveram início em torno dos anos de 1780 a 1790, quando várias áreas de cultivo foram criadas em áreas próximas ao centro histórico da cidade do Rio de Janeiro. Provavelmente, como conseqüência de algumas dificuldades de adaptação climática, logo o cafeeiro foi avançando para as terras mais altas, a princípio nas proximidades da cidade do Rio de Janeiro, onde encontrou condições mais favoráveis de desenvolvimento (Dean, 1996; Drummond, 1997).

Os primeiros cultivos em terras altas, ainda no Rio de Janeiro em bairros como Santa Tereza, Gávea, Jacarepaguá, Campo Grande, entre outros, foi fato decisivo do desenvolvimento da cafeicultura brasileira da época, já que significaram as primeiras experiências em maior escala da substituição das áreas de florestas naturais de montanha que foram erradicadas especificamente para instalação de cultivos comerciais (Taunay, 1939; Atala, 1966; Maya, 1967 apud Drummond, 1997).

As condições climáticas mais favoráveis das áreas altas do interior foram decisivas para que nelas houvesse a instalação da cultura. Temperaturas mais baixas, estação seca mais pronunciada e com início das chuvas induzindo a floração, favorecendo a colheita e secagem dos grãos, solos bem drenados e com boa fertilidade remanescente da biomassa da própria floresta, possibilitaria o desenvolvimento da cultura por certo tempo.

A fertilidade do solo, segundo Dean (1996), foi o grande problema, já que se acreditava que o café teria que ser plantado em terras cobertas por floresta primária, pois capital e trabalho eram escassos demais para serem investidos em terras menos férteis. Assim, afirma o autor, nas áreas de plantio do Rio de Janeiro, cultivos velhos eram abandonados e novas áreas de floresta eram derrubadas para novos plantios.

Esse padrão de ocupação levou ao desnudamento progressivo de grande parte da Serra do Mar e de praticamente todo o Vale do Paraíba do Sul. As florestas primárias desse enorme trecho, que haviam sido pouco alteradas por alguns milhares de anos de ocupação indígena e por mais de 250 anos de colonização européia, foram quase totalmente destruídas entre 1790 e 1860 (Drummond, 1997).

Os fazendeiros europeus ou brasileiros, segundo Drummond (1997), tinham necessidade de substituição imediata dos cafezais abandonados em função da competitividade do mercado internacional em expansão. Isso significava que com a decadência de uma área de cultivo, novas áreas já deveriam estar em fase de produção, o que representava um constante avanço sobre novas áreas de mata primária. Por isso o mesmo autor lembra que com essa necessidade de expansão da cultura o valor de uma propriedade passou a ser definido muito mais por suas reservas de mata do que mesmo por sua extensão ocupada por cafezais.

As práticas empregadas para cada uma das etapas da ocupação dessas áreas altas pelo cultivo do cafeeiro, descritas por alguns dos autores consultados, reforçam a conhecida capacidade de degradação que historicamente afetaram as terras fluminenses.

Para escolha das áreas sob floresta onde se instalariam os cultivos, descreve Dean (1996), uma patrulha de reconhecimento era encarregada de localizar espécies florestais nativas consideradas indicadoras dos melhores locais para os cafezais, as quais já eram recomendadas por manuais que já haviam sido publicados na época. O posicionamento das encostas também era importante fator de escolha, sendo que aquelas voltadas para o sul eram desaconselhadas por serem frias demais. No período inicial de instalação dos cafezais o vale do Paraíba se tornou uma colcha de retalhos de cafezais e florestas primárias, já que inicialmente foram cultivadas preferencialmente as encostas voltadas para o norte. A camada de matéria orgânica depositada sob a mata também era outro relevante indicador.

Após a escolha da área procedia-se à derrubada da mata que era realizada, segundo descrição de Dean (1996), da seguinte forma, nos meses frios, turmas de lenhadores (rurícolas libertos, pois os escravos não eram usados, pelos riscos que representavam essa tarefa) eram contratadas para derrubada da mata. Trabalhando de baixo para cima a partir da base da encosta, talhavam cada tronco de árvore até que “gemesse” com a iminência de sua queda. Ao chegar ao cume era hora de decidir quais as árvores mestras (maiores) deveriam ser cortadas até a queda, as quais carregariam consigo todas outras que se encontravam morro abaixo. Alguns desses troncos eram retalhados para produção de carvão e outros cortados para utilização em construções. O restante era deixado a secar durante algumas semanas e posteriormente queimado. A queimada deveria ter intensidade adequada para não destruir a

camada orgânica, mas que também não fosse tão superficial a ponto de prejudicar a destruição do material derrubado e a produção de cinzas para a neutralização do solo e destruição de insetos residentes.

Com a área limpa procedia-se o plantio em densidades extremamente baixas (800 a 1300 plantas por hectare) o que era realizado com as covas alinhadas de baixo para cima da encosta entre os troncos que porventura não haviam sido destruídos pelo fogo - não se preocupava sequer em virar os troncos como forma de frear a erosão (Dean, 1996, Drummond, 1997).

Como eram áreas recém-desmatadas, afirma Dean (1996), as ervas invasoras só começavam a surgir quando as plantas chegavam à maturidade, ficando o solo desprotegido durante muito tempo. Em algumas áreas observava-se o cultivo de subsistência nas entrelinhas do cafezal nos primeiros dois ou três anos (Drummond, 1997). Tal prática poderia significar ganhos econômicos imediatos e de conservação do solo, já que a produção poderia cobrir gastos com o desmatamento e proporcionar alguma proteção adicional ao solo. Mas, por outro lado, também representava concorrência em nutriente e água com o jovem cafezal.

Além do plantio inadequado, outros aspectos citados por Dean (1996) e Drummond (1997) tiveram, por certo, forte influência no baixo desenvolvimento das plantas, na inexpressiva proteção do solo e, conseqüentemente, no processo erosivo das terras. Como de modo geral eram utilizadas áreas recém-desmatadas, as ervas invasoras só começavam a surgir quando as plantas chegavam à maturidade, ficando o solo desprotegido durante muito tempo, as capinas eram realizadas duas a três vezes por ano com enxadas pesadas e morro abaixo – com a justificativa de que facilitava a vigilância do trabalho escravo; plantas que viessem morrer por danos na capina ou outra causa não eram substituídas; a expectativa de que a camada orgânica deixada pela floresta e as cinzas resultantes da queimada de limpeza para o plantio seriam suficientes para manutenção das plantas, não estimulava qualquer alternativa de melhoria na fertilidade do solo - o que também acrescentaria custos indesejáveis; os resultados dos estudos de Just Von Liebig em 1840, com relação ao fornecimento de nutrientes através das aplicações de produtos fertilizantes, foram por muitos anos ignorados para os cafezais do Rio de Janeiro; a análise química só foi empreendida em 1870; admitia-se a utilização de restos culturais como adubo orgânico, mas os escravos descalços relutavam em empreender essa tarefa com receio de ratos, cobras aranhas que a palhada atraía, assim, na maioria das vezes, esse material era queimado.

Supõe-se que a colheita teve também seu peso impactante sobre as terras cultivadas com os cafezais. Além das costumeiras capinas para eliminação das ervas invasoras, outra obrigatória era feita às vésperas da colheita, o que era justificada pela necessidade de limpeza da área, facilitando o trânsito de coletores e diminuindo a perda de frutos que escapavam das mãos durante a derriça e deveriam ser colhidos no chão posteriormente. Nessa capina pré-colheita todo material era retirado da área sendo na maioria das vezes, queimado, não oferecendo assim qualquer possível benefício da sua decomposição (Drummond, 1997). O autor lembra que mesmo nas fazendas nas quais já se utilizavam panos estendidos em torno das plantas para facilitar a localização dos frutos caídos, a capina pré-colheita era realizada.

Drummond (1997) enfatiza também as conseqüências ambientais da fase de transporte da produção cafeeira, já que até em torno da década de 1860 - período em que já entravam em funcionamento alguns ramais ferroviários - essa prática foi realizada por trilhas e com o emprego de dezenas de milhares de burros. Para que esse sistema de transporte funcionasse foram necessárias extensas áreas de pastagem e cultivos de subsistência nas fazendas, nas trilhas e nos acampamentos, que foram formados com derrubadas e queimadas de novas áreas.

Com as características relatadas das práticas a que foram submetidos os cafezais da época, entre outras, verificava-se que sua decadência tinha início num prazo médio de 20 anos de maturidade, quando eram abandonados, com as árvores muitas vezes sendo vendidas a

lenhadores, invadidos pelo mato e, em seguida, transformados em pastagem para o gado (Dean, 1996). Em alguns casos, verificava-se após o abandono daquelas áreas menos afetadas pela erosão e na proximidade de remanescentes florestais, a invasão espontânea por espécies nativas formando capoeiras, tendo início assim à sucessão natural da mata nessas áreas (Drummond, 1997).

As fazendas de café de Resende, que iniciaram na atividade por volta de 1790, segundo Drummond (1997), foram às pioneiras no vale do Paraíba e as responsáveis pela distribuição de sementes e mudas por todo o vale já a partir de 1810. Taunay (1939) apud Drummond (1997) menciona Resende, Piraí e Barra Mansa como importantes áreas de cafezais do vale do Paraíba do Sul nas primeiras décadas do século XIX. O mesmo autor apontou ainda a importância das fazendas das cidades de Vassouras, Valença e Paraíba do Sul que tiveram seus dias de “capitais” do café entre os anos de 1840 e 1850, mostrando rápida decadência logo após este período.

O primeiro século de cultivo comercial do café em áreas sob o domínio da Mata Atlântica se deu entre os anos de 1788 e 1888, com quase toda produção passando pelos portos de Santos e do Rio de Janeiro (Dean, 1996). Nesse período, entre os anos de 1813 e 1886 a província do Rio de Janeiro foi o maior produtor de café do Brasil (Drummond, 1997).

A rápida expansão da cafeicultura no Vale do Paraíba nas primeiras décadas do século XIX pode ser medida pela sua elevada concentração de escravos negros, devido à necessidade de mão-de-obra abundante. Em muitas localidades do vale, Urbinati (2004) aponta que, o peso demográfico dos escravos passou a ser impressionante como, por exemplo, Piraí que tinha 75% da população total de escravos negros em 1850 ou Valença com 70%. Estima-se que na fase de grande produção do café, entre os anos 30 e 70 do século XIX, tenham surgido cerca de 2000 grandes fazendas na região cafeeira do Vale do Paraíba (Pimenta, 1996).

Em 1822, Saint Hilaire registrou a visita a uma fazenda em São João Marcos (antiga sede da vila de Sant’Ana do Piraí) com mais de 100.000 pés de café, como um marco referencial da pujança econômica da região (Oliveira, 1998). Taunay (1939), apud Dantas (1995), relata a presença de notáveis centros cafeeiros antigos no oeste fluminense, como São João Marcos e Piraí, onde as lavouras da rubiácea apresentavam-se com grande produtividade, sobretudo a partir de 1810.

Apesar da insuficiência de dados publicados na historiografia a respeito do período do início das atividades cafeeiras em Pinheiral e na sub-bacia do Ribeirão Cachimbal, o município, emancipado de Piraí em 1994, tem suas origens ligadas ao ciclo do café na região do vale do Paraíba Fluminense. A Fazenda São José do Pinheiro ou simplesmente Fazenda do Pinheiro, construída em terras do atual município de Pinheiral em 1851 foi considerada uma opulente propriedade do Século XIX chegando a ter dois milhões de cafeeiros (Breves, 1993) o que representava a ocupação de em torno de 1500 hectares, provavelmente grande parte na sub-bacia do ribeirão Cachimbal. Seu proprietário Comendador José Joaquim de Souza Breves e seu irmão Comendador Joaquim José de Souza Breves (o “rei do Café”) - filhos do Capitão mor José de Souza Breves, que foi o pioneiro do café no Sul Fluminense - foram representativos membros da elite do setor cafeeiro e latifundiário da região, que por décadas se constituiu no principal centro de produção do país (Breves, 1993). O Comendador Joaquim José de Souza Breves chegou a possuir cerca de 6.000 escravos em dezenas de suas fazendas espalhadas por diversas localidades do Vale do Paraíba, no sul fluminense, e do litoral da região de Mangaratiba e Angra dos Reis (Urbinati, 2004).

Em publicação que intitulou “Volta Redonda do Café e do Leite”, Lima (2004) tratando do município de Volta Redonda, destaca a região do médio Vale do Paraíba como um expoente da cafeicultura, tendo como período mais produtivo compreendido entre os anos de 1820 e 1890. Pode-se supor que a chegada do cultivo comercial do cafeeiro na sub-bacia do Ribeirão Cachimbal, assim como o relatado para localidades vizinhas, tenha se dado nas

primeiras décadas do século XIX e sua decadência culminando com o período da abolição da escravidão, quando, segundo Dean (1996) e Drummond (1997), as terras da região alta do vale do Paraíba já se encontravam em elevado estágio de degradação.

Portanto, considerando-se o denominado ciclo do café no vale do Rio Paraíba do Sul e suas conseqüências ambientais, as intensas transformações da paisagem e degradação do solo na sub-bacia do ribeirão Cachimbal se deram, provavelmente, por um período de 50 a 70 anos (expansão da cafeicultura), tendo o seu início a aproximadamente 180 anos do presente, período supostamente de exposição de suas terras aos agentes de degradação. Já aquelas áreas de floresta secundária que se formaram pela sucessão a partir da saída do café e que supostamente foram submetidas a menores pressões antrópicas daquele período até os dias de hoje, apresentam atualmente em torno de 120 anos de regeneração.

d- Outras formas de uso concomitantes e pós-cafeicultura

A derrubada das florestas para implantação dos cafezais, segundo Dean (1996), foi a principal causa, mas não a única, do desflorestamento ocorrido no século XIX. O desenvolvimento da atividade cafeeira trouxe consigo o crescimento demográfico, a urbanização, a industrialização e a criação das ferrovias. Nos quarenta anos que antecederam a proibição do tráfico de escravo 3,1 milhões de escravos chegaram ao Brasil, sendo a grande maioria no Rio de Janeiro. Esses componentes característicos do desenvolvimento da época induziram a um aumento significativo da demanda de alimentos para uma população cada vez maior, que seria produzido, segundo Dean (1996) por uma voraz agricultura tradicional que também significava um pesado fardo sobre a Mata Atlântica.

A agricultura itinerante tradicional, segundo Dean (1996), com sua reduzida e incerta produção de excedentes, não era mais capaz de sustentar a população cuja densidade aumentava progressivamente e era constituída, em grande parte, por moradores urbanos e trabalhadores de grandes plantações, que não produziam seu alimento. Surge então ao lado do latifúndio uma diversidade de formas de uso em escala pequena e média, (Soffiati, 1997) que, ao lado do trabalho escravo, ergue uma legião de pequenos produtores livres, trabalhando ou não com a participação da mão-de-obra escrava e que, ao lado da monocultura para exportação, gera grande produção de alimentos para a sua subsistência e o mercado interno.

O mesmo autor aponta que estudos recentes mostram a existência, naquele período, de uma sociedade com significativo contingente de pequenos e médios proprietários e produtores estáveis, ainda que fosse reduzida pelo latifúndio, o trabalho escravo e a monocultura para exportação, que ao contrário do que se acreditava, não conseguiram manter ou recuperar a fertilidade do solo, já que não teriam usado a terra de forma mais prudente ou menos predatória do que os latifundiários. Se os pequenos agricultores não contaram com a mesma tecnologia disponível aos grandes, detiveram, todavia, uma arma poderosíssima, de uso gratuito e democrático desde a primeira leva de invasores: o fogo.

Os dois últimos autores (Dean, 1996 e Soffiati, 1997) demonstram certa convicção de que aqueles pequenos agricultores também contribuíram para degradação do solo e do ambiente como um todo, na medida em que também derrubaram florestas, manejaram inadequadamente o solo, intensificando os processos erosivos, causando assoreamento dos ecossistemas aquáticos continentais e contaminando suas águas, e empobreceram a biodiversidade, tanto quanto os grandes latifundiários senhores de escravos.

Outras atividades associadas a pequena e média agricultura de subsistência e produção para o mercado interno, ainda no século XIX, foram descritas por Dean (1996) como tendo contribuído para a degradação do ambiente no domínio da Mata Atlântica. Entre elas pode-se destacar a necessária expansão de áreas de pastagem, na medida em que era crescente a criação de animais não somente para serviço como também para produção de alimentos; a extração de lenha usada cada vez em maior quantidade não somente na cozinha doméstica do meio rural como também para outros fins como no beneficiamento de safras comerciais como

produção de: toucinho, fumo de corda, queijos, cachaça, sabão, farinha de mandioca, entre outros. Além disso, houve um crescimento do comércio de lenha para as cidades (em 1888 o consumo de lenha da cidade do Rio de Janeiro era estimado em torno de 270 mil toneladas por ano) que abastecia residências e padarias, torrefações de café, refinarias de açúcar, olarias, ferrarias, fábricas de porcelana, máquinas a vapor, utilização de madeira na construção, mourões de cerca, caixotes, cabo de ferramentas, cangas, mobílias, entre outras utilidades.

Outra atividade destacada por Dean (1996) como de alto grau de impacto era a retirada de barro nas planícies aluviais que perdura até os dias atuais em toda a região do médio vale do Paraíba, inclusive na sub-bacia do Ribeirão Cachimbal, onde foi mais intensa nas décadas de 60, 70 e 80 do século passado.

Apesar das poucas publicações a respeito sobre as formas de ocupação e uso das terras da região do médio vale do Paraíba fluminense, no período posterior à decadência de sua cafeicultura, algumas suposições podem ser feitas a partir de relatos historiográficos gerais da região da mata Atlântica e de algumas localidades do estado do Rio de Janeiro. Num contexto de falta de mão-de-obra escrava, as lavouras de café foram relegadas ao segundo plano e em suas áreas teve início a regeneração da floresta secundária. As antigas e vastas fazendas, outrora férteis e cultivadas, tiveram as suas terras transformadas em pastos para criação de gado, por ocupar menor contingente de mão-de-obra.

Assim, pelo início do século XX começou o que pode ser definido como um novo ciclo para região, caracterizado por uma concomitância de atividades extrativista e produtiva, através do crescimento da exploração de madeira para geração de energia (lenha e carvão) e da pecuária leiteira. Na verdade, a derrubada de remanescentes ou mesmo de capoeiras formadas em áreas abandonadas pela cafeicultura parece ter sido realizada para explorar sua madeira e, ao mesmo tempo, uma estratégia de ampliação das áreas de pastagem.

Nesse período (início do século XX), segundo relato de Dean (1996), o estoque de remanescentes florestais na região sudeste da Mata Atlântica ainda cobria aproximadamente 390 mil km², o que representava uma reserva energética de grandes proporções. Por certo, as extensões de remanescentes na região do médio vale do Paraíba não eram tão significativas, haja vista a anterior derrubada de mata para introdução da cafeicultura. Porém, a pressão sobre as áreas de capoeiras, principalmente naquelas de estádios mais avançado de sucessão, para retirada de madeira e ampliação de áreas de pastagem, foram comuns, segundo depoimentos de antigos moradores, pelo menos até meados daquele século.

Um ciclo da pecuária leiteira teria iniciado na região por volta do ano 1900 e durado até em torno de 1940 (Lima, 2004), quando a bacia leiteira regional teve o município de Barra Mansa como principal produtor nacional. Este ciclo teria se dado sob forte influência da migração mineira e perdido força com a implantação do parque industrial de Volta Redonda. No entanto, sabe-se que apesar dessa decadência da atividade o tipo de uso que ainda predomina nas terras agrícolas da região é a pecuária, sendo que nos últimos anos a pecuária de corte vem se expandindo. Ainda predomina nessa pecuária regional o manejo inadequado das pastagens, com forte pressão de pastoreio e uso de queimadas freqüentes para limpeza dos pastos, o que favorece a continuidade de degradação dos solos pela intensificação da erosão.

Um outro aspecto que deve ser considerado na atividade pecuária regional é a introdução de espécies forrageiras exóticas, com destaque para *Brachiaria decumbes*, que se deu no início da década de 1970. Essa espécie foi introduzida, nas médias e grandes propriedades da região, em áreas de encosta com preparo do solo morro abaixo com emprego de arados acoplados a tratores de esteira, o que, por certo, também teve sua parcela de contribuição para impactos ambientais na sub-bacia. Apesar das perdas de solo ocasionadas por essa modalidade de preparo, tem-se apontado como vantagem da introdução dessa espécie exótica a diminuição do emprego do fogo como prática de limpeza de pastos que ainda persiste naquelas áreas sob pastagem espontânea.

Na porção inferior da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, área do estudo da presente tese, deve-se destacar na sua história fundiária recente, a ocupação ocorrida em 1985 por 176 famílias de posseiros, com módulos agrícolas de área média de 5 ha por propriedade. Tal ocupação se deu sem levar em conta a aptidão das terras e a necessidade de uma política voltada à definição de seu uso adequado, o que acabou por contribuir para a intensificação dos processos de degradação ambiental já presentes. A maioria dessas pequenas propriedades foi utilizada para uma agricultura predominantemente de subsistência, caracterizada pelo policultivo nas encostas, com práticas de manejo que proporcionaram o aumento da exposição direta do solo aos agentes erosivos. Muitas dessas posses têm sido passadas para outros ocupantes, de modo geral sem qualquer tradição na agricultura e com o interesse maior em constituir áreas de lazer familiar ou comercial.

2.2 Integridade da Paisagem

2.2.1 Paisagem

Empregado como um conceito geográfico e científico desde o início do século IX, o termo paisagem foi definido nesse período por Alexander Von Humboldt, considerado o pioneiro da geografia física e geobotânica, como “o caráter total de uma área geográfica” (Morelli, 2002).

O conceito de paisagem é fundamentalmente binário, consistindo de um pólo objetivo e outro subjetivo. Do ponto de vista objetivo, afirmaram estes autores: a paisagem consiste de seus aspectos materiais, compostos de formas e objetos reais presentes dentro de uma área física particular; do ponto de vista subjetivo: a paisagem depende da maneira como essas formas concretas são vistas, apreciadas e interpretadas Weinstoerffer & Girardin (2000).

Conceitos de paisagem mais abrangentes, sob o ponto de vista objetivo, foram mais recentemente apresentados. Zonneveld (1979) afirma que paisagem é “uma parte do espaço na superfície terrestre que abrange um complexo sistema caracterizado pela atividade geológica, da água, do ar, de plantas, animais e do homem, assim como por suas formas fisionômicas resultantes, que podem ser reconhecidos como entidades”. Ab’Saber et al. (1997) definem paisagem como uma determinada porção do espaço, resultado da combinação dinâmica, e portanto instável, dos elementos físicos, biológicos e antrópicos que, reagindo uns sobre os outros, constituem um conjunto único e indissociável em perpétua evolução. Büchs (2003) afirma que a “European Commission” (2000) considera o termo “paisagem” estreitamente relacionado ao termo “uso da terra”, o que reflete sua dimensão funcional ligada à situação sócio-econômica de uma determinada região.

Dolffus (1979) classificou paisagem, segundo a intervenção humana, como Paisagem Natural e Cultural. A “Paisagem Natural” é aquela que não foi submetida a qualquer intervenção antrópica, sendo suas implicações ecológicas restritas às relações entre flora e fauna, suas formas de vida, a estrutura e dinâmica das biocenoses (inter-relações da fauna e flora) e bioformações, sucessões e biótopos (área ocupada por uma biocenose). Já na “Paisagem Cultural” além dos elementos abióticos e bióticos (fauna e flora), considere-se a interferência humana que projeta, executa e organiza o espaço de forma negativa ou positiva conforme variação de escalas espaciais, intensidade e forma de intervenção.

2.2.2 Integridade

A utilização da expressão “integridade”, assim como a de “saúde”, no contexto ambiental tem gerado dúvidas em função da adequação do real significado de cada uma delas a este contexto. Tratando do termo saúde ambiental de microbacias hidrográficas, Walker et al (1996) afirmaram que embora haja uma difundida aplicação e um intuitivo significado, a utilização desse termo ainda tem causado certo desconforto no meio científico, o que os autores atribuem à confusão existente entre qualidades “medidas objetivamente” e a

juízos “subjetivos” do que pode constituir a condição de saúde. Na busca de um maior esclarecimento a respeito, os mesmos autores sugeriram uma comparação entre os conceitos de saúde e integridade ambiental. Para isso definiram o termo integridade como sendo a evolução natural de um sistema, sua integração natural na paisagem ao longo do processo evolutivo; quanto ao termo saúde definiram como uma condição viável do sistema, um estado auto-sustentável, que admite mudanças no estado original e que seja compatível com as necessidades de uso dos recursos naturais pela sociedade.

A utilização adequada das expressões indicadores de saúde e indicadores de integridade em nível de paisagem, segundo Daily (1997), depende da forma que são empregados. Para o autor o emprego de integridade focaliza indicadores sobre elementos e processos naturais envolvidos; já o emprego de “saúde” permite a substituição de elementos naturais, contanto que essa substituição não reduza significativamente a eficiência dos processos que sustentam o sistema, nem diminuam o fluxo de serviços do ecossistema oferecidos à sociedade.

Paisagens são saudáveis quando o seu ciclo de energia e nutrientes não é prejudicado, quando os componentes ecológicos fundamentais são preservados, por exemplo, vida selvagem, solo e microfauna, quando o sistema é resistente e resiliente por longo prazo a efeitos de perturbações naturais e quando o sistema não tem que constantemente ser “medicado” (Rapport et al., 1998).

Numa visão mais condescendente, alguns conceitos de integridade mostram que a paisagem considerada íntegra pode admitir certo nível de intervenção antrópica. Com esse mesmo foco, Angermeier & Karr (1994) afirmaram que a integridade é caracterizada tomando como níveis de referência os sistemas primitivos no que diz respeito à composição de espécies, biodiversidade e funcional organização. Também para Karr (1996) a integridade ecológica toma como ponto de referência condições da paisagem e ecossistema naturais envolvidos, na ausência de expressivas intervenções humanas.

Referindo-se mais especificamente à integridade biológica, Grumbine (1994) e Ab’Saber et al. (1997) apresentam definições de integridade como a capacidade do sistema em sustentar e manter uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável a um ecossistema não perturbado (habitat natural), representativo da região em estudo. Num mesmo contexto Wiggering et al. (2006) afirmam que a integridade biótica pode ser compreendida como a parte essencial da sustentabilidade.

As dificuldades de definição e aceitação da expressão “saúde ambiental” e o crescente emprego de “integridade ambiental” (Frego, 2007) têm estimulado a utilização desta expressão em estudos de avaliação do estado atual de paisagens, tanto naquelas situações em que essas não foram submetidas à ação antrópica (“paisagens naturais”), quanto naquelas que são resultantes de diferentes alterações por ação antrópica (“paisagens culturais”).

2.2.3 Indicadores de paisagem

Indicadores são ferramentas analíticas e interpretativas da dinâmica ecológica (Venturelli & Galli, 2006). Para Müller & Wiggering (2003) indicadores são variáveis ou índices que representam, integram e caracterizam informações que compõem um conjunto amplo de dados que, freqüentemente, não são diretamente mensuráveis. Os indicadores são ferramentas apropriadas sempre que a informação inicial de um estudo for tão complexa que não permita ser entendida e trabalhada sem a agregação de outras informações (Müller et al., 2000). No mesmo sentido Hammond et al. (1995) afirmam que os indicadores são ferramentas poderosas para simplificar, quantificar e dar informação sobre processos, tais como aqueles relacionados à interação da sociedade-natureza, que são muito complexos para ser percebidos e medidos diretamente. Dada a grande complexidade dos sistemas uma

abordagem holística é importante pré-requisito para uma indicação confiável dos fenômenos envolvidos e em diferentes escalas (Wiggering et al., 2006).

A European Commission (2000) definiu indicadores agro-ambientais como termo genérico para designar uma série de indicadores que visam dar determinada informação sintetizada de complexas interações entre agricultura e ambiente (Büchs, 2003). Esse autor afirma que indicadores agro-ambientais são aqueles que permitem avaliar os impactos da agricultura sobre a qualidade da água, do solo, da estrutura da paisagem e/ou mudanças no clima. Tratando de indicadores de paisagem em bacias hidrográficas, Jones et al. (1996) enfatizaram que para atingir dada eficiência, esses indicadores requerem o estabelecimento de forte ligação entre usuários da bacia, órgãos de pesquisa e universidades.

Indicadores de paisagem ou ecossistema devem relacionar-se a três aspectos primários do ambiente: resiliência, produtividade e organização (Mageau et al., 1995). Esses indicadores podem ser constituídos de atributos biológicos (biodiversidade, representatividade de espécies nativas ou exóticas, distribuição de tamanho da espécie dominante, etc.), físicos (fluxo hidrológico, grau de conservação da matéria orgânica do solo, controle biosférico da água, fluxo de energia para atmosfera, entre outros.) e socioeconômicos (investimentos e rentabilidade na agricultura, atividades florestais, pesqueiras, etc.) (Rapport et al., 1998). Esses mesmos autores afirmam que os indicadores da paisagem devem refletir interações dentro dos ecossistemas, por meio de medidas de fluxos da energia, de nutrientes e hidrológicos ou através de condições biológicas de um subsistema que atua como uma “sentinela” para condições de uma paisagem maior; e ainda apontam como outra importante característica de um indicador da paisagem a sua capacidade integrar as escalas temporal e espacial.

A composição e modelo da paisagem influenciam a natureza e magnitude dos processos ecológicos em várias escalas, o que resulta de um conjunto de limitações e processos biofísicos que incluem histórico, geológico, solos, topografia e clima (Jones et al., 2006). Os principais fatores naturais de um complexo sistema de paisagem, segundo Uemaa et al. (2007), são: a água, topografia, solo, geologia, condições de clima, de plantas (cobertura vegetal) e de animais. Na escala de paisagem, valores tendem a ser dados aos processos que contribuem para a resiliência de ambientes regionais e nestes processos estão incluídos o seqüestro, dispersão e inativação de substâncias tóxicas, conservação e reciclagem de água, manutenção da qualidade do solo e proteção contra erosão e manutenção da biodiversidade regional (Rapport et al., 1998).

Em publicação que apresentaram e discutiram uma categorização de critérios e indicadores para avaliação do manejo sustentável de florestas na Índia, Kotwal et al. (2007) sugeriram que os indicadores fertilidade e qualidade do solo, dentro da categoria ecológica e do critério conservação e manutenção dos recursos solo e água, estão entre aqueles que fornecem informações quantitativas da integridade da floresta e refletem o *status* ecológico de um ecossistema. Tanto as relações das propriedades do solo com a paisagem como aquelas da qualidade do solo com outras componentes desta paisagem, para Uemaa et al. (2007), constituem um dos mais importantes e bem discutidos assuntos no estudo da paisagem. Justificando tal afirmação, os autores argumentaram que os solos são organicamente relacionados à topografia, a qual é bem refletida na ordenação da toposseqüência do solo na paisagem; e que um espectro da toposseqüência do solo determina suas condições de umidade, bem como a distribuição espacial de comunidades vegetais, o que está diretamente relacionado à fragmentação da paisagem. Citando Koerner et al. (1997) e Gerhardt & Foster (2002), Uemaa et al. (2007) afirmam que além do alto valor como indicadores numa escala espacial, parâmetros do solo (conteúdo de carbono e nutrientes do solo, pH, bancos de sementes entre outros) em combinação com informações do histórico de uso das terras, são úteis para predizer as características de cobertura vegetal e a integridade da paisagem numa escala temporal.

2.3 Levantamento Florístico e Fitossociológico

As florestas estacionais semidecíduais se caracterizam por possuir caducifólia (perda de folhas do conjunto florestal) entre 20% e 50% e estarem submetidas a uma dupla estacionalidade climática, com verão chuvoso e inverno seco (Chagas et al., 2001; Carvalho, 2003). É um tipo fisionômico constituído por espécies comuns às mais variadas fisionomias florestais brasileiras (Castro, 2004).

Esta fisionomia florestal, como o ocorrido na região foco do presente estudo, foi submetida historicamente a intervenções antrópicas, restando dela apenas fragmentos esparsos, na sua maioria formações secundárias, que ainda são alvo de perturbações de toda ordem tais como: a ação do fogo, a pecuária extensiva, a caça amadora e a exploração seletiva de madeira (Dean, 1996).

Embora não sejam alvo preferencial de estudos e de adoção de medidas conservacionistas, as florestas secundárias representam a maior parte da vegetação de zonas tropicais no mundo (Santana et al., 2004). É necessária e urgente a realização de estudos que objetivem avaliar a diversidade biológica contida nos fragmentos florestais, por meio de sua quantificação, bem como compreender a organização espacial da comunidade nos fragmentos face às variações do ambiente e à direção das mudanças nos processos ecológicos, o que permitirá, por conseguinte, avaliar os potenciais de perdas e conservação dos recursos naturais nesses ecossistemas (Botrel et al., 2003).

Nesse sentido, Santos & Kinoshita (2002) afirmaram que florestas semidecíduais em regeneração são um importante laboratório natural, capaz de gerar informações indispensáveis ao entendimento da dinâmica sucessional dessas comunidades florestais; e que iniciativas em direção à preservação, recomposição, uso e manejo desses fragmentos requerem conhecimentos de florística, fitossociologia e também da ecologia de suas espécies componentes.

Estudos têm mostrado que os principais fatores que atuam na composição florística e estrutura das florestas estão relacionados à heterogeneidade ambiental, cujos efeitos podem ser observados mesmo no interior de pequenos fragmentos (Oliveira Filho et al., 1998; Oosterhoorn & Kappelle, 2000; Botrel et al. 2002; Santana et al., 2004; Carvalho et al., 2006). Essa heterogeneidade é resultado da diversidade de fatores que interagem nas comunidades e a resposta das espécies a esses fatores faz com que cada local tenha algumas características próprias e outras que são comuns a outros locais (Rodrigues et al., 2002). Observa-se que uma seqüência de eventos e processos após o uso e abandono da terra tem como conseqüência mudanças na riqueza e composição das espécies, na estrutura e no funcionamento florestal (Guariguata & Ostertag, 2001).

Assim como para as florestas primárias os estudos da composição florística e da estrutura fitossociológica de fragmentos florestais secundários são de fundamental importância. Apesar dos vários efeitos causados pela fragmentação dos habitats, os remanescentes possuem fundamental papel ecológico na paisagem local e regional, funcionando como potenciais fontes de propágulos, dispersores e polinizadores para o estabelecimento de novas faixas de vegetação, que funcionarão como corredores para movimentação de espécies da fauna e dispersão de espécies da flora, mantendo a diversidade biológica e o fluxo gênico das populações (Tewksbury et al., 2002; Castro, 2004). Dessa forma esses estudos podem subsidiar projetos de conservação de recursos genéticos, conservação de áreas similares e recuperação de áreas ou fragmentos florestais degradados, contribuindo para a formulação de propostas de manejo desses ecossistemas (Arruda & Daniel, 2007).

No contexto do manejo florestal, o conhecimento do padrão espacial das comunidades e dos grupos ecológicos é importante nos estudos ecológicos, tanto no sentido da produção

primária como secundária, (Gondim, 2005). Portanto, esse conhecimento deve fazer parte do conjunto de indicadores biológicos empregados no planejamento desse manejo florestal.

2.4 Mapeamento de Ocupação e Uso do Solo

As ferramentas de sensoriamento remoto têm sido adotadas com grande eficiência na caracterização do meio físico, biótopo e áreas antropizadas (Rodríguez, 2000).

Os produtos de sensoriamento remoto, tanto imagens orbitais como fotografias aéreas, têm sido considerados de extrema importância para analisar os processos de planejamento e reestruturação dos diferentes ambientes (Padilha, 1996). A aliança entre técnicas do sensoriamento remoto e indicadores biofísicos é usada de forma eficiente em estudos de diagnose e monitoramento de ambientes, principalmente dos habitats ameaçados como a Mata Atlântica (Freitas et al. 2005), bioma foco do presente estudo.

O território brasileiro como um todo vem sendo submetido, desde o século passado até os dias atuais, a diferentes transformações no padrão espacial de uso e cobertura da terra, entre as quais se destacam as altas taxas de desmatamento da Amazônia (Soares Filho et al., 2005) e da Mata Atlântica em toda sua extensão (Dean, 1997; Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2002). A retirada da vegetação nativa de extensas áreas e as seqüentes diferentes práticas de uso de suas terras exercem forte influência na hidrologia, clima e ciclos biogeoquímicos (Nepstad et al., 1994; Barbosa et al., 2006) de diferentes regiões do Brasil sob o domínio deste bioma.

A análise da cobertura e uso do solo, mediante informações de sensoriamento remoto, constitui uma técnica de grande utilidade ao planejamento e administração da ocupação ordenada e racional do meio físico, além de possibilitar avaliar e monitorar a preservação de extensas áreas de vegetação natural (Rodríguez, 2000).

Através do sensoriamento remoto orbital podem-se avaliar as condições da vegetação de modo mais eficaz, com maior agilidade, menor custo operacional, além de boa margem de exatidão na estimativa de áreas e diminuição da necessidade de deslocamentos aos locais de estudo (Mantovani & Pereira, 1998). Imagens de satélites há muito tem sido usadas como meio de detecção e de marcação de mudanças nas condições de cobertura e uso das terras ao longo do tempo. Isso se deve à sua capacidade de capturar os efeitos de muitos processos que causam tais mudanças, incluindo as naturais e as conseqüentes da ação antropogênica (Kennedy et al., 2007; Jin & Sader, 2006).

Analisando a dinâmica do uso da terra na sub-bacia do Ribeirão Encano, no município de Indaial - SC, do período entre 1956 e 2000, a partir do uso de recursos de sensoriamento remoto (fotografias aéreas e imagem de satélites) e de levantamentos terrestres, Vibrans (2003) concluiu que a interpretação de imagens de diferentes épocas foi eficiente e possibilitou a identificação e localização das mudanças do uso do solo ocorridas na sub-bacia.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo

3.1.1 Localização

O estudo foi realizado no município de Pinheiral – RJ, na região do Médio Paraíba Fluminense, na sub-bacia do ribeirão Cachimbal que compõe a bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, situado em sua margem direita, localizada entre as latitudes 22°29'03`` e 22°35'27``S e entre as longitudes 43°54'49``W e 44°04'05``W, conforme ilustra a Figura 1.

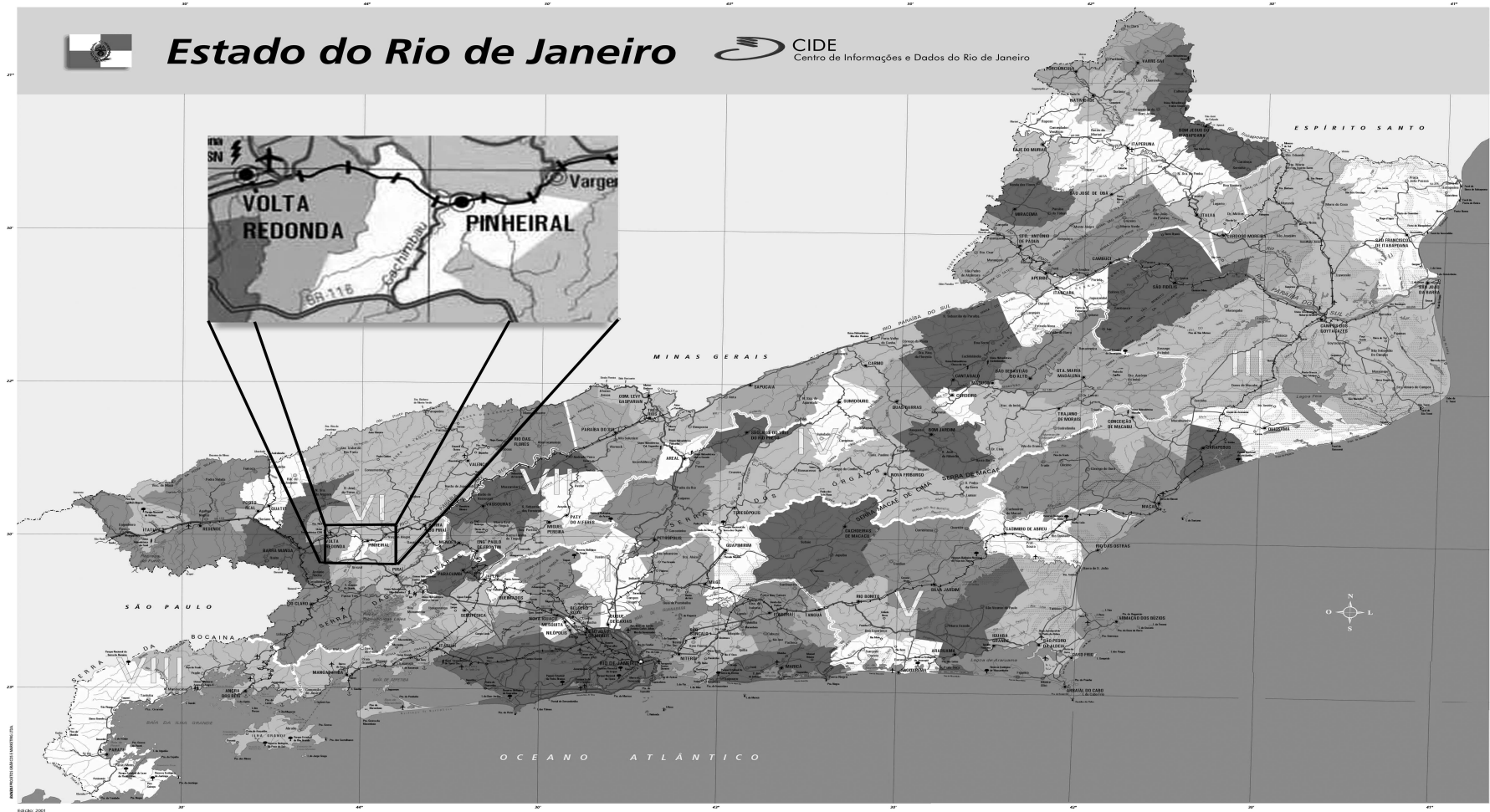


Figura 1. Localização da área de estudo no Estado do Rio de Janeiro. Fonte: CIDE (Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro).

3.1.2 Clima

O clima da região, 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 com inverno seco (Oliveira, 1998). Dados da antiga Estação meteorológica de Pirai (Tabela 1) apresentados por Oliveira (1998), indicam que a região apresenta precipitação anual em torno de 1308 mm e temperatura média anual de 20,9°C.

Tabela 1. Normais climatológicas do município de Pirai (RJ).

Fatores climáticos		Verão	Outono	Inverno	Primavera	Total anual
Temperatura (°C)	Média das máximas	23-24	18-20	18-19	21-23	20,9*
	Média das mínimas	30-33	25-28	25-26	27-30	30-33
	Máx. e mín. absoluta	12-14	17-19	12-13	19-20	12-13
		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: Oliveira (1998); *Dados da Estação Meteorológica de Pinheiral.

3.1.3 Relevo

A região apresenta várias formas de relevo com distintos graus de dissecação. A altitude varia desde 360 metros, na 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 da sub-bacia 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).

3.1.4 Vegetação

A região está inserida em área de domínio ecológico da Mata Atlântica, cuja vegetação original denomina-se Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 1992; CONAMA, 1996), característica de zonas de altitudes entre 300 e 800 metros.

A vegetação atualmente dominante na região é constituída por pastagens, implantadas e espontâneas não manejadas, que se apresentam em diferentes estádios de degradação, nível de uso e/ou abandono, dando origem às demais formas de vegetação da área, como os pastos sujos e as capoeiras em diferentes estádios sucessionais.

3.1.5 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, 1998), as unidades de mapeamento predominantes nas encostas foram: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, LATOSSOLO VERMELHO AMARELO e CAMBISSOLO HÁPLICO.

3.2 Definição das Unidades de Estudo (UEs)

Para definição das unidades de estudo, como etapa inicial do projeto, utilizaram-se dois conjuntos de fotografias aéreas da porção inferior da sub-bacia do Ribeirão Cachimbal – um primeiro obtido em voo realizado em 1952 (escala 1:12.000) (Figura 2) e um outro em voo de 1996 (escala 1:20.000) (Figura 3), assim como imagens de satélite de 2004 (Figura 4), da mesma porção da sub-bacia, disponíveis em <http://earth.google.com/>.



Figura 2. Conjunto de fotografias aéreas da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, em Pinheiral (RJ), obtidas em 1952.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial, FSEM – floresta secundária estágio médio, FSEA – floresta secundária estágio avançado, PMM – pasto misto manejado.

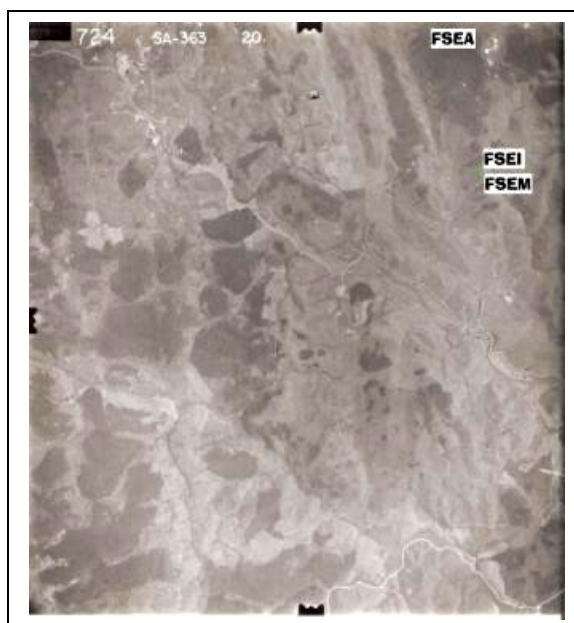


Figura 3. Fotografia aérea da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, em Pinheiral (RJ), obtida em 1996.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial, FSEM – floresta secundária estágio médio, FSEA – floresta secundária estágio avançado, PMM – pasto misto manejado.



Figura 4. Imagem de satélite das unidades de estudo em Pinheiral (RJ) (obtida em 2004), disponível em <http://earth.google.com/>.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial, FSEM – floresta secundária estágio médio, FSEA – floresta secundária estágio avançado, PMM – pasto misto manejado.

Com os primeiros dados obtidos a partir da interpretação das imagens buscaram-se informações históricas de uso das terras através de entrevistas com 5 (cinco) antigos moradores do Município de Pinheiral–RJ, proprietários ou que atuaram na atividade agropecuária em propriedades localizadas na sub-bacia em estudo entre as décadas de 1950 a 2000. Para entrevista foi utilizado o roteiro básico apresentado no Anexo I.

De posse dessas informações tiveram início os trabalhos de campo com o objetivo de correlacionar os padrões da imagem com a atual condição dos ambientes percorridos, possibilitando assim o reconhecimento *in loco* da área de estudo e, conseqüentemente, a definição de áreas que, semelhantemente posicionadas (Figura 5) nas encostas e que apresentando solos com a mesma classificação no nível de ordem, pudessem ter sua cobertura vegetal enquadrada nos diferentes estádios sucessionais da Mata Atlântica (CONAMA 006/94), assim como uma área de pastagem manejada representativa da sub-bacia.

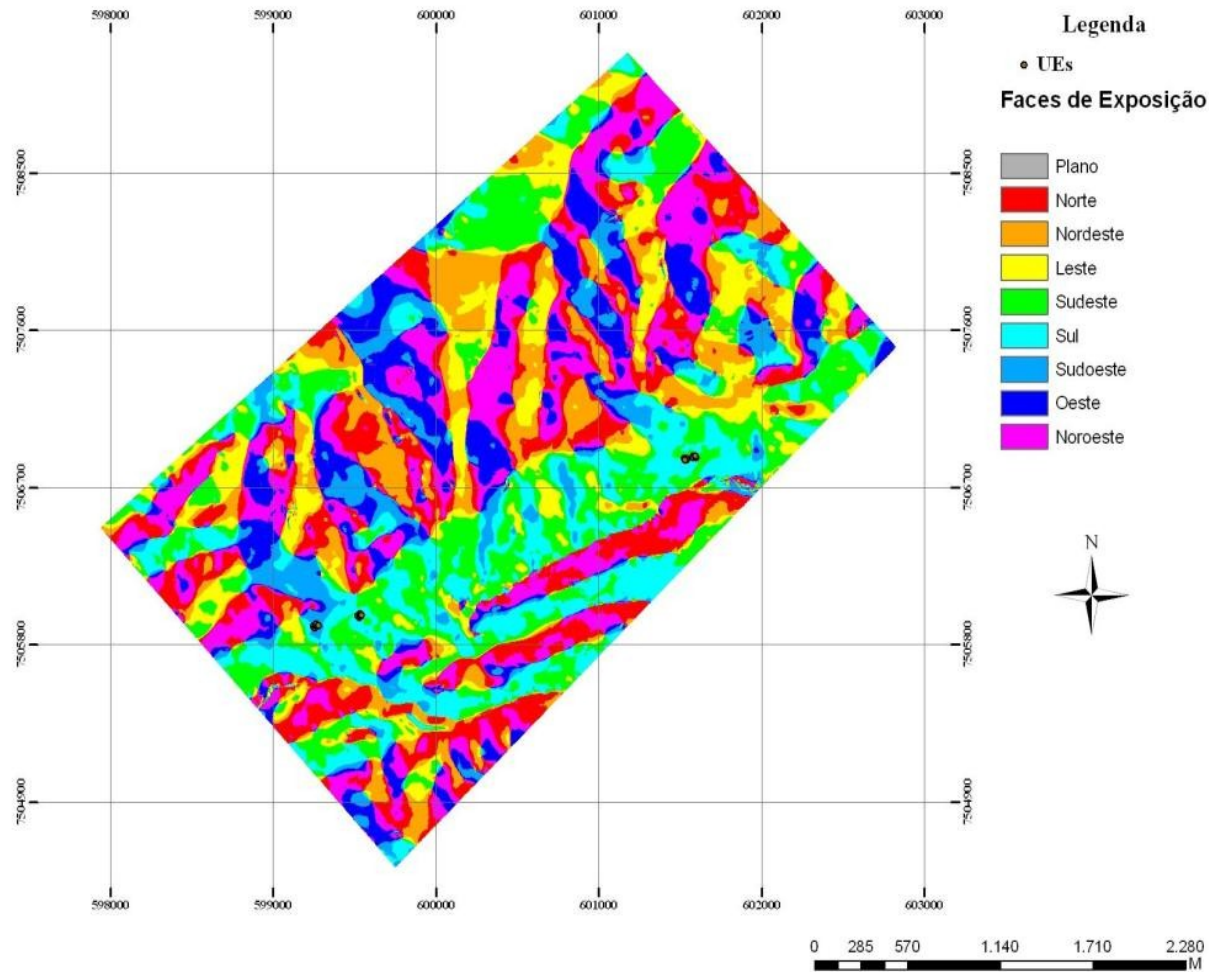


Figura 4. Mapa de exposição do polígono correspondente à área de abrangência das UEs, em Pinheiral (RJ)

Dessa forma, foram selecionadas as seguintes unidades de estudo (UEs):

a- Floresta Estádio Inicial de Sucessão (FSEI)

Esta unidade (Figura 6), com ponto central da parcela localizado a uma latitude de 22° 32' 31", longitude de 44° 00' 48" a uma altitude de 466,7 m, encontra-se em encosta com comprimento em torno de 150 metros e declividade média de 68%, no seu terço superior e apresentando cobertura florestal pouco densa, característica de estágio inicial de sucessão (CONAMA 006/1994). A utilização da área até 1985 foi como pastagem formada por vegetação espontânea, manejada por simples roçada anual e queimadas eventuais. A partir deste período a área foi ocupada por pequenos agricultores que, em função da dificuldade de acesso à mesma, apenas a cercaram, o que proporcionou o início da regeneração natural da capoeira (Senhores Valdir e Gessy – informação pessoal). Atendendo aproximadamente a resolução CONAMA 006/1994, esta formação apresenta atualmente como principais características uma fisionomia herbáceo/arbustiva com cobertura parcialmente fechada, predomínio de espécies heliófilas, pequeno número de espécies lenhosas (menos que 20 espécies por ha) com reduzidos diâmetros a altura do peito - DAP (média menor 5 cm) e altura (média menor que 5 m) . A serapilheira forma uma camada pouco espessa e com um baixo grau aparente de decomposição, observando-se alguns pontos onde não ocorre deposição.



Figura 5. Vista interna da unidade de estudo FSEI, em Pinheiral -RJ.

b- Floresta em Estádio Médio de Sucessão (FSEM)

Esta unidade (Figura 7), com ponto central da parcela localizado a uma latitude de 22° 32' 31", longitude de 44° 00' 46" e a uma altitude de 465,6 m, encontra-se na mesma elevação, em área contígua a anterior, com declividade média de 70 % e sob cobertura florestal mais densa do que aquela. Encontrava-se até 1985, sob cobertura de pasto sujo com formação inicial de capoeira (Senhores Valdir e Gessi – informação pessoal), também tendo sido mantida protegida até os dias atuais, o que permitiu o desenvolvimento sucessional até o momento alcançado. Atendendo aproximadamente a resolução CONAMA 06/1994 apresenta fisionomia arbustivo/arbórea com cobertura fechada, com o início da estratificação da vegetação, surgimento de espécies de sombra, com indivíduos de DAPs e alturas superiores aos observados na área anterior e presença de sub-bosque e lianas lenhosas. Apresenta serapilheira contínua sobre a qual se observa o surgimento de banco de plântulas. Algumas espécies encontradas na floresta anterior (estádio inicial) (*Cecropia adenopus*, *Miconia*

calvescens e *Siparuna guianensis*) também são encontradas nesta área, porém apresentando DAPs superiores.



Figura 6. Vista interna da unidade estudo FSEM, em Pinheiral -RJ.

c- Floresta em Estádio Avançado de Sucessão (FSEA)

Esta unidade (Figura 8), com ponto central da parcela localizado a uma latitude de 22° 32' 59", longitude de 44° 01' 57" e a uma altitude de 521,9 m, encontra-se em terço superior da encosta com comprimento em torno de 200 m, declividade média de 40 % e com cobertura florestal densa que, provavelmente, se instalou após a decadência da cafeicultura na região. Pelos relatos obtidos (Sr. Petrônio Souza e Sr Darcy Pires – informação pessoal) este fragmento é considerado o mais antigo da porção inferior da sub-bacia do Ribeirão Cachimbal, observando-se na sua composição indivíduos que apresentam valores de DAPs (média de 15 cm) e alturas (maiores que 20 m) muito superiores aos encontrados nas fases sucessionais anteriores. Outra característica marcante é a presença em seu sub-bosque de plantas de café (*Coffea arabica*) em diferentes fases de desenvolvimento. Seu dossel relativamente uniforme no porte, com árvores emergentes, sub-bosque já diferenciado e formado por espécies esciófilas, grande variedade de espécies lenhosas com DAP e altura mais elevada, presença de lianas e epífitas em abundância e serapilheira contínua, espessa e mostrando intensa decomposição são características que permitem enquadrá-la parcialmente neste estágio sucessionais pela Resolução CONAMA 06/1994.

Segundo relato dos entrevistados, no ano de 1967, esta área sofreu incêndio de grande intensidade destrutiva, mas o restabelecimento florestal se deu com certa celeridade.



Figura 7. Vista interna da unidade de estudo FSEA, em Pinheiral –RJ.

d- Pasto Misto Manejado (PMM)

Esta unidade (Figura 9), com ponto central da parcela localizado a uma latitude de 22° 32' 01'', longitude de 44° 02' 05'' e a uma altitude de 521,9 m, encontra-se na mesma elevação e em área contígua a anterior (FSEA). Relatos (Sr. Darcy Pires – informação pessoal) e fotografia aérea indicam que já em 1951 a área era explorada com pastagem espontânea precariamente manejada (roçada e queimadas eventuais). Somente no início da década de 1990 foi formada pastagem de *Brachiaria decumbens* com emprego de tração mecanizada (trator de esteira com grade aradora) para o preparo do solo morro abaixo, em toda a encosta, sem qualquer emprego de corretivo e adubos. A partir desse período foi mantida por meio de roçadas anuais e a prática de queimada foi coibida na área. Com o decorrer dos anos ressurgiu nessa paisagem a gramínea conhecida com grama batatais (*Paspalum notatum*) que passou a coexistir com a braquiária introduzida. Esta área faz parte de uma grande propriedade (para os padrões locais) que tem quase toda sua área destinada a pasto formado com *Brachiaria decumbens*, o que resulta em menores pressões de pastoreio e menor ocorrência de queimadas do que naquelas áreas onde ainda predomina a pastagem espontânea. A área delimitada para o pasto onde está inserida a parcela de estudo tem aproximadamente 68 hectares e uma ocupação em média de 100 (cem) animais, proporcionando uma lotação em torno de 1,2 UA.



Figura 8. Vista da unidade de estudo PMM, em Pinheiral – RJ.

3.3 Descrição, Caracterização e Classificação dos Solos

Em cada uma das áreas selecionadas como unidades de estudo (UEs) foi delimitada uma parcela de 20 x 20 metros, localizada no terço superior da encosta. No centro da parcela de cada uma das UEs foi aberta, inicialmente, uma trincheira para descrição dos perfis, coleta de amostras dos horizontes para caracterização química e física e classificação dos solos. A descrição dos perfis e coleta de amostras foram realizadas conforme o Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo (Santos et al., 2005) e a classificação dos solos baseada no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006).

3.4 Levantamento Florístico

3.4.1 Interceptos por linhas

Para o levantamento florístico da unidade de estudo (UE) Floresta Secundária Estádio Inicial (FSEI), dado à sua característica fisionômica predominantemente herbácea / arbustiva, foi utilizado o método de interceptação por linha (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). O critério de inclusão admitiu todos os indivíduos herbáceos e lenhosos interceptados por uma linha de 50 m de comprimento, independente de seu DAP. Com a utilização de uma trena foi aferido o início e o final de cada indivíduo que teve sua copa interceptada.

Para confecção das linhas e coleta de material botânico utilizaram-se trena de 50 metros, fitilho, tesoura de poda, tesoura de poda alta, facão e prensas. As medidas iniciais e finais de cada planta foram anotadas em planilhas de campo, assim como as medidas de altura e o nome das espécies quando identificadas a campo.

3.4.2 Transecto

Nas UEs Floresta Secundária Estádio Médio e Estádio Avançado, com fisionomias predominantemente arbustiva/arbórea e de cobertura florestal densa, foi utilizado o método dos Transectos (Sylvestre & Rosa, 2002). Foram marcados três transectos de 2 m x 50 m, nos quais foram amostrados todos os indivíduos lenhosos com 2,5 cm de diâmetro a altura do peito (DAP) interceptados. Todos os indivíduos amostrados nestes transectos foram marcados com etiquetas de alumínio, tiveram mensurado o DAP, estimada a sua altura máxima a partir do solo, sendo o material botânico coletado com o auxílio de tesoura de poda alta.

O material foi identificado através de literatura botânica especializada e consulta a especialistas e comparado com a coleção do herbário da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (RBR) onde foi herborizado, com duplicatas que poderão ser permutadas por outros herbários.

3.4.3 Informações geradas

Visando o conhecimento da composição florística das UEs sob formação florestal, procedeu-se o levantamento florístico a partir do qual foi gerada, inicialmente, uma lista florística onde constam as famílias e espécies amostradas nas diferentes unidades de estudo (UEs) sob fragmentos florestais e a classificação dessas espécies por grupos sucessionais. Além disso, os dados de DAP e altura, anotados durante o levantamento, foram utilizados para os cálculos de DAP médio e altura média que foram utilizados para um enquadramento parcial na Resolução CONAMA 06/1994. O material foi identificado com auxílio de literatura botânica especializada e consulta a especialistas e comparada com a coleção do herbário da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (RBR).

3.5 Mapeamento de Ocupação e Uso do Solo

3.5.1 Processamento de imagem e base cartográfica

Inicialmente foi confeccionado um mosaico, com imagens obtidas do Google Earth (2004) e com um conjunto de fotos aéreas em escala 1:12000 obtida em 1952, utilizando o programa PanaVue. Posteriormente, com o programa ArcMap 9.2, georreferenciou-se a área a partir de pontos de controle obtidos com GPS geodésico.

Foram utilizados os temas hidrografia e hipsometria (com curvas equidistantes de 20 metros) do IBGE (2007) na escala 1:50000 disponibilizados na internet (www.ibge.gov.br, 2007). Essas cartas tiveram correção de quilômetros para metros no ArcMap 9.2.

Devido às características do estudo foi necessário o emprego dos seguintes softwares: ArcView versão 3.2a, ArcMap 9.2, ArcInfo 9.2 e Envi 4.3. Para o processamento dos pontos de controle foi utilizado o programa Astech Solutions 6.0. Para todos os temas foi adotado o sistema de projeção e coordenada Universal Transverse Mercator (UTM) e datum horizontal South America Datum de 1969 (SAD69). Para delimitar a área total de estudo foi gerado um polígono que incluiu as áreas correspondentes às unidades de estudo (UEs).

O modelo digital de elevação (MDE) hidrologicamente consistente foi gerado a partir de dados do SRTM com resolução espacial inicial de 90m. Foi utilizada a cena SF-23-z-a, disponível em [HTTP://eosrpolu.ecs.nasa.gov/srtm/version2/SRTM3/south_america/](http://eosrpolu.ecs.nasa.gov/srtm/version2/SRTM3/south_america/). Para o ajustamento do modelo foi utilizada a hidrografia. Esse tema foi convertido para um arquivo de pontos que foram interpolados por meio de krigagem, utilizando as ferramentas do módulo Spatial Analysis do ArcMap 9.2, gerando assim um modelo digital de elevação (MDE) com resolução de 30 metros.

A partir do MDE foi gerada a declividade da área, utilizando o comando *Slope*, do ArcMap 9.2. Esse tema foi reclassificado, segundo as classes de declividade como recomendado por Embrapa (2006), com modificação da unidade de porcentagem para graus.

As faces de orientação também foram geradas utilizando o MDE e posteriormente reclassificadas e separadas em 5 classes: plano, norte, sul, leste e oeste. O plano foi determinado entre -1° e 0° , a face norte foi determinada entre 315° e 45° , a leste entre 45° e 135° , a sul entre 135° e 225° e a oeste entre 225° e 315° , todas tendo como zero a orientação norte do mapa.

3.5.2 Cobertura e uso do solo

O mapa temático Cobertura e Uso do Solo foi produzido originalmente na escala 1:5.000 sobre o mosaico de imagens do Google Earth.

A partir das bases cartográficas de 1952 e 2004 foram geradas imagens vetoriais (Shapefile) com os polígonos de cobertura e uso, que foram confirmados por meio de posteriores visitas ao campo. Adotaram-se as seguintes classes de cobertura e uso: mata (correspondente a o estádio avançado), capoeira (estádios inicial e médio) e pasto.

Em seguida as imagens vetoriais foram convertidas em imagens raster no Arcview 3.2a, possibilitando assim a classificação das mudanças de uso.

3.5.3 Marcação dos perfis

As coordenadas dos locais de coleta das amostras foram registradas utilizando equipamento de posicionamento por satélite com recepção de sinais do sistema Global Positioning System (GPS) em modo diferencial (pós-processado) do fabricante Ashtec, modelo Promark II, além de outro par do fabricante Techgeo, modelos GTR e GTA. Os pontos foram coletados no modo estático e cinemáticos e foram processados nos programas Ashtec Solutions 6.0 e Util.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Classificação dos Solos

Os solos identificados nas quatro áreas que constituem as unidades de estudo foram classificados como CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Distrófico típico. (Figuras 10 A, B, C e D), uma das classes predominantes nas cotas mais altas da sub-bacia. Estes solos, por terem sido formados a partir do intemperismo de rochas ácidas, principalmente gnaisse, e pelo relevo predominante de encostas com declividades variando de 35 a 70 %, apresentam como principais características: avançado grau de intemperismo, drenagem moderada a acentuada, facilmente erodíveis e em geral pouco férteis (Menezes, 1999). Estas características aliadas ao manejo inadequado das áreas são responsáveis pelo elevado índice de degradação atual das terras da sub-bacia em estudo.

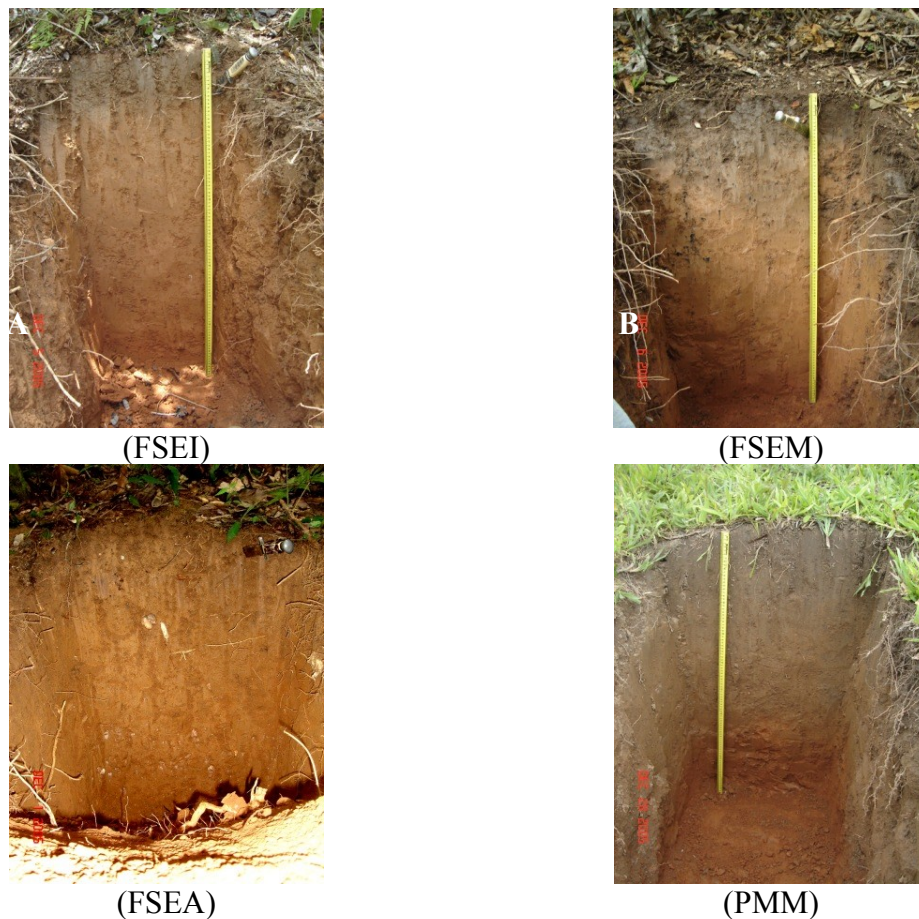


Figura 9. Perfis do solo sob as diferentes UEs no município de Pinheiral (RJ).

(1) Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Na Tabela 2 é apresentada a classificação dos solos das diferentes UEs e algumas características da paisagem onde se localizam. Entre essas características a espessura do horizonte A pode ser considerada como um bom indicador do grau de degradação dos solos das áreas.

Tabela 2. Classificação dos solos, declividade, classe de drenagem e espessura do horizonte A das diferentes UEs

UEs ⁽¹⁾	Classificação ⁽²⁾	Declividade (%)	Drenagem ⁽³⁾	Espessura Hor.A (cm)
FSEI	CXbd	56	MD	22
FSEM	CXbd	70	MD	27
FSEA	CXbd	42	AD	15
PMM	CXbd	20	BD	45

⁽¹⁾ Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

⁽²⁾ CXbd: CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Distrófico típico.

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

As análises químicas e físicas e a caracterização dos perfis são apresentadas no anexo.

4.2 Levantamento Florístico

A Tabela 3 apresenta lista florística com o número de indivíduos amostrados e a classificação por grupo sucessional das espécies que compõem os diferentes estádios sucessionais das coberturas vegetais das UEs sob paisagem florestal.

Tabela 3. Famílias e espécies amostradas nas diferentes unidades de estudo ⁽¹⁾ sob fragmentos florestais e classificação por grupos sucessionais ⁽²⁾. (Continua)

Unidade de estudo (UE)	Famílias	Espécies	Grupo sucessional	Nº de indivíduos Amostrados
FSEI	Annonaceae	<i>Xilopia sericea</i>	P	01
	Melastomataceae	<i>Clidemia ursuolata (DC)</i>	P	21
		<i>Miconia calvescens</i>	SI	03
		<i>Miconia cinnamomifolia (DC)</i>	SI	04
	Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	SI	01
	Thelypteridaceae	<i>Macrothelypteris torresiana</i>	NI	01
	Urticaceae	<i>Cecropia adenopus</i>	P	09
Total				40
FSEM	Anacardiaceae	<i>Schinus terebentifolium</i>	P	06
	Lecytidaceae	<i>Cariniana legalis</i>	ST	01
	Melastomataceae	<i>Miconia calvescens</i>	SI	13
	Moraceae	<i>Ficus adatodifolia Schott</i>	NI	01
	Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginea</i>	SI	01
	Myrtaceae	<i>Eugenia sp.</i>	SI	02
	Rubiaceae	<i>Chomelia brasiliiana</i>	NI	01
	Sapindaceae	<i>Cupanea oblongifolia</i>	SI	07
	Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	SI	09
	Urticaceae	<i>Cecropia adenopus</i>	P	19
Total				60

Tabela 3. Famílias e espécies amostradas nas diferentes unidades de estudo ⁽¹⁾ sob fragmentos florestais e classificação por grupos sucessionais ⁽²⁾. (Continuação)

FSEA	Anacardiaceae	<i>Astronium graviolens</i>	SI/ST	02
		<i>Spondias macrocarpa</i>	SI	15
	Bignoniaceae	<i>Tabebuia sp</i>	NI	01
	Burceraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	SI	02
	Fabaceae	<i>Anadenantera macrocarpa</i>	SI	15
		<i>Andira sp.</i>	ST	01
		<i>Clitoria fairchildiana</i>	NI	02
		<i>Dalbergia nigra</i>	ST	01
		<i>Inga edulis</i>	P	01
		<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	SI	04
		<i>Piptadenia gonoacantha</i>	SI	03
	Erytroxilaceae	<i>Erytroxilum pulchrum</i>	ST	04
	Lauraceae	<i>Ocotea sp</i>	ST	04
		<i>Nectandra membranace</i>	ST	02
	Lecytidaceae	<i>Cariniana legalis</i>	ST	01
	Malvaceae	<i>Chorisia speciosa</i>	SI	01
	Meliaceae	<i>Trichilia casareti</i>	ST	16
		<i>Trichillia aff lepidota</i>	ST	01
	Moraceae	<i>Brosimum guianensis</i>	C	03
		<i>Soroceae bonplandii</i> (Baill.) Burger, Lanj. & W.Boer	ST	01
		Myrtaceae	<i>Caliptrantes sp.</i>	NI
	<i>Myrcia sp</i>		NI	01
	<i>Eugenia schuechiana</i> O. Berg		NI	01
	<i>Myrceaugenia mircioides</i> (Cambess) O Berg		NI	01
	<i>Eugenia sp.</i>		NI	01
	Nyctaginaceae	<i>Guapira oposita</i> (Vell.) Reitz	ST	01
	Polygonaceae	<i>Cocoloba confusa</i>	NI	02
	Rubiaceae	<i>Amaiou intermedia</i>	NI	02
		<i>Psicotria sp.</i>	NI	01
Sapindaceae	<i>Cupanea oblongifolia</i>	SI	06	
	<i>Matayba jugendifolia</i>	NI	02	
	<i>Talisia intermedia</i> Radlk.	NI	01	
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	SI	01	
Solanaceae	<i>Solanum sp.</i>	NI	01	
Urticaceae	<i>Cecropia adenopus</i>	P	01	
	<i>Amaioua intermedia</i>	NI	02	
Total				108

Adicionalmente, a Tabela 4 mostra o número de indivíduos por grupo sucessional e unidade de estudo, assim como sua distribuição percentual.

Tabela 4. Número de indivíduos amostrados por grupo sucessional e unidades de estudo (UEs)⁽¹⁾

Unidade de estudo (UEs)	Pioneira (P)		Secundária inicial (SI)		Secundária Tardia (ST)		Clímax (C)	
	nº ind.	%	nº ind.	%	Nº ind.	%	nº ind.	%
FSEI	03	50	03	50	00	00	00	00
FSEM	02	29	04	57	01	14	00	00
FSEA	03	14	08	36	10	45	01	05

¹FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio e FSEA – floresta secundária estágio avançado.

Os resultados encontrados indicam uma composição florística claramente distinta entre as três UEs, refletindo assim as alterações nas características de estrutura física dos sistemas florestais, com uma transformação sucessional na direção de valores observados na floresta madura (Tabarelli Mantovani, 1999). Na área sob FSEI foram encontradas 7 espécies, pertencentes a 6 gêneros e 5 famílias; na área sob FSEM, 10 espécies, pertencentes a 10 gêneros e 10 famílias; e na área sob FSEA 37 espécies, 35 gêneros e 18 famílias.

Quanto à classificação das espécies em grupos ecológicos, em FSEI foram identificadas três espécies pioneiras (50%), três secundárias iniciais (50%) e nenhum representante dos grupos secundária tardia e clímax. Em FSEM, duas espécies pioneiras (29%), quatro secundárias iniciais (57%) e uma secundária tardia (14%). Em FSEA, três pioneiras (14%), oito secundárias iniciais, dez secundárias tardias (45 %) e uma clímax (5%).

Em trabalho que pretendeu examinar o resultado da prática de roças caiçaras sobre a composição e estrutura do processo sucessional de uma Floresta Ombrófila Densa na Ilha Grande (RJ), Oliveira (2002), com o mesmo critério de inclusão aqui adotado (DAP superior a 2,5) e utilizando o método de parcelas, encontrou distribuição percentual de espécies por grupos ecológicos (pioneiras, secundárias inicial e tardia e clímax) mostrando para formações com 5, 25, 50 anos e climática respectivamente: 65, 30, 3 e 2%; 25, 28, 44 e 4,2%; 9, 23, 47 e 6,3%; e 0,7, 4, 28 e 67,3%. Esse comportamento, com a diminuição de pioneiras, aumento de secundárias inicial e tardia e o aparecimento de espécies clímax com o avançar dos estágios sucessionais corrobora o observado no presente estudo.

Tendo como objetivos avaliar a composição florística e a riqueza do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana da região de Imbaú, no Município de Silva Jardim – RJ, Carvalho et al. (2006) apresentaram valores percentuais da distribuição de grupos ecológicos (14% de pioneira, 30% de secundária inicial e 44% de secundária tardia) que, apesar da diferença de critério de inclusão (DAP de 5 cm), corroboram os encontrados no presente estudo.

Em estudo onde avaliaram a estrutura e composição florística (critério de inclusão DAP 4,8 cm) de uma Floresta Estacional Semidecidual em bom estado de conservação localizada no município de Itatinga – SP da região do Paranapanema, Ivanauskas et al. (1999) encontraram no total de indivíduos amostrados 5,24% de espécies tipicamente pioneiras, 40,57% de secundárias iniciais, 33,12% de secundárias tardias e 9,64% de espécies sem caracterização.

Na unidade de estudo FSEI a família Melastomataceae destacou-se por seu maior número de espécies (3) do que as outras quatro famílias presentes nessa UE, que apresentaram apenas uma espécie cada. Em FSEM não houve destaque de qualquer família botânica, sendo que cada uma delas apresentou apenas uma espécie. Em FSEA destacaram-se as famílias Fabaceae com 9, Myrtaceae com 5 e Sapindaceae com 3 espécies.

Em trabalho que teve como objetivo reconhecer padrões ecológicos da comunidade arbórea de setores de um fragmento de floresta semidecídua que se encontra em diferentes fases de regeneração pós-distúrbio na Reserva Florestal da Universidade Federal de Lavras - MG, Nunes et al. (2003) encontraram maior número de espécies das famílias Fabaceae e Myrtaceae nas diferentes fases de regeneração e também com destaque da família Melastomataceae nas fases de regeneração mais jovens.

Da mesma forma, em estudo objetivou investigar a tendência de transformação das características de uma Floresta Atlântica Tropical Montana, através da restauração das mesmas após corte e queima, no Parque Estadual da Serra do Mar em Paraíbuna - SP, Tabarelli & Mantovani (1999) encontraram um comportamento semelhante ao do presente estudo na riqueza de espécies (critério de inclusão DAP 3,2 cm) mostrando tendência de aumento das importâncias relativas da família Myrtaceae e redução da família Melastomataceae com o desenvolvimento dos estádios de regeneração.

Esse conjunto de dados permite supor que o crescente número de famílias, espécies e indivíduos e do aumento no número de espécies de grupos ecológicos mais tardios no sentido FSEI < FSEM < FSEA, indicam a tendência de amadurecimento dos sistemas florestais em estudo, o que confirma o já constatado na caracterização com a utilização da Resolução CONAMA 006/1994.

Os valores de altura média e diâmetro a altura do peito (DAP) médio que definem a vegetação secundária nos estádios inicial, médio e avançado da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro (Resolução CONAMA 06/1994) são apresentados na Tabela 5. Na seqüência a Tabela 6 apresenta os valores de DAP médio e altura média encontrados nas UEs sob estádio médio (FSEM) e avançado (FSEA), considerando dois critérios de inclusão: DAP \geq 2,5 e DAP \geq 10. Não foram apresentados dados referentes ao estádio inicial (FSEI) já que para este estádio o critério de inclusão considerou todos os indivíduos herbáceos e lenhosos interceptados (método Intercepto por Linha), independente do DAP. No entanto, a altura média dos indivíduos em FSEI foi de 2,7 m, o que atende ao critério de definição para estádio de sucessão inicial da Resolução CONAMA 06/1994 e permite enquadrá-la neste estádio.

Tabela 5. Valores de altura média e diâmetro a altura do peito (DAP) médio que definem a vegetação secundária nos estádios inicial, médio e avançado da Mata Atlântica, segundo a resolução CONAMA 06/1994.

Estádio sucessional	Altura		DAP
	m		cm
Inicial	<5		< 5
Médio	5-12		10-20
Avançado	> 20		>20

Tabela 6. Valores médios de altura e diâmetro a altura do peito (DAP) do estrato arbóreo das FSEM e FSEA por diferentes critérios de inclusão

UEs	Critério de inclusão			
	I (DAP \geq 2,5)		II (DAP \geq 10)	
	Altura	DAP	Altura	DAP
	m	cm	m	cm
FSEM	5,2	11,9	5,5	13,1
FSEA	7,3	11,1	9,8	15,3

¹ FSEI – Floresta Secundária Estádio Inicial; FSEM – Floresta Secundária Estádio Médio e FSEA – Floresta Secundária Estádio Avançado.

Os dados de FSEI não foram apresentados, pois o critério de inclusão para esta UE admitiu todos os indivíduos herbáceos e lenhosos interceptados (método Intercepto por Linha).

Em FSEM, as plantas apresentaram altura média de 5,2 e 5,5 m e um DAP médio de 11,9 e 13,1 cm para os critérios de inclusão I e II respectivamente (Tabela 6). Esses valores estão dentro dos limites apresentados pela Resolução CONAMA 06/1994 para o estágio médio de sucessão (Tabela 3), o que permite enquadrá-la neste estágio.

Os resultados da área sob FSEA mostram valores de altura média de 7,3 e 9,8 m e de DAP médio de 11,1 e 15,3 cm para os critérios de inclusão I e II respectivamente (Tabela 6). Esses valores estão abaixo daquele apresentado como limite inferior para o enquadramento no estágio avançado de sucessão pela Resolução CONAMA 06/1994 (Tabela 5). Contudo, considerou-se aqui a cobertura florestal dessa unidade de estudo como sendo de estágio sucessional avançado, em função dos seguintes aspectos: considerando-se o critério de inclusão II (DAP \geq 10), que é o preconizado para amostragem de caracterização dos estádios na Resolução CONAMA, 40 % das espécies amostradas apresentaram DAP \geq 15; o histórico de uso da área, segundo o relato de antigos moradores da região, indica que o fragmento existe a mais de 100 anos, porém com a ocorrência de um abate seletivo que se deu mais intensamente nas décadas de 1950 a 1970; o que além de ter eliminado os indivíduos de maior porte, também estimulou um recrutamento que trouxe como consequência a presença atual daqueles de menores portes.

4.3 Mapeamento de Ocupação e Uso do Solo

A Figura 11 mostra a dinâmica de uso e cobertura do solo, sendo considerado para sua medida o polígono correspondente a área de abrangência das quatro UEs e realizada com uma sobreposição das imagens dos dois períodos estudados (1952- foto aérea e 2003- imagem de satélite).

Adicionalmente, a Tabela 7 mostra os valores de área (ha) e os percentuais de cada uma das classes de uso do solo considerados neste estudo para cada período estudado.

Tabela 7. Áreas das diferentes classes de uso do solo nos anos de 1952 e 2004.

Classe de uso	Períodos			
	1952		2004	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Mata	257,4	21,9	232,1	19,5
Capoeira	64,2	5,5	39,8	3,4
Pasto	852,9	72,6	902,5	76,8
Totais	1174,4	100	1174,4	100

A interpretação dos dados da Figura 10 e da Tabela 7 evidencia que no contexto do polígono avaliado as áreas ocupadas por mata e capoeira diminuíram do ano de 1952 (21,9 e 5,5 % respectivamente) para o ano de 2004 (19,5 e 3,4 % respectivamente), provavelmente como consequência da expansão das áreas sob pasto que mostram aumento de 72,6 para 76,8 % dos anos de 1952 para o de 2004 respectivamente.

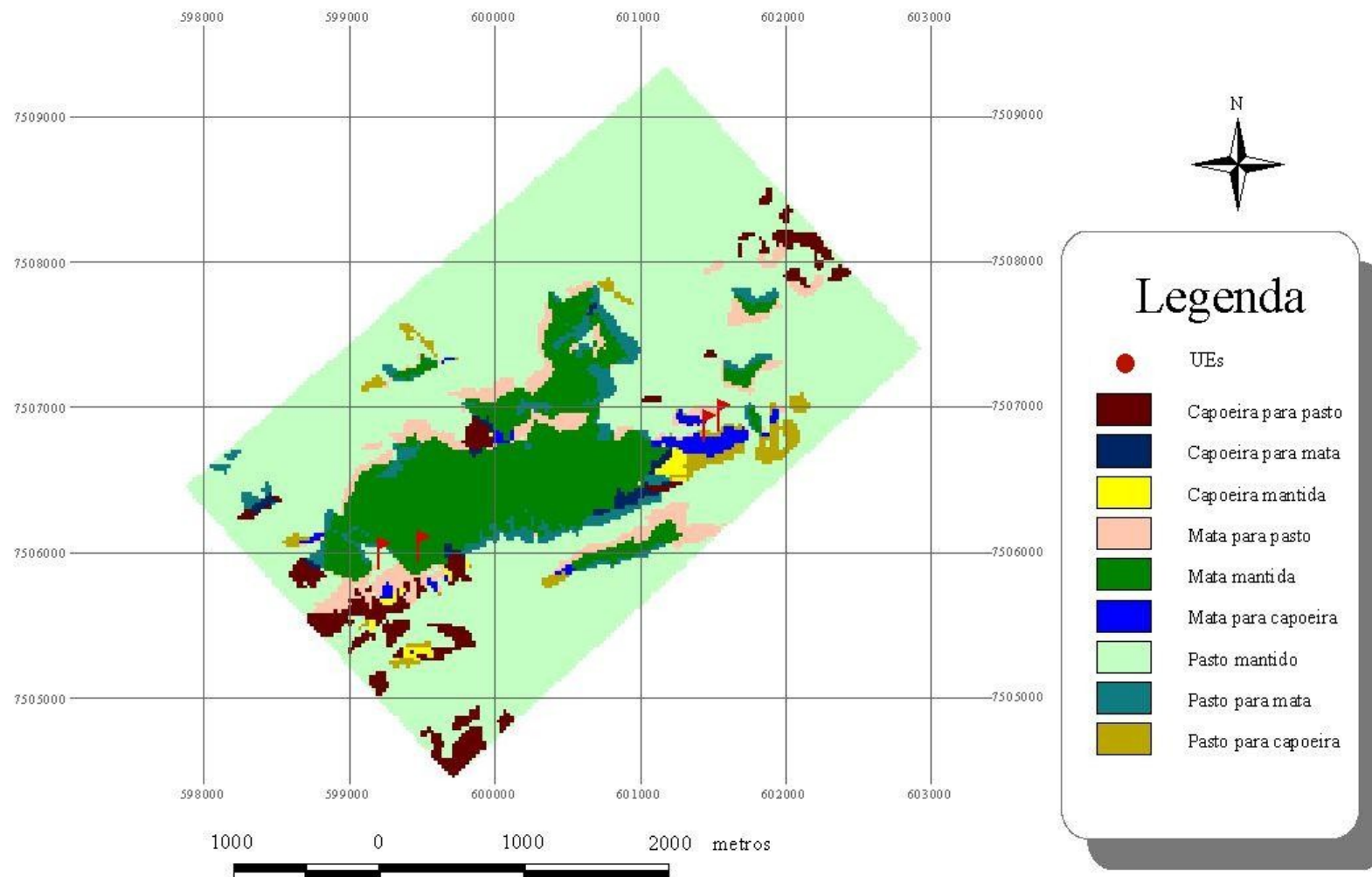


Figura 10. Alterações na cobertura e uso do solo no polígono correspondente a área de abrangência das UEs, em Pinheiral (RJ).

Os resultados percentuais obtidos neste trabalho para o ano de 2004 assemelham-se aqueles encontrados por Oliveira (1998) em caracterização física de toda a bacia do ribeirão Cachimbal (13,9 % de mata, 2,9 de capoeira e 81,42 % de pasto) e com aqueles divulgados pela Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2002) que apontam em torno de 18 % da área do município de Pinheiral ainda sob cobertura de remanescentes florestais em diferentes níveis de alteração e sucessão.

A dinâmica de cobertura e uso do solo entre os períodos estudados confirmam os relatos de antigos ocupantes e trabalhadores das áreas em que se localizam as UEs FSEA e PMM, garantindo que estas se mantiveram sob a mesma classe de cobertura e uso do ano de 1952 para o de 2004. A redução das áreas cobertas por mata de 1952 a 2004 (21,9 para 19,5%), o que provavelmente se deu pela expansão das áreas de pasto, não foi equivalente ao aumento observado para essa expansão (72,6 para 76,8), o que se justifica pela também diminuição das áreas sob capoeira (5,5 para 3,4 %) que também foram convertidas em pasto.

Observa-se que tanto as áreas de conversão de mata em pasto como as de expansão da mata se deram principalmente nas bordas dos remanescentes florestais mais densos, assim como as áreas de conversão de capoeira em pasto e de pasto em capoeira se deram em pontos mais isolados desses remanescentes. Supõe-se que contribuiu para essa dinâmica capoeira/pasto em áreas mais isoladas não só a roçada para limpeza de áreas pasto, como também para a prática da agricultura de subsistência em encostas, comum na região do estudo. Já a conversão de pasto para capoeira é observada predominantemente em áreas mais recentemente (década de 1980) por essa agricultura de encosta e que, comumente, são abandonadas quando mostram os primeiros sinais de queda da fertilidade natural.

5 CONCLUSÕES

A avaliação dos processos de degradação e recuperação dos solos, baseada no histórico de ocupação e uso das terras e no levantamento de dados do meio físico, de parte da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, em Pinheiral (RJ), permitiu as seguintes conclusões:

a) O levantamento historiográfico foi esclarecedor quanto ao peso de cada um dos momentos históricos de ocupação e uso das terras da região em estudo no nível de degradação em que essas se encontram atualmente.

b) O levantamento florístico contribuiu para o enquadramento parcial de cada uma das formações florestais na resolução CONAMA 006/1994, corroborando que há uma evolução no desenvolvimento sucessional no sentido FSEI, FSEM e FSEA.

c) As áreas ocupadas por diferentes estádios de floresta secundária diminuíram do ano de 1952 para 2004, principalmente por expansão das áreas de pastagem sobre as mesmas.

d) Confirmaram-se os relatos de antigos ocupantes e trabalhadores das áreas, quanto à manutenção das classes de cobertura e uso das áreas sob as UEs FSEA e PMM no intervalo de 1952 a 2004.

e) Tanto a conversão de mata em pasto quanto à expansão da mata se deram predominantemente nas bordas dos remanescentes florestais mais densos.

f) As áreas de conversão de capoeira em pasto e de pasto em capoeira se deram em pontos mais isolados dos remanescentes, como consequência da roçada de pastos e da prática de agricultura de subsistência em encostas com posterior abandono.

CAPÍTULO II

APORTES E TRANSFORMAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA SOB FRAGMENTOS FLORESTAIS EM DIFERENTES ESTÁDIOS DE SUCESSÃO E PASTAGEM MANEJADA NA REGIÃO DO MÉDIO VALE DO PARAÍBA DO SUL, PINHEIRAL – RJ

RESUMO

Em ecossistemas florestais a produção e decomposição da serapilheira constituem o principal meio de aporte de matéria orgânica e transferência de nutrientes. Nos ecossistemas florestais e de pastagens tropicais as raízes finas também são importantes nas adições de matéria orgânica ao solo. Neste capítulo avaliaram-se os aportes e transformações da matéria orgânica em áreas sob fragmentos florestais em diferentes estádios sucessionais e em uma área de pastagem mista manejada. As avaliações se deram por meio de medidas do depósito e decomposição de serapilheira, produção de biomassa das raízes finas, origem do carbono (^{13}C), teor e estoque de macronutrientes (N, P e K) na serapilheira e raízes finas e macrofauna edáfica. Não foram observadas diferenças na deposição de serapilheira entre as diferentes unidades de estudo (UEs), mas apenas uma tendência de aumentos com a evolução do estágio sucessional. Não ocorreram variações temporais de deposição da serapilheira total nas UEs sob estádios mais jovens de sucessão – florestas secundária estágio inicial e médio (FSEI e FSEM) - no decorrer do ano, com apenas uma tendência de aumento do aporte nos meses de julho e agosto. Em floresta secundária estágio avançado (FSEA) o aporte da serapilheira pode ser agrupado em dois períodos: “fevereiro a julho”, com significativos menores valores e “agosto a janeiro”, com maiores valores aportados. Em FSEI, destacaram-se as correlações negativas dos aportes de serapilheira com temperaturas médias, mínimas e com a umidade relativa do ar; baixos valores dessas correlações em FSEM, enquanto maiores valores com precipitação e velocidade dos ventos foram observados em FSEA. A deposição das frações folhas e material reprodutivo tenderam a diminuir, enquanto as de ramos e outros a aumentarem com o avançar dos estádios sucessionais. A dinâmica temporal da deposição das frações de serapilheira nas três UEs mostrou maiores variações em FSEA. A avaliação da decomposição da serapilheira mostrou na área de FSEM a menor constante k ($0,0038 \text{ g.g}^{-1}.\text{dia}$) e conseqüente maior tempo de meia vida (182 dias), seguida por FSEI ($0,044 \text{ g.g}^{-1}.\text{dia}$ e 154 dias) e FSEA ($0,0064 \text{ g.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e 108 dias). A produção da biomassa de raízes finas ($< 2 \text{ mm}$) nas diferentes UEs e profundidades para os dois períodos estudados mostraram maiores valores em PMM e FSEA, intermediários em FSEM e menores em FSEI. As diferenças sazonais da biomassa radicular produzida ocorreram principalmente nas UEs PMM e FSEM, com maiores valores na coleta de junho. As modificações de $\delta^{13}\text{C}$ ocorreram até a profundidade de 60 cm. Na UE PMM em 0-10 cm, 67% do estoque total de carbono do solo foi oriundo de vegetação C_4 . Nas camadas subseqüentes observou-se uma redução da contribuição de C_4 e aumento da contribuição de C_3 . FSEI mostrou em 0-10 cm uma diminuição da contribuição de C_4 (33 %), diminuindo em profundidade. Em FSEM e FSEA a 0-10 cm o aumento da contribuição de C_3 foi expressivo (97 % em FSEM e 100 % em FSEA), com menores alterações em profundidade. Na macrofauna edáfica predominou Isoptera, Formicidae e Oligochaeta em FSEI, FSEM e FSEA e de Formicidae e Oligochaeta em PMM. Não houve diferença significativa de densidade da macrofauna edáfica entre as UEs. Os maiores índices de Shannon, Pielou, de riqueza total e média foram encontrados em FSEA. A riqueza total mostrou aumento progressivo de PMM no sentido do avanço da sucessão. Constatou-se maior número de indivíduos no solo do que na serapilheira, com FSEA apresentando a melhor distribuição vertical. A análise de componentes principais (ACP) mostra que é possível a separação das UEs por suas diferenças na composição da comunidade da macrofauna edáfica.

Palavras-chave: Estádios sucessionais da Mata Atlântica. Pasto manejado. Aporte e decomposição de serapilheira. Biomassa das raízes. Origem do carbono. Macrofauna do solo.

ABSTRACT

In forest ecosystems, the production and decomposition of leaf litter are the primary means of input of organic matter and transfer of nutrients. In forest ecosystems and tropical pastures, the fine roots are also important for additions of organic matter in the soil. This chapter evaluated the Intake and processing of organic matter in areas under forest fragments at different successional stadiums and in an area of mixed handled pasture. The assessments were made through measurements of the deposit and decomposition of leaf litter, biomass production of fine roots, source of carbon (^{13}C), and stock and levels of macronutrients (N, P and K) in the leaf litter and fine roots and edaphic macrofauna. No differences in the deposition of leaf litter between the different study units were verified (SUs), but only a trend of increases with the evolution of the successional stadium. There were no temporal changes in the total deposition of leaf litter in SUs under younger succession stadiums – medium and initial secondary forests (MSSF and ISSF) - during the year, with only a trend of increasing intake in the months of July and August. In Advanced Stadium Secondary Forest (ASSF) the Intake of leaf litter can be grouped into two periods: "February to July," with significant lower values and "August to January, with higher values contributed. In ISSF, there are several negative correlations of the amount of litter with minimum and average temperatures and with the air relative humidity, low values of these correlations in ASSF, with higher values of wind speed and rainfall were observed in ASSF. The deposition of leaf fractions and reproductive material trended to decrease, while branches and others trended to increase with the advancing succession stadiums. The temporal dynamics of the deposition of leaf fractions in the three SUs showed greater variation in the ASSF. The assessment of the leaf litter decomposition showed in the area of MSSF, the lowest constant k (0.0038 g.g⁻¹.day) and consequently longer half-life (182 days), followed by ISSF (0.0044 g.g⁻¹.day and 154 days) and ASSF (0.0064 g.g⁻¹.day⁻¹ and 108 days). The production of biomass of fine roots (< 2 mm) at the different SUs and depths for the two periods studied showed high values in MPH and ASSF, intermediate in MSSF and low in ISSF. The seasonal differences in the root biomass produced occurred mainly in the SUs MPH and MSSF, with higher values in the June collection. The modifications in $\delta^{13}C$ occurred up to the depth of 60 cm. In MPH of 0-10 cm layer, 67% of the total stock of carbon in soil was derived from C4 vegetation. In subsequent layers, there was a reduction of the contribution of C4 and increase in the contribution of C3. ISSF showed in 0-10 cm a decrease of the contribution of C4 (33%), decreasing in depth. In MSSF and ASSF at 0-10 cm, the increase in the contribution of C3 was significant (97% and 100% in MSSF in ASSF), with minor changes in depth. In the edaphic macrofauna, Isoptera, Formicidae and Oligochaeta prevailed in ISSF, MSSF and ASSF and Formicidae and Oligochaeta in MPH. There were no significant differences in density of the edaphic macrofauna between SUs. The highest Shannon, Pielou, total and average richness indexes were found in the ASSF. The total richness showed a gradual increase of MPH towards the succession advancement. It was found a greatest number of individuals in the soil than in the litter, with ASSF presenting the best vertical distribution. The analysis of main component (AMC) shows that it is possible to distinguish SUs by their differences in the composition of the edaphic macrofauna community.

Keywords: Successional stadiums of the Atlantic Forest. Handled pasture. Intake and decomposition of litter. Root biomass. Carbon origin. Soil macrofauna.

1 INTRODUÇÃO

Em ecossistemas de florestas e pastagens tropicais, principalmente naqueles sobre solos de baixa fertilidade natural, os aportes e transformações da matéria orgânica são fundamentais para manutenção ou melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e, conseqüentemente, da produtividade primária desses sistemas.

A produção e decomposição da serapilheira são o principal meio de aporte de matéria orgânica e transferência de nutrientes para o subsistema solo/planta. Nesses ecossistemas florestais, assim como nos agroecossistemas de pastagens tropicais a produção de raízes finas também contribui, entre outros benefícios, nas adições de matéria orgânica ao solo.

A identificação da origem do carbono estocado no solo, através de sua avaliação isotópica, que tem por base a abundância natural de ^{13}C , também tem sido considerada de grande importância no estudo da integridade dos ecossistemas. Isso é possível por sua capacidade de caracterizar a dinâmica desse componente do solo, fornecendo assim registros da ocorrência de espécies de plantas do ciclo fotossintético C_3 e/ou C_4 nas comunidades de plantas no passado.

A macrofauna edáfica, devido à sua grande sensibilidade às interferências no ambiente, tem sido considerada importante indicador da conservação e melhoria das propriedades do solo.

Portanto, a compreensão dos processos envolvidos na dinâmica da matéria orgânica do solo sob os ecossistemas alvos desse estudo, pode ser considerada uma forma valiosa para conhecimento do estágio de integridade das paisagens que eles constituem e para formulação de propostas de ocupação e uso sustentáveis das terras da região em estudo.

Os objetivos dos estudos realizados nesse capítulo foram avaliar os aportes, a origem e as transformações da matéria orgânica, os teores e estoques de nutrientes na fitomassa de áreas sob fragmentos florestais em diferentes estágios sucessionais e em uma área de pastagem mista manejada, sistemas esses representativos da paisagem na região do Médio Vale do Paraíba do Sul.

As avaliações se deram por meio de medidas do depósito e decomposição de serapilheira, produção de biomassa das raízes finas, origem do carbono (^{13}C), teor de macronutrientes (N, P e K) de serapilheira, componentes superiores da vegetação da pastagem e raízes finas e atividade da macrofauna edáfica.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Depósito e Decomposição de Serapilheira Florestal e Biomassa de Compartimentos Superiores da Pastagem

2.1.1 Serapilheira florestal e sua decomposição

A serapilheira florestal é constituída por materiais vegetais depositados na superfície do solo, tais como folhas, cascas, ramos, material reprodutivo, flores, inflorescências, frutos, sementes e fragmentos vegetais não identificáveis (Cianciaruso et al., 2006). A serapilheira pode ser definida como todo tipo de material biogênico em vários estádios de decomposição, material esse que representa uma fonte potencial de energia para as espécies consumidoras (Brun et al., 2001).

Em ecossistemas florestais, a produção e decomposição da serapilheira constituem o principal meio de aporte de matéria orgânica e transferência de nutrientes, sendo assim processos fundamentais do ciclo biogeoquímico nesses sistemas (Konig et al., 2002; Arato et al., 2003; Schumacher et al., 2004; Barlow et al., 2007; Pandey et al., 2007)

São muitos os fatores bióticos e abióticos que influenciam na deposição e transformação da serapilheira. Destacam-se entre esses: tipo de vegetação, seu estágio sucessional, característica de deciduidade e herbivoria a que está submetida, latitude, altitude, relevo, temperatura, precipitação, disponibilidade de luz, fotoperíodo, evapotranspiração, disponibilidade hídrica, fertilidade do solo, entre outros (Brun et al., 2001; Vital et al., 2004; Castanho, 2005; Fernandes et al., 2006). A deposição e decomposição são fundamentais para a manutenção da fertilidade do solo e importantes fatores limitantes no estabelecimento e desenvolvimento de ecossistemas florestais (Silver & Miya, 2001).

O conhecimento dos processos relacionados à deposição e transformação da serapilheira tem sido considerado um valioso instrumento para estudos de diagnóstico ambiental e da intensidade dos impactos naturais ou antrópicos, permitindo a comparação entre diferentes sistemas por meio de parâmetros quantitativos de seu funcionamento (Cianciaruso et al., 2006).

2.1.2 Biomassa dos compartimentos superiores da pastagem

Apesar da escassez de estudos sobre o aporte de matéria orgânica ao solo por meio do depósito da parte aérea de pastagens, a importância da avaliação desse compartimento deve ser reconhecida, principalmente quando nele se inclui rizomas e raízes a eles aderidas.

Sabe-se que em gramíneas tropicais, grande parte dos fotoassimilados é alocada para formação de raízes e rizomas (Urquiaga et al., 1998), o que resulta em maior acúmulo de biomassa e nutrientes nestes compartimentos em relação aos acumulados na parte aérea (folhas e colmo) (Grise, 2005). Embora haja essa diferença de biomassa formada entre os diferentes compartimentos das gramíneas, a queda e depósito de folhas e outras partes aéreas das plantas dessa família também podem ser considerados como importantes fontes de matéria orgânica e nutrientes em pastagens e, somados aos resíduos de origem animal, podem atuar para o bom funcionamento do sistema (Santos et al., 2007).

A mais elevada relação C/N da biomassa vegetal das espécies que compõe a família das gramíneas tropicais implica em maior permanência dos resíduos no solo, favorecendo o estabelecimento da cobertura e os estoques de matéria orgânica do solo (Menezes & Leandro 2004). Dessa forma, num sistema extensivo de pastagem, a biomassa da parte aérea de gramíneas pode ser considerada de maneira direta (via depósito de material morto superficialmente) ou indireta (via excreções animais), importante componente no aporte de matéria orgânica do solo e conseqüentemente na manutenção ou melhoria de sua qualidade.

2.2 Biomassa de Raízes Finas

A biomassa subterrânea de uma vegetação compreende todos os órgãos vivos localizados abaixo da linha do solo, tendo como função fixar a vegetação, captar e transferir recursos como água e nutrientes, além de estocar reservas (Aduan et al., 2003).

O desenvolvimento, distribuição e conseqüente produção de biomassa vegetal subterrânea do solo são resultantes da interação do genótipo da espécie com uma série de processos complexos e dinâmicos que incluem o ambiente como um todo, o solo e a planta. Entre os fatores inerentes ao solo, pode-se destacar a fertilidade, textura, densidade do solo, disponibilidade de oxigênio e água, temperatura dentre outros (Cairns et al., 1997; Gonçalves & Mello, 2000; Witschoreck et al., 2003; Hao et al., 2005). Em ecossistemas florestais essa biomassa subterrânea pode variar também com a idade e o estágio sucessional da vegetação ou com o grupo funcional a que pertencem às espécies que o compõe (Cairns et al., 1997).

A distribuição e a densidade de raízes dependem do tipo do sistema radicular, variando no decorrer do ano, com sua propagação ocorrendo principalmente no período chuvoso e sua morte e diminuição, ao final do período de crescimento (Larcher, 2000).

O estudo da distribuição e biomassa radicular oferece uma boa contribuição para o entendimento do papel do sistema radicular, de sua estrutura e funções no nível de ecossistemas (Hao et al., 2005). O entendimento das relações entre recursos disponíveis no solo e a dinâmica das raízes finas é essencial para compreensão de questões fundamentais da ecologia terrestre (West et al., 2004). Esses autores destacam que a importância das raízes finas vai além de suas funções primárias de absorção de água e nutrientes, pois sua rápida renovação contribui de forma marcante nas adições de matéria orgânica ao solo, tendo importante função reguladora dos ciclos de carbono e nitrogênio. O crescimento de raízes finas pode representar até 50 % da produtividade primária líquida, sendo uma das principais vias pela qual o carbono é adicionado ao solo (Vogt, 1991), o que as tornam de particular importância no ciclo global do carbono (Janssens et al., 2002).

Estudos sobre o sistema radicular devem ser feitos a partir da avaliação das características das raízes, como massa, comprimento e área, no tempo e no espaço, em conjunto com os fatores que influenciam a distribuição do sistema radicular, como densidade e porosidade do solo, água e ar disponíveis, nutrientes e pH, entre outros (Bohm, 1979 apud Fante Jr. et al, 1999).

Nos ecossistemas florestais naturais ou implantados o retorno da matéria orgânica ao solo e a ciclagem de nutrientes se dão, principalmente, pela deposição da biomassa da parte aérea, no entanto, são também importantes as contribuições da biomassa radicular na dinâmica da matéria orgânica e de nutrientes nesses sistemas.

Nos ecossistemas de pastagem tropical, com predomínio de gramíneas, tem-se destacado a importante contribuição dos componentes subterrâneos no aporte de matéria orgânica ao solo (Trujillo et al., 2006; Dubeux Jr. et al., 2004).

Em uma avaliação de produção de matéria seca em diferentes compartimentos da vegetação (folhas, colmos, raízes + rizoma, liter, fezes e urina bovina) de uma pastagem de *Paspalum notatum*, Dubeux Jr. et al. (2004) estimaram que a contribuição do compartimento raízes + rizoma foi de 25,4 %. Os mesmos autores apresentaram dados de Kanno et al. (1999) em que as raízes representaram 53 a 76 % de biomassa total em diferentes sistemas constituídos de cinco gramíneas tropicais (*Brachiaria decumbes* cv. Basilisk, *Brachiaria brisantha* cv. Marandu, *Panicum maximum* cv. Tanzânia e *Andropogon gayanus* cv. Baeti).

Brasil (2005) destaca que, devido a freqüente ausência de adubação de manutenção na maioria das áreas destinadas a pastagens, as principais vias de entrada de nutrientes nesses sistemas são por ciclagens resultantes da decomposição da serapilheira e raízes senescentes, principalmente das raízes finas, além das associações entre as raízes das forrageiras com microorganismos (bactérias fixadoras de N₂ e associações micorrízicas).

2.3 Origem do Carbono do Solo

Nos ecossistemas naturais o carbono orgânico estocado no solo tem como principal origem resíduos da vegetação nativa, enquanto nos sistemas agrícolas a maior parte origina-se de pelo menos duas fontes: remanescente dos resíduos da vegetação nativa e a introduzida via deposição de resíduos de plantas cultivadas (Bernoux et al., 1999; Melo et al., 2003).

Avaliações isotópicas do carbono orgânico, baseadas na abundância natural de ^{13}C , possibilitam a identificação da origem do carbono estocado no solo, permitindo caracterizar a dinâmica do carbono “nativo” e “novo” desse solo (Cerri, 1989; Linch et al., 2006). Essas avaliações isotópicas baseiam-se na razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do carbono orgânico do solo, que contém informações referentes à presença ou ausência de espécies de plantas dos ciclos fotossintéticos C_3 (baixa $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e C_4 (alta $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) em determinado ecossistema (Pessenda et al., 1998). Esse comportamento permite a quantificação das taxas de perdas do carbono derivado da vegetação original e a simultânea acumulação do novo carbono derivado da vegetação atual (Liao et al., 2006).

A composição isotópica do carbono (^{13}C e ^{12}C) da matéria orgânica do solo pode fornecer registros da ocorrência de espécies de plantas C_3 e/ou C_4 nas comunidades de plantas no passado, porque esses valores isotópicos não apresentam modificações com o tempo que possam causar sobreposição nos valores dos ciclos fotossintéticos (Vidotto et al., 2007).

As razões dos isótopos do carbono são expressas em mil (‰), empregando-se a notação delta (δ) e a seguinte equação para seu cálculo:

$$\delta^{13}\text{C} = 10^3 \times (R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}) \backslash R_{\text{padrão}}$$

onde: R_{amostra} é a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e $R_{\text{padrão}}$ a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do padrão.

Os valores isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$) variam entre -20 a -32‰ nas plantas do ciclo fotossintético C_3 e entre -9 a -17‰ nas de ciclo C_4 , com médias de -27 ‰ para plantas C_3 e -13 ‰ para plantas C_4 (Vidotto et al., 2007).

As medidas isotópicas do carbono orgânico do solo têm sido utilizadas para documentar efeitos de práticas do uso da terra sobre a estrutura do ecossistema, para quantificar taxas e modelos de dinâmica de vegetação em ecossistemas naturais, e para refinar o entendimento das interações entre vegetação e clima (Pessenda et al., 1998).

Nos estudos da dinâmica do carbono do solo em áreas de transição de floresta para pastagem ou o inverso, tem-se utilizado o fato de que a maioria das plantas das florestas tropicais possui um ciclo fotossintético do tipo C_3 e as gramíneas de regiões tropicais um ciclo do tipo C_4 . Isso é possível por ser a matéria orgânica do solo derivada da sua cobertura vegetal e por ser seu $\delta^{13}\text{C}$ aproximadamente igual ao da vegetação que a originou. Assim, com a retirada da floresta e a utilização da terra para a implantação de sistemas pastoris com predomínio de gramíneas, os resíduos dessas são incorporados ao solo, modificando a relação isotópica inicial (Bernoux et al., 1999). Essa modificação permite o uso da diferença entre as razões isotópicas para quantificar as perdas de matéria orgânica da vegetação original (da floresta) e simultâneos ganhos do C derivado da pastagem implantada (Liao et al., 2003).

2.4 Fauna do Solo

2.4.1 Conceituação e classificação

A fauna do solo consiste de um grupo diverso de organismos que variam em 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 animais invertebrados 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 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 serapilheira 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)”. Assad (1997).

A autora destaca ainda, 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 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).

2.4.2 Fauna do solo em agroecossistemas

O sistema solo-serapilheira é o habitat natural para grande variedade de organismos, microrganismos e animais invertebrados, que nele exercem inúmeras funções (Moço et al., 2005). A fauna edáfica tem importante papel na sustentabilidade do sistema, através dos seus efeitos nos processos do solo e devido à sua grande sensibilidade às interferências no ambiente (Cordeiro et al., 2004). Para Barros (1997) o sistema biológico de regulação, operado pelos macrorganismos do solo (raízes vivas e macroinvertebrados), tem 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 serapilheira 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; Correia & Andrade, 1999).

Dias et al. (2007) destacam a influência da cobertura do solo sobre a macrofauna edáfica, podendo interferir até mesmo nos grupos taxonômicos que podem colonizar o solo (Barros et al. 2003) e determinar as funções que esta fauna vai exercer nos processos físicos, químicos e biológicos 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). A

mesma autora afirma que 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, afirma que a retirada de serapilheira 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.

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 (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.

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 serapilheira elimina a fonte de alimento e desorganiza o habitat.

Para Benito (2004) a macrofauna mostra-se sensível às modificações geradas pela criação de agroecossistemas, ocorrendo, num primeiro momento, com a eliminação de vários indivíduos, seja pela retirada das plantas nativas, revolvimento do solo ou queima da vegetação. Os mesmos autores afirmam que o efeito da ação antrópica sobre a macrofauna depende do ecossistema original, bem como do sistema agrícola e do manejo a serem adotados. Exemplificam, comparando pastagens estabelecidas sobre florestas tropicais, que apresentaram um decréscimo na riqueza de espécies de minhocas e favoreceram espécies endêmicas; com savanas tropicais substituídas por pastagens, onde o distúrbio provocado não alterou o número inicial de espécies, sendo conservada a diversidade em pastagens puras ou consorciadas com leguminosas. Afirmam ainda que pastagens cultivadas podem não ter efeito devastador sobre a fauna do solo, podendo favorecer o aumento da biomassa e da população de alguns grupos, especialmente minhocas; em contrapartida, a densidade populacional e a riqueza taxonômica normalmente decrescem (Lavelle & Pashanasi, 1989 *apud* Pasini & Benito 2004).

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). 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 (Correia, 1997).

2.5 Teores e Estoques de Macronutrientes na Fitomassa Florestal

Em ecossistemas florestais a ciclagem de nutrientes envolve o processo de transferência dos minerais acumulados na biomassa vegetal para o solo, o que se dá principalmente através da queda de resíduos da parte aérea, formando a serapilheira que, com sua decomposição, possibilita a posterior liberação dos nutrientes que serão reabsorvidos pelas plantas e por outros organismos do sistema (Toledo et al., 2004)

As raízes também influenciam na ciclagem de nutrientes. A renovação freqüentemente alta de raízes finas, com grande parte da utilização dos fotoassimilados se concentrando na

formação destas, faz com que em algumas espécies florestais a ciclagem de N por raízes possa ter a mesma magnitude, ou até maior, do que a da serapilheira (Rytter, 2001).

Para Sundarapandian & Swamy (1999) a manutenção do “*pool*” orgânico em ecossistemas florestais tropicais é alcançada pela alta e rápida circulação de nutrientes através da queda e decomposição da serapilheira, sendo que o fluxo dessa serapilheira na floresta funciona como um sistema que controla a entrada e saída de nutrientes, o que é essencial às florestas tropicais que, na sua maioria, apresenta solos com baixa disponibilidade de nutrientes, onde o desenvolvimento da vegetação é muito dependente da ciclagem de nutrientes contidos nos detritos vegetais.

Um sistema florestal em suas condições naturais tem como principais fatores interferindo na ciclagem de nutrientes, o clima, a composição das espécies vegetais, o estágio sucessional da floresta e a fertilidade do solo (Vitousek & Sanford, 1986). Qualquer intervenção nesse dinâmico e eficiente sistema de ciclagem de nutrientes pode modificar a sincronia entre a disponibilidade de nutrientes advindos da decomposição dos resíduos vegetais e a demanda nutricional das plantas, gerando, na maioria das vezes, perdas de nutrientes do solo (Myers et al., 1994), com prejuízos à sua fertilidade e, conseqüentemente, a sustentação do ecossistema como um todo (Andrade et al., 1999).

Como a ciclagem que ocorre em sistemas florestais é biologicamente regulada, com intensa reciclagem de matéria orgânica, é normal que a ciclagem de carbono e nutrientes seja fortemente alterada pelas intervenções a que a floresta seja submetida, tendo sua intensidade controlada por uma maior ou menor alteração da cobertura e da biomassa vegetal (Luizão, 2007).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Depósito, Correlação com Variáveis Climáticas e Decomposição de Serapilheira e Biomassa de Compartimentos Superiores da Pastagem

2.1.1 Material formador de serapilheira (MFS)

Para interceptação do material formador da serrapilheira (MFS) foi utilizado o método descrito por Toledo (2003). Dentro dos limites da parcela única já demarcada nas unidades de estudo sob a vegetação florestal foram instalados 10 coletores cônicos com área de 0,21 m² (perímetro igual a 1,62 m) construídos com tubo de 3/4", em material plástico de polietileno, com fundo de tela de 1 mm (Figuras 12).

A instalação dos coletores se deu em 1º de abril de 2006, sendo as coletas realizadas mensalmente até o que fosse transcorrido um ano, quando foi feita a última coleta (1º de maio de 2007). Após cada coleta, a serapilheira foi submetida à secagem em estufa de circulação forçada de ar a 70 °C, até peso constante, e feita a triagem das frações folhas, ramos, material reprodutivo (flores e frutos) e outros. Após a secagem o material foi pesado em balança de precisão para a avaliação da contribuição de cada uma das frações e da serapilheira total.



Figura 11. Coletor cônico para material formador da serapilheira

A quantidade da serapilheira produzida foi estimada com a seguinte expressão, proposta por Lopes et al. (2002):

$$PS = (\Sigma PM \times 10.000) / Ac$$

Em que: PS = Produção de serapilheira (kg ha⁻¹ ano⁻¹); PM = Produção mensal de serapilheira (kg ha⁻¹ mês⁻¹); Ac = Área do coletor (m²).

A cada coleta o material foi seco em estufa, pesado, homogeneizado, triturado e submetido à digestão sulfúrica (Tedesco et al., 1995). No extrato obtido foram determinados os teores dos nutrientes: N, P e K. O conteúdo dos nutrientes depositado foi determinado pela multiplicação dos teores pela quantidade de material aportado.

2.1.2 Correlação do depósito de serapilheira total com variáveis climáticas

A avaliação da relação entre o depósito total anual de serapilheira e as variáveis climáticas foi realizada através da análise de correlação de PEARSON e do teste F de significância por meio do programa estatístico disponível na planilha Excel (versão 2003).

Os dados meteorológicos utilizados nesse estudo (temperaturas máximas, mínimas e médias, precipitação, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos) (Anexos) foram obtidos na Estação Meteorológica do Colégio Agrícola Nilo Peçanha da UFF, em Pinheiral-RJ.

2.1.3 Taxa de decomposição do material formador da serapilheira (MFS)

Para a avaliação da taxa de decomposição do MFS, foram utilizadas amostras de material foliar, que predominou na composição da serapilheira, depositado nos coletores cônicos acima descritos. Deste material, após a secagem ao ar foram retirados 10 gramas que foram acondicionados em sacos de polivinil (“litter bags”) (Anderson & Ingram, 1989) com malha de 4 mm, área de 25 x 25 cm e 1,5 cm de altura (Figura 13).



Figura 12. “Litter bag” (seta) para avaliação de decomposição da serapilheira.

Os “litter bags” foram instalados em 1º de outubro de 2006, início do período quente e chuvoso na região, com as coletas realizadas em intervalos regulares de 30, 60, 90 e 120 dias. A quantificação da taxa de decomposição foi feita através de medidas de perda de massa, calculando-se a diferença entre as quantidades iniciais do material original contido no “litter bag” (tempo zero) e as que permaneceram no período de cada coleta. De posse desses valores, ao longo do período de estudo, foi estimada a constante de decomposição k , conforme Thomas & Asakawa (1993), através do seguinte modelo exponencial:

$$X_t = X_0 \cdot e^{-kt},$$

Onde X_t é o peso do material remanescente após t dias e X_0 o peso do material seco originalmente colocado nos sacos no tempo zero ($t=0$). O coeficiente desse modelo exponencial, bem como as curvas que caracterizam a perda de peso (decomposição) de cada resíduo foram produzidas com o auxílio do programa SIGMAPLOT 8.0. O tempo de meia-vida ($t^{1/2}$) desse resíduo foi calculado conforme Rezende et al. (1999) por meio da equação:

$$t^{1/2} = \ln(2) / k$$

Onde k é a constante de decomposição estimada pelo programa SIGMAPLOT.

Da mesma forma do que o relatado para o MFS, a cada coleta o material obtido nos “litter bags” foi avaliado quanto aos seus conteúdos dos nutrientes N, P e K.

2.1.4 Biomassa de componentes superiores da vegetação formadora da pastagem

Foram considerados como componentes superiores da vegetação da pastagem folhas, colmos, rizomas e raízes aderidas aos rizomas. Procurou-se com isso contemplar de forma simples e ágil toda a fitomassa das espécies de gramíneas que constitui a unidade de estudo PMM, já que a biomassa radicular foi também quantificada por outro método, como será apresentado no item subsequente. Portanto, o propósito da avaliação desses componentes da fitomassa da pastagem foi não limitar tal medida apenas à biomassa radicular e, embora seja reconhecida a diferente dinâmica da biomassa aérea de sistemas de pastagem comparada a de áreas sob as florestas avaliadas, estimar a contribuição dessa na dinâmica da matéria orgânica e nutrientes do solo sob esse sistema, sem a intenção de compara-la com a biomassa do material formador da serapilheira avaliado nas UEs sob vegetação florestal

Para avaliação da biomassa dos componentes superiores da vegetação formadora da pastagem (folhas, rizomas e raízes aderidas) foram realizadas coletas em dois períodos do ano: seco (junho de 2007) e chuvoso (dezembro de 2007). A amostragem foi realizada em dez pontos aleatórios, que constituíram as repetições, distribuídos dentro da parcela única de 20 x 20 m. Para coleta, em cada um dos pontos, foi marcado com uma trena um quadrado de 1 m (Figura 14 A), dentro do qual se raspou superficialmente, com a utilização de uma enxada com bom corte, o material que constitui o compartimento superior da vegetação que compõe a pastagem (Figura 14 B). Após a coleta o material foi embalado e levado ao laboratório onde foi submetido à limpeza a seco, que eliminou o máximo possível de terra aderida. Na sequência o material vegetal foi seco em estufa de circulação forçada de ar a 70 °C até atingir peso constante. Após a secagem o material foi pesado em balança de precisão para a quantificação da biomassa da parte superior da vegetação presente.

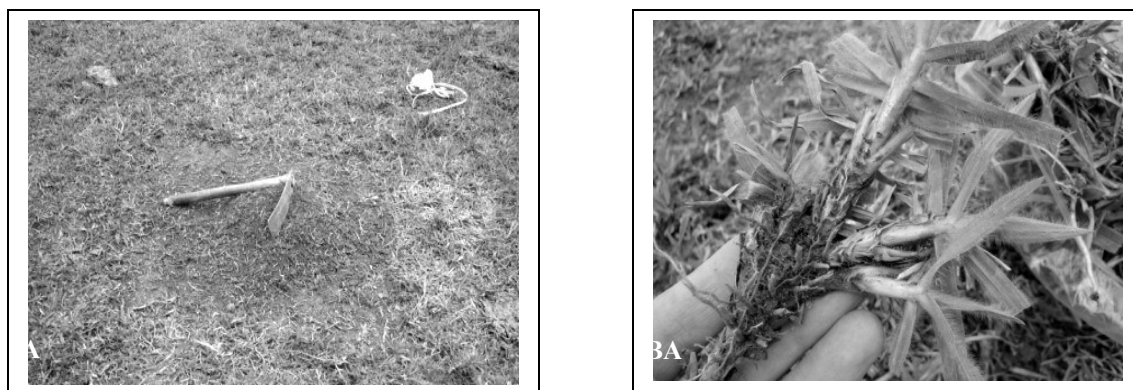


Figura 13. A- Ponto de coleta e B- Material formador do compartimento superior da pastagem.

2.2 Biomassa de Raízes Finas

Para avaliação da biomassa de raízes finas (< que 2 mm) foram realizadas coletas em dois períodos do ano: chuvoso (dezembro de 2006) e seco (junho de 2007). Utilizou-se para amostragem uma adaptação do método do monólito (Brasil, 2005) (Figura 14). Em cada uma das áreas que constituíram as UEs foram escavadas manualmente cinco trincheiras, com dimensão inicial de 1,0 m de profundidade e 0,80 m de largura. Em duas paredes de cada trincheira, devidamente aplainada, foram coletadas amostras nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, constituindo assim dez repetições por profundidade por área.

No procedimento da coleta, o monólito metálico foi posicionado na parede nivelada e golpeado com uma marreta de 2 kg. até atingir a profundidade desejada (Figura 15 A). Em seguida, com uma faca de campo, cortaram-se nos limites do monólito para sua retirada do solo (Figura 15 B). Para retirar a amostra do interior do monólito, com a mesma faca de campo, raspou-se o excesso externo de solo (Figura 15 C) e acondicionou-se a amostra em embalagem plástica (Figura 15 D).

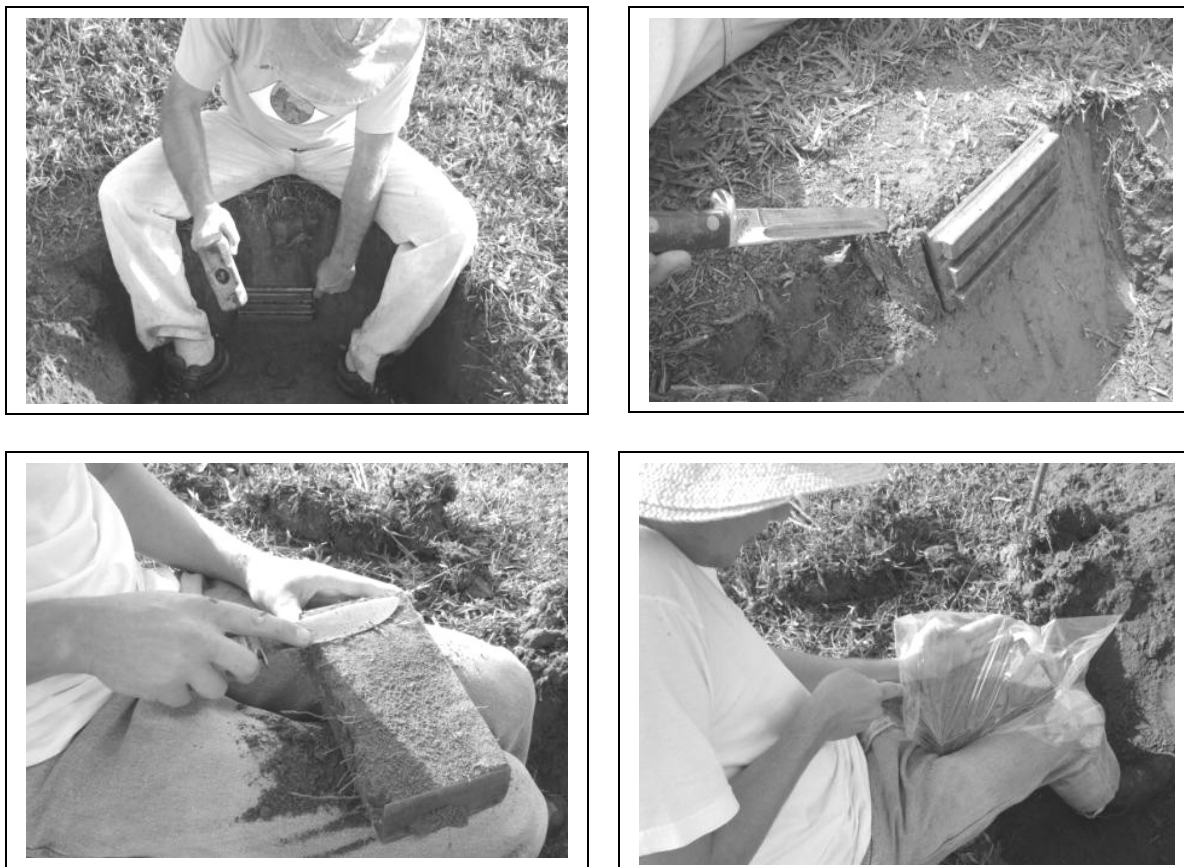


Figura 14. Coleta de solo para avaliação de biomassa radicular pelo método do monólito.

Ao término da primeira coleta as trincheiras foram preenchidas com a terra removida na sua abertura. Na segunda coleta efetuou-se a abertura das mesmas trincheiras, que tiveram paredes a serem utilizadas, escarificadas a uma espessura de aproximadamente 0,5 m, visando à remoção do solo exposto na coleta anterior, eliminando assim raízes eventualmente mortas por corte ou por dessecação. Após a coleta, o solo no monólito foi submetido a uma lavagem manual para separar as raízes, em uma adaptação da técnica de decantação/flotação proposta por Schuurman & Goedewaagen (1971) apresentada por Brasil (2005).

As raízes finas lavadas e recuperadas nesse processo foram secas em estufa de circulação de ar a 70 °C, até peso constante e, posteriormente, pesadas em balança analítica com 0,01 g de precisão. Os dados de biomassa radicular, inicialmente obtidos em gramas de raízes contidas em um decímetro cúbico de solo (g dm^{-3}), foram convertidos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}) por meio das correspondências de massa e volume entre essas unidades.

2.3 Origem do Carbono (^{13}C)

Amostras de solo coletadas em parcelas de cada uma das UEs, em intervalos regulares de 10 cm até 100 cm de profundidade, foram enviadas para o Laboratório de Isótopos

Estáveis do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), onde a abundância natural de ^{13}C foi analisada.

Os resultados da média de três repetições foram expressos pela unidade relativa “ δ ”, determinada em relação ao padrão internacional PDB (rocha calcária da formação Pee Dee) (Craig, 1957) de acordo com a seguinte equação:

$$\delta^{13}\text{C}\text{‰} = 10^3 \times (R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}) \backslash R_{\text{padrão}}$$

onde: R_{amostra} é a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e $R_{\text{padrão}}$ a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do padrão.

A contribuição do carbono remanescente da floresta (C_3) e o introduzido pela pastagem (C_4) em cada uma das UEs, foi calculada de acordo com Balesdent et al. (1987), utilizando as seguintes equações:

$$\begin{aligned} \text{C}_4 (\%) &= (\delta_{13}\text{C}_{\text{ue}} - \delta_{13}\text{C}_{\text{fsea}} / (\delta_{13}\text{C}_{\text{gram}} - \delta_{13}\text{C}_{\text{fsea}}) \times 100 \\ \text{C}_3 (\%) &= 100 - \text{C}_4 (\%) \end{aligned}$$

onde: C_4 (%) é o carbono oriundo da pastagem e C_3 (%) o oriundo da floresta no solo da unidade de estudo a ser avaliada, $\delta_{13}\text{C}$ que representa os valores de $\delta_{13}\text{C}$ das amostras de solo da unidade de estudo a ser avaliada, $\delta_{13}\text{C}_{\text{fsea}}$ o $\delta_{13}\text{C}$ do solo da unidade de estudo floresta secundária estágio avançado (FSEA) e o $\delta_{13}\text{C}_{\text{gram}}$ o $\delta_{13}\text{C}$ do material vegetal de gramíneas coletado na área de pastagem (10,16‰).

2.4 Macrofauna do Solo

A macrofauna do solo foi avaliada em dois momentos climáticos distintos da região: período quente e chuvoso (dezembro de 2006) e frio e seco (julho de 2007). Foi avaliada a macrofauna da serrapilheira e da camada superficial (0-10 cm) interna do solo, pelo método recomendado pelo programa Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF), descrito por Anderson & Ingram (1993), com modificações. Este método consiste em delimitar uma área amostral com auxílio de uma sonda metálica de 25 x 25 cm de largura (Figura 16). Foram coletadas 10 amostras de serrapilheira e 10 amostras de terra a uma profundidade de 10 cm, abrindo-se mini-trincheiras de 20 cm casualizadas dentro de cada unidade de estudo (UE).

O material coletado (terra e serrapilheira) foi acondicionado em sacos plásticos, sendo em seguida submetido à separação da macrofauna nele contida, com a utilização de uma bandeja de onde a fauna vista a “olho nu” (macrofauna) foi coletada manualmente (Figura 16) e acondicionada em frascos identificados contendo álcool 70% para fixação.



Figura 15. Coleta de solo com sonda metálica para avaliação da macrofauna pelo método TSBF.

Os organismos separados e acondicionados nos recipientes foram levados para laboratório onde através de exame com o auxílio de lupa binocular e pinças foram separados e identificados (Figura 17) ao nível de grandes grupos taxonômicos, na maioria em ordens, de acordo com as descrições fornecidas por Costa (1988), CSIRO (1991) e Dindal (1990).

Posteriormente foram feitas comparações das comunidades da macrofauna das diferentes UEs mediante a utilização do índice de diversidade de Shannon ($H = - \sum p_i \cdot \log p_i$; onde $p_i = n_i/N$; n_i = densidade de cada grupo; N = somatório do número de indivíduos.m⁻²); da riqueza total (número de grupos nas diferentes amostras); da riqueza média (número médio de grupos presentes em unidade de estudo) e do índice de equabilidade de Pielou ($H \cdot \log S^{-1}$).

Foi também realizada análise de componentes principais (ACP) para os atributos da macrofauna edáfica nas diferentes UEs para os dois períodos avaliados (chuvoso e seco).



Figura 16. Separação manual da macrofauna do solo pelo método TSBF.

2.5 Teores e Estoques de Macronutrientes na Fitomassa

Os teores e estoques de macronutrientes na fitomassa foram avaliados na serapilheira das três UEs florestais, por meio de análises do material obtido mensalmente nos coletores cônicos, conforme descrito no item 2.1.1 deste capítulo. Da mesma forma, os teores e estoques de macronutrientes de raízes finas das quatro UEs foram obtidos das amostras do material coletado pelo método do monólito, conforme descrito no item 2.2 deste capítulo.

Para determinação do teor de macronutrientes (N, P e K) da serapilheira nas três UEs florestais, da biomassa radicular da cobertura vegetal das quatro UEs (FSEI, FSEM, FSEA e PMM) as amostras após secas em estufa por 72 horas foram trituradas em moinho tipo White e levadas a digestão por via úmida (digestão sulfúrica) de acordo com o preconizado por Tedesco et al. (1995).

Para obtenção dos estoques de nutrientes na fitomassa, os teores de nutrientes encontrados foram convertidos em peso referente à massa da amostra, tendo-se assim kg ha⁻¹ de nutriente estocado em cada um dos compartimentos avaliados.

2.6 Estatística

O conjunto de dados obtidos da análise de cada um dos parâmetros foi inicialmente testado quanto à normalidade da distribuição dos erros (teste de Lillifors / SAEG 5.0) e homogeneidade de suas variâncias (testes de Cochran e Bartlett / SAEG 5.0), verificando

assim o atendimento dos requisitos para o emprego da análise de variância (ANOVA) e estatística paramétrica.

Os dados de biomassa dos componentes superiores da pastagem, de macronutrientes da fitomassa e da macrofauna edáfica das quatro unidades de estudo atenderam os requisitos de normalidade e homogeneidade das variâncias.

Os resultados dos parâmetros material formador da serapilheira, biomassa radicular e origem do carbono (C_{13}) por não atenderem, inicialmente, os requisitos de normalidade e homogeneidade das variâncias foram submetidos a transformação logarítima, passando assim atender tais requisitos.

Como as investigações propostas no presente estudo não se enquadram num modelo de delineamento experimental clássico, utilizou-se para comparação dos valores médios de cada parâmetro entre os períodos e unidades de estudo, o teste T de Bonferroni a 5% de probabilidade com a utilização do programa estatístico Sisvar 4.6 (Ferreira, 2004).

Os dados de macrofauna do solo foram também submetidos à análise multivariada de componentes principais com o pacote estatístico Canoco 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Depósito e Decomposição de Serapilheira e Biomassa de Compartimentos Superiores da Pastagem

3.1.1 Material formador de serapilheira (MFS)

Na comparação entre os valores totais do MFS entre as UEs não foram observadas diferenças significativas (Tabela 8) entre as coberturas florestais, embora tenham sido obtidos os seguintes valores de aporte com a evolução do estágio sucessional: 6,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para Floresta Secundária Estádio Inicial (FSEI), 7,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para Floresta Secundária Estádio Médio (FSEM) e 11 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para Floresta Secundária Estádio Avançado (FSEA).

Comportamento semelhante foi encontrado por Werneck et al. (2001) em trechos de floresta estacional semidecidual estruturalmente distintos e com níveis de perturbação diferenciados em Ouro Preto-MG, com maior produção anual de serapilheira no trecho mais preservado da floresta (6,78 ± 0,65 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), seguida do trecho com perturbação intermediária (6,58 ± 0,49 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) e, por último, no trecho sucessionalmente mais jovem, com a menor produção (5,09 ± 0,58 Mg ha⁻¹ ano⁻¹).

Em estudo de fases sucessionais distintas de uma Floresta Estacional Semidecidual na Floresta Ombrófila Mista - classificadas como capoeirinha, capoeira, capoeirão e floresta secundária – no oeste do Paraná, Pezzatto & Wisniewski (2006) encontraram valores de serapilheira depositada próximos dos encontrados nesse estudo, que também aumentaram conforme o avanço dos estádios de sucessão vegetal da capoeirinha até a floresta secundária (9,59; 10,07; 10,37 e 11,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹). O mesmo foi verificado por Barbosa & Faria (2006), com maior produção de serapilheira no estágio sucessional mais avançado (40 anos de formação e 6,9 ± 1,1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), comparado ao intermediário (20 anos, e 5,5 ± 0,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) de floresta na Reserva Biológica de Poço das Antas (REBIO), em Silva Jardim - RJ.

Resultados semelhantes também foram obtidos por Brun et al (2001), avaliando a produção de serapilheira de fases sucessionais de um fragmento de floresta estacional decidual no município de Santa Tereza –RS, onde encontraram valores de produção de serapilheira crescentes no sentido capoeirão (0,560 Mg ha⁻¹ mês⁻¹), floresta secundária (0,640 Mg ha⁻¹ mês⁻¹) e floresta madura (0,900 Mg ha⁻¹ mês⁻¹).

Dados da produção de serapilheira em florestas tropicais obtidos por autores de diferentes partes do mundo, apresentados por Sundarapandian & Swamy (1999), demonstram que os valores aportados oscilam entre 2,4 e 14,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Para as áreas de florestas semidecíduas brasileiras os valores de produção de serapilheira variaram entre 7,0 a 8,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Borém & Ramos (2002) apresentaram dados mundiais, inclusive brasileiros, de estoque de serapilheira em floresta tropical entre 2,1 e 38,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Dentro desses limites, porém distantes dos limites superior e inferior, estudos em florestas estacionais semidecíduas no estado de São Paulo apresentados por Moreira & Silva (2004) mostraram uma variação de 7,6 a 14,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Pires et al. (2006) apresentaram valores para floresta atlântica de 4,5 a 9,1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Através da análise destes trabalhos constata-se grande magnitude de variação no aporte de serapilheira em ecossistemas florestais.

Na sub-bacia do ribeirão Cachimbal em Pinheiral-RJ, em áreas próximas as do presente trabalho, Toledo & Pereira (2004) encontraram valores anuais de 10,72 e 10,94 Mg ha⁻¹ de material formador da serapilheira (MFS) aportado a um solo sob uma floresta semidecidual em estágio avançado nos anos de 2000 e 2001 respectivamente. Em Araras- SP, também em floresta estacional semidecidual, Diniz & Pagano (1997) encontraram valores ligeiramente superiores, com aporte de serapilheira total de 11,59 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 8. Valores médios mensais ⁽¹⁾ e respectivos erros padrão⁽²⁾ da produção total do material formador da serapilheira (Mg ha⁻¹) nas diferentes UEs ⁽³⁾

MESES	UNIDADES DE ESTUDO (UEs)		
	FSEI	FSEM	FSEA
Maio	0,679 (0,116) aA	0,517 (0,072) aBC	0,377 (0,073) aCD
Junho	0,643 (0,031) aA	0,591 (0,100) aBC	0,349 (0,030)aCD
Julho	0,804 (0,191) aA	0,664 (0,128) aABC	0,675 (0,088) aBCD
Agosto	0,793 (0,126) bA	0,968 (0,087) bAB	1,812 (0,088) aA
Setembro	0,592 (0,076) bA	0,544 (0,073) bBC	1,403 (0,090) aABC
Outubro	0,300 (0,066) bA	0,442 (0,115) bC	1,185 (0,106) aABC
Novembro	0,456 (0,081) bA	1,085 (0,178) abA	1,665 (0,260)aAB
Dezembro	0,354 (0,054) aA	0,576 (0,066) aBC	0,431 (0,071) aCD
Janeiro	0,409 (0,091) bA	0,547 (0,093) bB	1,866 (0,674) aA
Fevereiro	0,660 (0,097) aA	0,482 (0,046) aC	0,491 (0,109) aCD
Março	0,436 (0,055) aA	0,642 (0,099) aABC	0,415 (0,047) aCD
Abril	0,457 (0,070) aA	0,391 (0,034) aC	0,305 (0,031) aD
Totais	6,584 a	7,450 a	10,97 a

¹ Médias de dez repetições. Valores com a mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%. ² Valores entre parêntese correspondem ao erro padrão. ³ Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado.

A variação temporal de deposição da serapilheira total e as correlações desta deposição com as variáveis climáticas do período avaliado neste estudo são apresentados nas Tabelas 8 e 9, respectivamente.

Quanto às variações temporais de deposição da serapilheira total (Tabela 8) observou-se que as UEs sob estádios mais jovens de sucessão florestal (floresta secundária estágio médio – FSEM e inicial – FSEI) não apresentaram, de modo geral, significativas variações no decorrer do ano, com apenas tendência de aumento do aporte nos meses de julho e agosto, final da estação seca e de temperaturas mais baixas na região. Esse comportamento, apesar dos baixos valores de correlação com a temperatura e a precipitação com a produção da serapilheira em FSEM e da correlação positiva com precipitação em ambas UEs (FSEI e FSEM) (Tabela 9), pode ser atribuído a uma provável menor influência das características sazonais sobre a produção de MFS nestas formações florestais; além da sua menor diversidade de espécies (padrão uniforme de senescência) e características fisiológicas das espécies pioneiras nelas dominantes (Tabela 3 Capítulo I), que apresentam além de uma queda mais intensa, principalmente de folhas, uma deposição mais uniforme ao longo do ano (Guariguata & Osterga, 2001; Pezzato & Wisniewski, 2006).

Na floresta secundária estágio avançado (FSEA), o aporte da serapilheira (Tabela 8) pode ser agrupados quantitativamente em dois períodos: o primeiro de dezembro a julho, com valores menores e significativos; e o segundo de agosto a novembro, com maiores valores aportados. Neste segundo período há uma exceção no mês de janeiro quando os altos valores encontrados se mostraram significativamente iguais aqueles dos meses do segundo período, exceção esta que pode ser atribuída à correlação positiva encontrada nesta unidade de estudo com a variável climática velocidade dos ventos (Tabela 9).

Concordando com os resultados do presente trabalho, alguns estudos mais recentes (Martins & Rodrigues, 1999; Werneck et al., 2001; Borém & Ramos, 2002, Dias et al., 2002; Arato et al., 2003; Vital et al., 2004; Pezzatto & Wisniewski, 2006) têm relatado um padrão de deposição de serapilheira em estádios mais avançados de sucessão de Floresta Estacional Semidecidual que mostram uma maior quantidade de material aportado no período que compreende o final da estação seca e início da chuvosa, assim como menores aportes no fim da estação chuvosa e início da seca, com destaque de modo geral para os maiores valores nos meses de agosto e setembro e os menores entre os meses de abril a junho.

Tabela 9. Coeficiente de correlação de Pearson para aporte total de serapilheira e variáveis climáticas no período estudado.

Ues	TMe (°C)	TMi (°C)	TMa (°C)	Ppt (mm)	Vv (ms ⁻¹)	UR (%)
FSEI	- 0,63 *	-0,75 *	0,38 *	0,61 *	-0,23 *	- 0,65 *
FSEM	-0,10 *	-0,14 *	NS	0,26 *	0,15 *	0,20 *
FSEA	NS	NS	0,13 *	0,42 *	0,44 *	- 0,11 *

Legenda: TMe- temperatura média; TMi- temperatura mínima; TMa- temperatura máxima; Ppt- precipitação; VV- velocidade dos ventos; UR- umidade relativa do ar; FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado e NS- não significativo e * correlações significativas a 1% de probabilidade de erro.

Pôde-se observar que a correlação entre o material aportado e as variáveis climáticas, apresentadas na Tabela 9, mostra comportamento diverso nas diferentes UEs. Em FSEI, podem-se destacar as correlações negativas com temperaturas médias, mínimas e com a umidade relativa do ar. Baixos valores de correlação com todas as variáveis climáticas foram verificados para FSEM, enquanto maiores valores de correlação com precipitação e velocidade dos ventos foram observados para a FSEA.

Apesar da correlação positiva do aporte de serapilheira em FSEA com a precipitação (Tabela 9), dentro deste comportamento sazonal, considerado típico dessas florestas estacionais, podem-se atribuir, neste trabalho, os maiores aportes no final da estação seca à ação de hormônios que em resposta a um sinal externo do estresse hídrico desencadeiam uma cascata de eventos fisiológicos que culminam com a queda das folhas (Dias et al., 2002), representando assim uma estratégia para o aumento da resistência desses sistemas florestais à baixa disponibilidade de água nesse período (Barbosa & Faria, 2006).

Quanto às altas produções de serapilheira em FSEA nos meses mais quentes e chuvosos, e mais distantes do término do período seco (outubro, novembro e janeiro), é provável, como já relatado por outros autores (Martins & Rodrigues, 1999; Pezzatto & Wisniewski, 2006), que a velocidade média dos ventos, correlacionada positivamente com a deposição de serapilheira (Tabela 9), tenha influenciado no aumento da queda, por ação mecânica, principalmente da fração foliar do MFS.

Outra justificativa para o aumento de produção da serapilheira, principalmente da fração ramos, nos estádios mais avançados de sucessão (FSEM e FSEA) no período quente e chuvoso estudado, pode ser as diferentes características estruturais de cada um dos três estádios sucessionais que constituem as unidades de estudo.

Estudando a relação entre a produção de serapilheira e a estrutura da vegetação em floresta mesófila semidecídua em diferentes estádios sucessionais em Ouro Preto (MG) Werneck et al. (2001), observaram comportamento semelhante ao verificado neste estudo, de maior aporte de serapilheira no final da estação seca e na área sob cobertura florestal em estágio mais avançado de desenvolvimento. Os autores consideraram que embora as paisagens florestais mais recentemente perturbadas tenham um maior número de espécies pioneiras (tipicamente mais decíduas), a maior produção de serapilheira nos estádios sucessionais mais avançados poderia estar relacionada à altura, diâmetro das árvores e proporção ocupada pelas copas, o que acarretaria uma maior produção de biomassa exposta à queda para formação da serapilheira.

Os valores percentuais totais da deposição das frações de serapilheira são apresentados na Figura 18. As porcentagens correspondentes às frações folhas e material reprodutivo tenderam a diminuir, enquanto as das frações ramos e outros aumentaram com o avançar dos estádios sucessionais.

Em florestas estacionais semidecíduais, Toledo et al. (2002) na sub-bacia do Ribeirão Cachimbal em Pinheiral-RJ, Pezzatto & Wisniewski (2006) no oeste do Paraná e Werneck et al. (2001) em Ouro Preto – MG, assim como Brun et al. (2001) em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul verificaram comportamento semelhante de deposição das frações de serapilheira, ao observado neste estudo.

As florestas em estádios sucessionais mais jovens produzem maior quantidade de serapilheira foliar do que da fração composta por tecidos mais lenhosos, já que nesses estádios iniciais a produção da biomassa é preferencialmente alocada para formação de tecidos foliares, ao contrário dos estádios avançados de sucessão onde é predominantemente alocada para formação de material lenhoso (Guariguata & Ostertag 2001). Assim, a predominância de determinada fração em distintos estádios sucessionais a tornará mais disponível à queda para a formação da serapilheira naquele estágio.

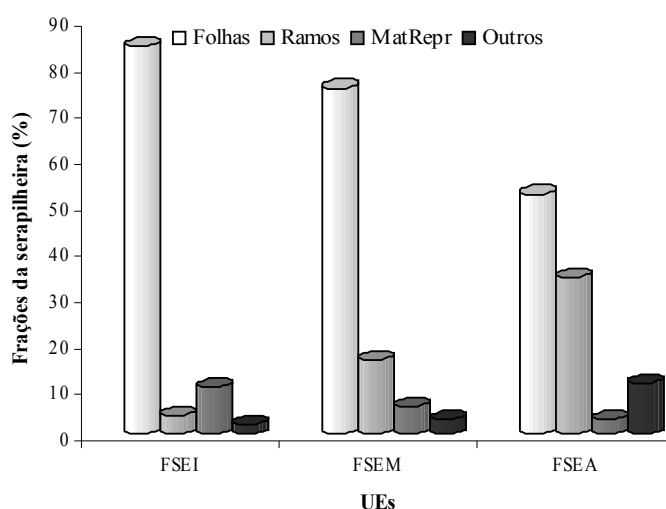


Figura 17. Valores percentuais da deposição total das frações do material formador da serapilheira (MFS) em cada unidade de estudo.

A dinâmica temporal da deposição das frações de serapilheira apresentada na Figura 19 mostra que as maiores variações ocorrem, de modo geral, em FSEA. Tal fato pode ser atribuído à maior diversidade florística e de grupos ecológicos (Pioneira, Secundária e Clímax) encontradas nessa formação florestal.

Nas três UEs, destacam-se os maiores depósitos da fração folha nos meses de julho e agosto e os menores de dezembro a abril, o que guarda coerência com os depósitos totais apresentados na Tabela 8, já que esta fração representa o maior quantitativo na constituição da serapilheira total (Werneck et al., 2001; Toledo, 2003)

Em FSEA as frações ramos e outros apresentaram, de forma similar, os maiores aportes nos meses de janeiro, agosto e dezembro. Apesar das baixas correlações entre o depósito dessa fração da serapilheira e a variável climática velocidade dos ventos (Tabela 9) em todo período estudado, os valores dessa variável (Anexo) nesses três meses estão entre os maiores observados, o que possivelmente poderá ter refletido no aumento da deposição.

A maior produção da fração material reprodutivo em FSEI nos meses de dezembro e fevereiro deve-se ao predomínio, nesta formação, de três espécies da família Melastomataceae (*Clidemia ursuolata*, *Miconia calvescens* e *Miconia cinnamomifolia*), responsáveis por uma intensa deposição de flores e frutos nesse período.

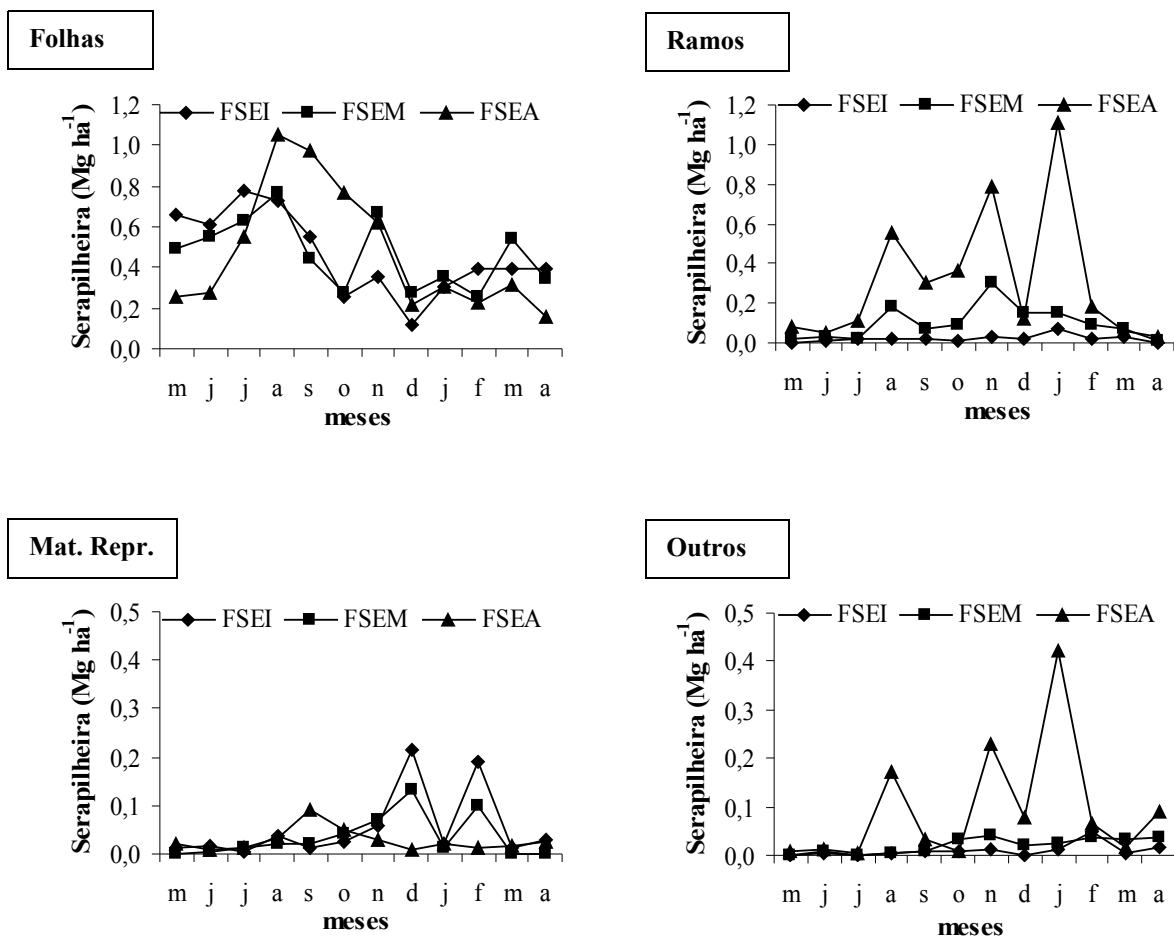


Figura 18. Médias mensais das frações de serapilheira (Mg ha^{-1}) nas diferentes UEs florestais

3.1.2 Decomposição do material formador de serapilheira (MFS)

Os valores da constante de decomposição (k) e do tempo de meia vida do material formador da serapilheira de cada uma das UEs encontram-se na Tabela 10, e as curvas de decomposição na Figura 20. Ao longo do período estudado a área de FSEM foi a que apresentou a menor constante k ($0,0038 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e conseqüente maior tempo de meia vida (182 dias), seguida por FSEI ($0,044 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 154 dias) e FSEA ($0,0064 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e 108 dias).

As diferenças observadas nas taxas de decomposição da camada de serapilheira sob cada uma das UEs - expressas pelas curvas de decomposição, valores da constante k e respectivos tempos de meia vida (Figura 20 e Tabela 10) mostram comportamento semelhante na decomposição sob as UEs FSEI e FSEM, ligeiramente mais rápida nos primeiros 30 dias em FSEM, sendo este comportamento invertido após esse período, quando FSEI apresentou uma diminuição maior na massa remanescente indicando um aumento na taxa de decomposição.

Tabela 10. Valores ⁽¹⁾de constante de decomposição (K) e tempo de meia vida ($t^{1/2}$) do material formador da serapilheira das diferentes UEs ⁽²⁾

UEs	Constante K (g g ⁻¹ .dia ⁻¹)	Meia vida (dias)	R ²
FSEI	0,0044	157	0,98
FSEM	0,0038	182	0,88
FSEA	0,0064	108	0,86

⁽¹⁾ Médias de três repetições (significativo a 1 %) ⁽²⁾ FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado.

De forma mais expressiva os menores valores de material remanescente e do tempo de meia vida, assim como o maior valor da constante k foram encontrados sob FSEA, principalmente a partir dos 60 dias e até o fim do período avaliado. Tal comportamento ocorre, provavelmente, em função do microclima sob esta formação vegetal mais densa e da natureza mais diversificada do substrato vegetal formador da serapilheira, ambos favorecendo a melhoria nos índices de macrofauna invertebrada apresentados no item 3.4 deste capítulo (Arato et al., 2003; Gama Rodrigues et al., 2003; Correia & Andrade, 1999) e, conseqüentemente, beneficiando o processo de decomposição da matéria orgânica.

Em FSEA, onde ocorreram as mais altas taxas de decomposição da serapilheira quando comparadas as duas outras UEs sob estádios mais jovens de sucessão (FSEI e FSEM), foi também constatado a maior diversidade de espécies florestais o que, possivelmente, influenciou positivamente na atividade da comunidade decompositora, com destaque para a macrofauna invertebrada edáfica avaliada neste estudo.

Resultados semelhantes foram encontrados por Toledo (2003) na mesma sub-bacia do ribeirão Cachimbal, alvo deste trabalho, quando avaliou a velocidade de decomposição da serapilheira em duas áreas sob floresta semidecíduais em dois diferentes estádios sucessionais (médio e avançado). O autor encontrou menores valores de material remanescente sob estágio médio, com 83 % do material remanescente aos 90 dias; enquanto na área sob estágio avançado a velocidade de decomposição foi um pouco mais acelerada, com 58 % do material remanescente aos 90 dias após a instalação dos litter bags.

Avaliando a decomposição da serapilheira em litter bags instalados no início do verão de 2003 e coletados aos 30, 60, 90 e 120 dias em áreas de floresta secundária, plantio de *Mimosa caesalpiniaefolia* (Sabiá) e plantio de *Carapa guianensis* (Andiroba) no município de Seropédica – RJ, Fernandes et al. (2006) encontraram para área sob floresta secundária uma decomposição mais lenta do que as verificadas neste trabalho, o que foi demonstrado por uma constante k de 0,0019 g g⁻¹ dia e tempo de meia vida de 357 dias, sugerindo que podem existir diferenças na composição do material depositado ou de outros atributos do solo, que desfavoreceram a decomposição neste ambiente.

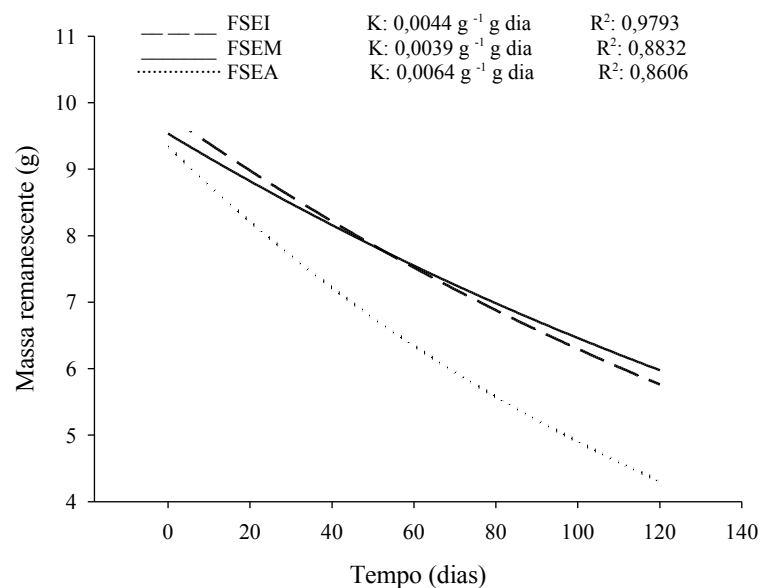


Figura 19. Curvas de decomposição da serapilheira sob as diferentes UEs. Valores médios de três repetições (significativo a 1 %).

Estudando a dinâmica da serapilheira em quatro áreas de floresta tropicais (duas decíduas e duas perenes) na Índia Sundarapandian & Swamy (1999) encontraram resultados com valores da constante de decomposição k variando entre 0,013 e 0,0046 $\text{g g}^{-1} \cdot \text{dia}$ e de meia vida entre 52 e 153 dias. Tais intervalos de valores mostram limites superiores indicando velocidades de decomposição semelhantes às encontradas no presente trabalho e limites inferiores distantes e indicando que as taxas de decomposição são muito mais altas, mas apresentam proporcionalidade com os aqui encontrados. Supõe-se que tal comportamento esteja relacionado não só com as possíveis diferenças de material depositado e características de solo, mas também às condições climáticas que naquela região apresentam temperaturas médias e precipitação bem superior à região do presente estudo.

3.1.3 Biomassa de componentes superiores da vegetação constituinte da pastagem

Os valores de biomassa dos componentes superiores de vegetação da pastagem mista manejada (PMM) nos diferentes períodos são apresentados na Tabela 11. Em função da distinta dinâmica de aporte da fitomassa superior da pastagem (folhas, colmos, rizomas e raízes aderidas), quando comparada a serapilheira avaliada nas UEs florestais, assim como dos diferentes métodos empregados para quantificação de cada uma delas, os valores de produção de biomassa vegetal entre as UEs florestais e pastagem não foram comparados.

Tabela 11. Valores médios ⁽¹⁾ e respectivos erros padrão da biomassa dos componentes ⁽²⁾ superiores de vegetação da pastagem (PMM) (Mg ha^{-1}) nos diferentes períodos de coleta.

Período de coleta	Biomassa
Março	11,86 (0,53) a
Junho	9,26 (0,41) bc
Setembro	10,03 (0,65) b
Dezembro	6,59 (0,33) c

¹ Médias de dez repetições. Valores com a mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.² Legenda: PMM – Pasto manejado misto.

² Componentes: folhas, colmos, rizomas e raízes aderidas.

Maiores e significativos valores de biomassa dos componentes superiores da vegetação da pastagem foram encontrados na coleta de março (11,86 Mg ha⁻¹), intermediários nas coletas de setembro (10,03 Mg ha⁻¹) e junho (9,26 Mg ha⁻¹) e menores na coleta de dezembro (6,59 Mg ha⁻¹).

A maior produção de biomassa verificada na coleta do mês de março pode ser atribuída à influência de variáveis climáticas do período que favoreceram um maior desenvolvimento das gramíneas. Foram registrados no mês de fevereiro e março respectivamente valores de temperatura média de 24 e 23,4°C e precipitação acumulada de 340 e 81,8 mm (Anexo).

Os baixos valores de biomassa dos componentes superiores da pastagem no mês de junho também se correlacionaram com os valores de temperatura e precipitação registrados no período (ano de 2006) que foram respectivamente para o mês de maio e junho de 18,1 e 17,4 °C e 40,8 e 7,4 mm. Esse período é caracterizado na região do estudo como o mais seco e frio e conseqüentemente de mais baixo crescimento das gramíneas que compõe a pastagem. A produção quantitativamente intermediária no mês de setembro também pode ser considerada como reflexo das variáveis climáticas do período (ano de 2006), que apresentaram valores respectivamente para o mês de agosto e setembro de 19,2 e 19,3 °C e 33,8 e 55,6 mm.

Os resultados do mês de dezembro foram obtidos de material coletado no ano de 2007. Nessa coleta os significativos menores valores de biomassa dos componentes superiores da pastagem também mostraram resposta coerente com as variáveis climáticas, na medida em que esse período, principalmente o mês de dezembro, caracterizou-se por altas temperaturas e baixa pluviosidade (quente e seco), o que pode ser considerado atípico para região. Os dados registrados no período (dezembro de 2007) foram respectivamente para o mês de novembro e dezembro de 21,4 e 23,4 °C e 115,8 e 25,4 mm. Tais características climáticas provavelmente retardaram a produção de biomassa neste mês de estudo.

Outros fatores não dimensionados neste estudo podem ter contribuído para as variações de valores da biomassa dos componentes superiores da pastagem no decorrer do período estudado, dentre os quais podem ser citados a desfolha causada pelo pastejo animal de forma seletiva e características como o pisoteio e a adição de dejetos, os quais podem interferir na produção dessa fitomassa (Nascimento Junior & Adese, 2004).

Apesar das diferenças entre os métodos aqui empregados quando comparados aqueles encontrados em outros estudos de parte aérea de pastagens (Portes et al., 2000; Dubeux et al., 2004; Braz et al., 2005; Pimenta, 2007), os resultados permitem inferir uma grande variabilidade de valores, possivelmente como conseqüência da diversidade de ambientes naturais ou resultantes de diferentes manejos utilizados na condução das pastagens.

Avaliando biomassa da parte aérea de pastagem de *Paspalum notatum* manejada intensivamente na Flórida, Dubeux et al. (2004) encontraram que aos 180 dias após emergência a participação de folhas representava em torno de 5%, colmos 1 % e rizomas + raízes 25,4 % da produção total da matéria seca de 24,25 Mg ha⁻¹. Ainda, a contribuição das fezes bovinas representou 1,35 Mg ha⁻¹, na área em que a lotação era de 3 UA ha⁻¹. Quantificando a biomassa seca total da parte aérea (folhas e colmos) de *Brachiaria brizanta* vr. Marandu Portes et al. (2000) encontraram aos 117 dias após emergência das plantas 25,7 % de folhas e 74,3 % de colmos, totalizando 5 Mg ha⁻¹ aos 117 dias após a emergência.

Em trabalho que avaliou a produção de fitomassa da parte aérea (folhas e colmos) de diferentes espécies de cobertura em um LATOSSOLO VERMELHO distroférico em Santo Antonio do Goiás – GO, Braz et al. (2005) encontraram valor de massa seca da parte aérea de *Brachiaria brizanta* cv. Marandu de 23,6 Mg ha⁻¹ aos 107 dias após emergência.

Em estudo realizado em Itaperuna – RJ, mensurando a parte aérea de pastagens (hastes e folhas) coletadas com o auxílio de tesoura de poda, de forma manual e ao acaso dentro da área experimental, Pimenta (2007) encontrou valores para *Brachiaria brizanta* no período de

maio de 2003 a maio de 2006, variando de 0,7 a 11,1 Mgha⁻¹, não tendo sido observado pelo autor nenhuma correlação entre os dados de produção e as variáveis climáticas.

3.2 Biomassa de Raízes Finas

Os resultados de produção da biomassa de raízes finas (< que 2 mm) nas diferentes UEs, profundidades e períodos estudados são apresentados na Tabela 12.

A comparação dos estoques de biomassa radicular entre as UEs para a coleta realizada no mês de junho mostra na camada de 0-10 cm maiores e significativos valores em PMM (5,59 Mg ha⁻¹), intermediários em FSEA (3,69 Mg ha⁻¹) e FSEM (2,37 Mg ha⁻¹) e menores valores em FSEI (2,14 Mg ha⁻¹); na camada de 10-20 cm, maiores em FSEA (2,10Mg ha⁻¹) e PMM (1,83 Mg ha⁻¹) e menores em FSEI (0,80 Mg ha⁻¹) e FSEM (0,80 Mg ha⁻¹); na camada de 20-30 cm, maiores em PMM (1,13 Mg ha⁻¹) e FSEA (0,93 Mg ha⁻¹), intermediário em FSEM (0,59 Mg ha⁻¹) e menor em FSEI (0,51 Mg ha⁻¹).

Os resultados da coleta realizada no mês de dezembro mostram comportamento semelhante aos da coleta de junho na camada de 0-10 cm, sendo apenas verificada uma alteração no comportamento, com maiores valores em FSEI (1,75 Mgha⁻¹) e menores valores em FSEM (1,48 Mgha⁻¹). Na camada de 10-20 cm as diferenças de biomassa radicular entre as UEs foram iguais às constatadas na coleta de Junho. Na camada de 20-30 cm para, o comportamento da produção da biomassa radicular na comparação entre as UEs foi o mesmo que o observado na camada de 0-10 cm (PMM e FSEA > FSEI > FSEM).

Na comparação entre as áreas sob sucessão florestal os maiores valores de biomassa radicular foram encontrados, de modo geral em FSEA, podendo ser justificados pela composição florística (Menezes, 2002), que apresentou um maior número de espécies (Tabela 12) nessa unidade de estudo, quando comparada aos estádios mais jovens de sucessão. Esse comportamento confirma a influência do estágio sucessional da floresta na sua produção de biomassa subterrânea (Cairns et al., 1997). Já os elevados valores em PMM são corroborados pelos resultados de diversos autores (Brasil, 2005; Duboux et al, 2004; Trujilo et al, 2006) que apontam para importância da produção de biomassa subterrânea das gramíneas que compõe os sistemas de pastagem tropical.

Tabela 12. Valores de biomassa radicular ⁽¹⁾ nas diferentes UEs ⁽²⁾

UEs	Densidade (Mg ha ⁻¹) ⁽³⁾	
	Dezembro	Junho
0-10 cm		
FSEI	1,75 bcA	2,14 cA
FSEM	1,48 cB	2,37 bcA
FSEA	2,61 abA	3,69 abA
PMM	3,48 aB	5,59 aA
10-20 cm		
FSEI	0,67 bA	0,80 bA
FSEM	0,40 bB	0,80 bA
FSEA	2,01 aA	2,10 aA
PMM	1,98 aA	1,83 aA
20-30 cm		
FSEI	0,49 bcA	0,51 cA
FSEM	0,15 cB	0,59 bA
FSEA	1,56 abA	1,93 aA
PMM	1,58 aA	1,13 aB

¹ Médias de dez repetições. Valores seguidos da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem pelo teste de Bonferroni a 5%.

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

³ Unidade resultante da conversão de g dm⁻³.

Diferentes resultados de biomassa radicular têm sido relatados por vários autores, o que pode ser atribuído, entre outros fatores, às diferentes condições ambientais onde os estudos foram realizados. Em estudo avaliando a biomassa subterrânea até 2 m de profundidade em diferentes ecossistemas, Castro & Kauffmann (1998) encontraram valores variando de 5,0 Mg ha⁻¹ na área sob campo limpo (árvores inexistentes) a 29,4 Mg ha⁻¹ para o cerrado denso (em torno de 1000 plantas por ha).

Avaliando a biomassa radicular fina (≤ 1 mm) na camada de 0-10 cm em área de floresta tropical úmida na costa do Jalisco – México, submetida à corte, queima e posterior estabelecimento de pastagem, tendo como referência uma floresta nativa, Castelanos et al (2001) encontraram valores de produção média anual de biomassa de 1,16 Mgha⁻¹ na floresta nativa e 1,01 Mg ha⁻¹ na pastagem recém implantada.

Em estudo que estimou a biomassa e o comprimento de raízes finas (≤ 2 mm de diâmetro), em diferentes profundidades do solo, para a espécie *Eucalyptus urophylla* S.T.Blake, com 10 anos de idade, no município de Santa Maria-RS, Witschoreck et al. (2003) encontraram valores de 5,67 Mg ha⁻¹ na camada de 0-10 cm, 2,74 Mg ha⁻¹ em 10-20 cm e 2,21 Mg ha⁻¹ em 20-30 cm. Já, em estudo que estimou a produção de biomassa das raízes finas (< 2 mm), adotando a metodologia de cilindros metálicos, em diferentes camadas (0-5, 5-15, 15-30, 30-45, 45-60 e 60-90 cm) de um Haplic Podzol (FAO) sob *Pinus sylvestris* L. com tempo de formação de 70 anos na Bélgica, Janssens et al. (2002) encontraram no mês de maio valores da ordem de 4,69 Mg ha⁻¹ e no mês de Janeiro 3,24 Mg ha⁻¹.

Avaliando as relações entre a distribuição da biomassa de raízes finas, fungos micorrízicos arbúsculares e nutrientes do solo em quatro florestas úmidas neotropicais localizadas na Costa Rica, Panamá, Peru e Brasil (Manaus), Powers et al. (2005) encontraram resultados de biomassa radicular de 2,37, 2,78, 4,97 e 8,00 Mg ha⁻¹ respectivamente, nos primeiros 40 cm do solo sob estes sistemas florestais.

Em Goiânia – GO, foi quantificada a produção de biomassa radicular em diferentes profundidades de uma pastagem reformada com *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk, com sistema de pastejo contínuo, sob exploração extensiva de bovino de corte e em avançado estágio de degradação por Santos et al. (2007). Os autores encontraram valores de 0,92 Mg ha⁻¹ na camada de 0-5 cm, 0,30 Mg ha⁻¹ de 5-10 cm, 0,38 de 10-20 cm e 0,29 Mgha⁻¹.

Na comparação da produção de biomassa radicular entre os períodos avaliados (junho e dezembro) ocorreram diferenças significativas na camada de 0-10 cm apenas em FSEM e PMM; na camada de 10-20 apenas em FSEM; e na camada de 20-30 apenas em FSEM e PMM. Tal comportamento sugere que há uma maior estabilidade na dinâmica de produção da biomassa de raízes no decorrer do ano tanto no estágio inicial (FSEI) como no mais avançado (FSEA) da sucessão secundária nas três camadas estudadas, assim como uma maior dinâmica do sistema radicular das gramíneas que compõe a pastagem estudada.

Essas diferenças mostraram, nas áreas sob sucessão florestal, maiores valores na coleta de junho, período menos chuvoso e com temperaturas mais baixas na região, do que na coleta de dezembro. A tendência geral de maiores valores de biomassa radicular no mês de junho (período mais seco e frio), pode ser atribuída a menor demanda de carbono pelo dossel e maior translocação de carboidratos para formação de raízes nesse período de menor produção vegetativa (Xiao et al., 2008), típico da região.

Em discussão sobre a influência de fatores abióticos na produção da fitomassa florestal, Aduan et al. (2003) afirmam que a diminuição da umidade no solo pode ser um fator que força a razão raiz/parte aérea na direção de maior produção de biomassa radicular.

Comportamento semelhante ao encontrado no presente estudo, porém sem diferenças significativas, foi relatado por Menezes (2002) em trabalho que caracterizou a dinâmica do sistema radicular em ecossistema de floresta tropical úmida até a profundidade de 1 metro, sob latossolo argiloso no município de Almeirim (Monte Dourado), estado do Pará, quando

obteve resultados para os meses de Junho e Dezembro de 4,95 e 4,63 Mg ha⁻¹ respectivamente.

No estudo em Pinheiral, na área sob PMM, o comportamento sazonal variou nas diferentes camadas. Em 0-10 cm os valores de biomassa radicular foram significativamente maiores na coleta de junho (5,59 Mg ha⁻¹), quando comparados ao mês de dezembro (3,48 Mg ha⁻¹); mostrando tendência de igualdade entre os meses de coleta na camada de 10-20; e em 20-30 cm, o maior valor foi em dezembro (1,58 Mg ha⁻¹) em relação a junho (1,13 Mg ha⁻¹).

Supõe-se que o comportamento sazonal na camada de 0-10 cm desta UE (PMM) pode ser também atribuído à menor exigência de fotoassimilados para formação da parte aérea e a alteração da dinâmica de desenvolvimento radicular estimulados pelo período mais seco e frio, o que privilegiaria um maior crescimento radicular como uma forma de adaptação a menor disponibilidade de água no solo. Quanto ao comportamento da produção de biomassa radicular nas diferentes camadas de cada uma das UEs os resultados mostram a tendência de diminuição em profundidade, comportamento já constatado em outros estudos (Castro & Kauffmann, 1998; Janssens et al., 2002; Witschoreck et al., 2003)

3.3 Análise Isotópica do Carbono do Solo (¹³C)

A Figura 21 mostra valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo nas diferentes UEs e até a profundidade de 100 cm.

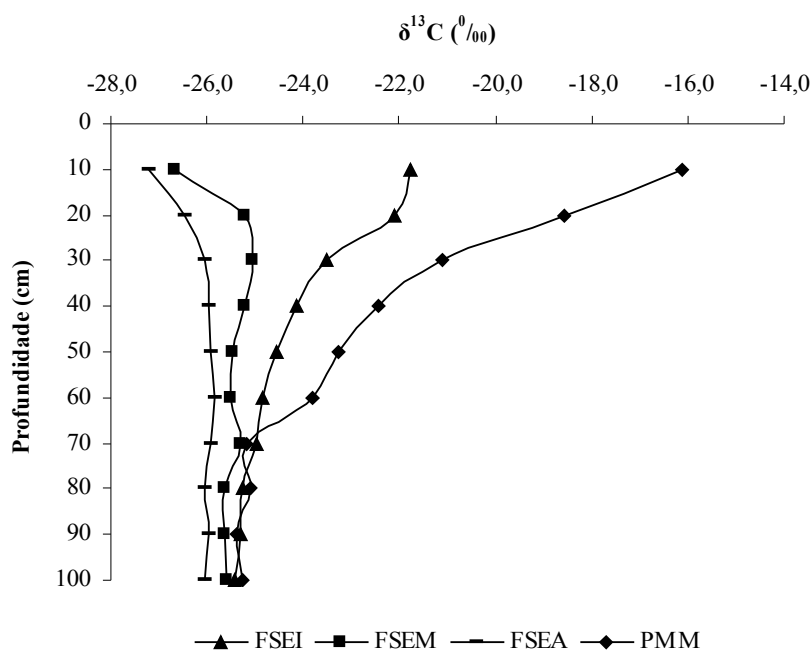


Figura 20. Valores médios de três repetições da abundância natural de ¹³C nas diferentes UEs e profundidades.

Nas áreas sob vegetação florestal em estágio de sucessão avançado (FSEA) e estágio médio (FSEM), os valores de $\delta^{13}\text{C}$ aumentam da camada de 0-10 para a de 10-20 cm (FSEM = -26,7 ‰ para -25,2 ‰ e FSEA = -27,2 ‰ para -26,5 ‰) estabilizando-se nas demais camadas até 100 cm. Comportamentos contrários são observados na área sob floresta em estágio inicial (FSEI), onde ocorre uma diminuição $\delta^{13}\text{C}$ em profundidade com tendência de estabilização a partir da camada de 20 a 30 cm (de -21,8 ‰ em 0-10 cm para -23,5 ‰ em 20 a 30 cm); e sob pasto manejado (PMM), onde a diminuição é mais expressiva e atinge maior profundidade (de -16,1 ‰ em 0-10, -18,6 ‰ em 10-20, -21,1 ‰ em 20-30 e -22,4 ‰ em 30-40 cm). Tal comportamento em profundidade, assim como os valores de $\delta^{13}\text{C}$, semelhantes

ao constatados por outros autores em áreas de matas atlântica (Tarré et al., 2001) e amazônica (Moraes, 1996; Bernoux et al., 1999; Melo, 2003; Viddoto et al., 2007), expressam a maior influência de plantas do ciclo fotossintético C₃ no aporte de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo nas áreas sob estágio médio e avançado de sucessão florestal e das plantas do ciclo C₄ nas áreas sob estágio inicial de sucessão e pastagem.

Ao valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre nas diferentes camadas das UEs até a profundidade de 60 cm do solo são apresentados na Tabela 13. Os resultados mostram nas duas primeiras camadas (0-10 e 10-20 cm) valores significativamente maiores em PMM, intermediários em FSEI e menores em FSEM e FSEA; nas duas camadas subseqüentes (20-30 e 30-40 cm), um comportamento semelhante, mas com maior tendência a igualdade entre os valores encontrados em FSEM, FSEA e FSEI; e nas duas últimas camadas (40-50 e 50-60 cm) uma equiparação dos valores isotópicos de carbono do solo entre as quatro UEs. Esses resultados confirmam o pressuposto de que na medida em que as formações florestais secundárias, que avançam sobre áreas de pasto abandonado, se desenvolvem, ocorre uma diminuição progressiva do $\delta^{13}\text{C}$ nas camadas superficiais do solo. Tal fato é decorrente do aumento da entrada no sistema de material orgânico proveniente de plantas C₃ (mais pobres em ^{13}C) que predominam na composição florística dessas formações.

O comportamento em profundidade é corroborado por resultados de outros estudos (Tarré et al, 2001; Melo, 2003) mostrando que as mais expressivas modificações de $\delta^{13}\text{C}$ são observadas até a profundidade de 60 cm, com tendência de estabilização nas camadas subseqüentes.

Tabela 13. Abundância natural de ^{13}C ⁽¹⁾ e respectivos erros padrão ⁽²⁾ até a profundidade 60 cm nas diferentes UEs⁽³⁾

Profundidade (cm)	UEs ⁽¹⁾			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
	‰			
0-10	-21,8 (0,5) b	-26,7 (0,3) c	-27,2 (0,1) c	-16,1 (0,3) a
10-20	-22,1 (0,4) b	-25,2 (0,4) c	-26,5 (0,1) c	-18,6 (0,5) a
20-30	-23,5 (0,6) b	-25,0 (0,3) bc	-26,0 (0,1) c	-21,1 (0,2) a
30-40	-24,1 (0,2) b	-25,2 (0,1) bc	-26,0 (0,1) c	-22,4 (0,2) a
40-50	-24,6 (0,1) b	-25,4 (0,1) b	-25,9 (0,0) b	-23,3 (0,2) a
50-60	-24,9 (0,0) b	-25,5 (0,1) b	-25,8 (0,1) b	-23,8 (0,4) a

⁽¹⁾ Médias de três repetições. Valores com a mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.

⁽²⁾ Legenda: FSEI- Floresta secundária estágio inicial; FSEM: estágio médio; FSEA: estágio avançado e PMM- Pasto misto manejado (*Brachiaria decumbens* e *Paspalum notatum*).

⁽³⁾ Valores entre parêntese representam o erro padrão da média de três repetições.

Estudando diferentes estádios sucessionais de florestas tropicais da Costa Rica Schedlbauer & Kavanagh (2008) encontraram resultados que ratificam os encontrados nesse estudo. Os autores, pelo uso de análises isotópicas, mostram que o aumento do estoque de carbono dos estádios sucessionais mais jovens para os mais avançados se deu por meio do aumento dos aportes de matéria orgânica por espécies do ciclo fotossintético C₃, que tipicamente dominam as formações florestais tropicais. Os mesmos autores destacaram também que o início do desenvolvimento da sucessão secundária sobre áreas de pasto abandonado conduz a uma rápida diminuição nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, mas que a continuidade desse desenvolvimento não altera expressivamente esses valores. Essa constatação pode ser confirmada pela alta evolução dos dados de $\delta^{13}\text{C}$ do solo da área sob FSEI para FSEM e pela baixa evolução desta para FSEA.

A origem do carbono (ciclo C₃ ou ciclo C₄) estocado no solo sob as diferentes UEs é apresentada na Tabela 14. A unidade de estudo pasto misto manejado (PMM) possui na camada superficial (0-10 cm) 67% do estoque total de carbono do solo oriundo de vegetação do ciclo fotossintético C₄ (29,23 Mg ha⁻¹). Nas camadas subseqüentes observa-se uma redução dessa contribuição de C₄ com um conseqüente aumento da contribuição de C₃. O estágio inicial de sucessão da mata sobre a pastagem pré-existente, FSEI, mostra na camada superficial (0-10 cm) uma diminuição da contribuição da vegetação do ciclo fotossintético C₃ no aporte de carbono no solo, representada por 33 % (15,07 Mg ha⁻¹) que diminui progressivamente em profundidade.

Nas áreas sob estádios mais maduros de sucessão (FSEM e FSEA) o aumento da contribuição do ciclo C₃ é expressivo, representado por 97 % em FSEM e 100 % em FSEA (área referência), com alterações menos importantes em profundidade.

Tabela 14. Origem do carbono estocado no solo ⁽¹⁾ sob as diferentes UEs ⁽²⁾ e profundidades.

Prof.	Ciclo fotossintético			
	C ₃		C ₄	
	%	Mgha ⁻¹	%	Mgha ⁻¹
	FSEI			
0-10	67	30,56	33	15,07
10-20	72	20,32	28	7,73
20-30	84	16,63	16	3,27
30-40	88	14,99	12	2,03
40-50	91	14,43	09	1,44
50-60	93	13,42	07	0,94
	FSEM			
0-10	97	48,40	03	1,70
10-20	92	33,71	08	2,86
20-30	93	27,75	07	1,94
30-40	95	25,86	05	1,33
40-50	97	18,70	03	0,63
50-60	98	17,61	02	0,42
	FSEA			
0-10	100	39,72	00	0,00
10-20	100	25,25	00	0,00
20-30	100	21,26	00	0,00
30-40	100	15,42	00	0,00
40-50	100	15,68	00	0,00
50-60	100	10,38	00	0,00
	PMM			
0-10	33	14,46	67	29,23
10-20	50	14,62	50	14,62
20-30	68	14,25	32	6,75
30-40	77	14,19	23	4,28
40-50	83	13,61	17	2,87
50-60	86	12,66	14	1,98

⁽¹⁾ Médias de três repetições.

⁽²⁾ Legenda: FSEI- Floresta secundária estágio inicial; FSEM: estágio médio; FSEA: estágio avançado e PMM- Pasto misto manejado (*Brachiaria decumbes* e *Paspalum notatum*).

Estes resultados assemelham-se aos encontrados por Melo (2003) em área sob 20 anos de cultivo de *Brachiaria brizanta* em um Latossolo profundo no Acre, onde o autor encontrou valores de contribuição de C₄ de 80,03 % de 0-5 cm, 63,1 % de 5-10 cm, 42,3 % de 10-20 e

29,09 % de 30-40 cm, sendo as áreas de mata nativa consideradas como área de referência. No estudo não foi considerada a contribuição do carbono originado da pastagem.

Schedlbauer & Kavanagh (2008) afirmaram que é esperado que ocorra, com o aumento do tempo de abandono da pastagem, e conseqüente crescimento da cobertura florestal, uma diminuição lenta e gradual da contribuição do aporte de carbono do solo originado de plantas do ciclo C_4 . Este comportamento, porém não foi observado por esses autores em estudo onde avaliaram a origem do carbono de floresta formada sob pastagem abandonada no nordeste da Costa Rica, quando verificaram uma rápida diminuição nos percentuais dessa contribuição das plantas do ciclo C_4 . Em situação inversa, quando a pastagem sucede a mata nativa, segundo Bernoux et al. (1999), com o tempo de uso do solo há uma diminuição progressiva do carbono remanescente da floresta, uma vez que não há mais a entrada de matéria orgânica de plantas do ciclo C_3 , enquanto aumenta o carbono introduzido pela pastagem. Para os mesmos autores, comparações entre áreas de pastagens indicam que as formadas há mais tempo apresentam maior proporção de carbono oriundo de plantas C_4 .

3.4 Teores e Estoques de Macronutrientes no Material Formador da Serapilheira (MFS) das Unidades de Estudo (UEs) sob Vegetação Florestal

Os resultados dos teores e estoques totais anuais de macronutrientes (N, P e K) encontrados no material formador da serapilheira (MFS) são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15. Teores e quantidades totais de macronutrientes (N, P e K) ⁽¹⁾ no material formador de serapilheira nas diferentes UEs florestais

UEs ⁽²⁾	Teor de macronutrientes		
	Nitrogênio	Fósforo	Potássio
	-----gkg ⁻¹ -----		
FSEI	11,28 b	0,51 a	6,08 a
FSEM	13,87 b	0,52 a	6,89 a
FSEA	21,88 a	0,54 a	4,12 b
	Estoque de macronutrientes		
	Nitrogênio	Fósforo	Potássio
	-----kgha ⁻¹ -----		
FSEI	59,30 c	2,64 b	33,99 b
FSEM	86,20 b	3,29 b	42,43 a
FSEA	193,14 a	5,01 a	34,66 b

(1) Médias de três repetições. Valores com a mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%. (2) Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio e FSEA – floresta secundária estágio avançado

Distribuições quantitativas similares e semelhantes teores e estoques de macronutrientes (N, P e K) aportados pelo material formador da serapilheira (MFS), foram observadas por outros autores em estudos realizados nos mais diferentes ecossistemas florestais (Cunha et al., 1993; Sampaio et al., 2003; Toledo, 2004; Balieiro et al., 2004; Boeger et al., 2005; Fernandes, et al. 2006) conforme apresentado na Tabela 16.

Tabela 16. Comparação dos teores e estoques de macronutrientes no MFS com os encontrados em diferentes ecossistemas florestais.

Autor	Floresta/local	N	Teor (gkg ⁻¹)	
			P	K
Este estudo	Estacional semidecidual/RJ			
	Estádio inicial	11,28	0,51	6,08
	Estádio médio	13,87	0,52	6,89
	Estádio avançado	21,88	0,54	4,12
Boerger et al., 2005	Ombrófila densa de terras baixas/PR			
	Estádio Inicial	11,90	0,18	3,20
	EstádioMedio	12,00	0,21	4,30
	Estádio Avançado	14,00	0,24	5,20
Balieiro et al., 2004	Plantio de <i>Acacia mangium</i> /RJ	19,50	0,40	1,20
Toledo, 2004	Estacional semidecidual/RJ	13,50	0,40	3,90
Cunha et al., 1993	Estacional decidual/RS	29,50	2,10	3,90
Estoque (kgha⁻¹)				
Este estudo	Estacional semidecidual/RJ			
	Estádio inicial	59,30	2,64	33,99
	Estádio médio	86,20	3,29	42,43
	Estádio avançado	193,14	5,01	34,66
Fernandes et al., 2006	Estacional semidecidual/RJ	149,81	3,00	16,4
Sampaio et al., 2003	Floresta tropical perenifólia (Terra Firme)/RO	327,00	7,60	56,00

Na comparação dos teores de macronutrientes no MFS aportado nas três UEs florestais pode-se observar um aumento dos valores de N no sentido do amadurecimento sucessional, com diferença significativa nos teores encontrados em FSEI (11,28 gkg⁻¹) e FSEM (13,87 gkg⁻¹) para aqueles em FSEA (21,88 gkg⁻¹). Esse comportamento pode ser atribuído a diferente composição florística das UEs (Tabela 3 Capítulo I), ao passo que em FSEA são constatados, além de uma diversidade mais elevada, um maior número de espécies da família Fabaceae, que por sua reconhecida capacidade de adicionar N via fixação biológica (Franco et al., 1992), possivelmente contribuíram para entrada de N nesse sistema florestal. Ao contrário, em FSEI e FSEM, além da menor diversidade, estas UEs não apresentam qualquer representante dessa família.

Os teores de P no MFS não apresentaram diferenças significativas entre as UEs. Esse comportamento, apesar dos distintos biomas e métodos utilizados, é corroborado pelos resultados apresentados por Reich et al.(1995), que verificaram que as concentrações de P foliar de espécies arbóreas em gradientes sucessionais sob solos inférteis na Amazônia não diferiram significativamente entre espécies dos estádios inicial, intermediário e avançado. Estes autores atribuíram os resultados à maior plasticidade fenotípica das espécies do estádio inicial no incremento da capacidade fotossintética por aumento da concentração de N foliar.

Os teores de K no MFS mostraram-se significativamente maiores em FSEI e FSEM do que em FSEA. Essa variação é concordante com os resultados das análises de macronutrientes das camadas superficiais do solo (0-10 e 10-20 cm) (Tabela 23 Capítulo III) onde observam-se elevados valores deste elemento, o que, possivelmente, está relacionado com a dinâmica da matéria orgânica que mostra nos estádios Inicial e Médio menor entrada de serapilheira e menor taxa de decomposição quando comparado ao estádio avançado (Tabelas 8 e 10). Essa dinâmica pode ser considerada favorável a menores perdas de bases e conseqüente melhor eficiência de absorção pelas plantas, favorecendo a manutenção de K no sistema. Outro aspecto a se considerar é a imobilização de bases nas plantas de maior porte que predominam

em FSEA, estocados principalmente nos seus compartimentos de maior biomassa vegetal como troncos (Smith, 1996; Silva, 1998), em detrimento das quantidades na serrapilheira.

Resultados semelhantes foram reportados por Boeger et al. (2005), em estudo que avaliaram a concentração de macronutrientes foliar de espécies que constituem diferentes estádios sucessionais de florestas nativas no Parque Estadual do Palmito, Paranaguá-PR. Os autores encontraram valores significativamente maiores de N, P e K no estágio avançado (14,0; 0,24 e 5,2 g kg⁻¹) quando comparado ao estágio médio (12,0; 0,21 e 4,3 g kg⁻¹) e inicial (11,9; 0,18 e 3,2 g kg⁻¹).

As quantidades de macronutrientes estocadas no material formador da serrapilheira (MFS) (Tabela 15) são governadas pelos teores de macronutrientes nele contidos e pelas quantidades desse material aportado sob cada área das diferentes unidades de estudo (UEs).

Assim, pode-se observar que o estoque de N no MFS em FSEA apresentou maiores e significativos valores em comparação aos encontrados em FSEI e FSEM, o que pode ser devido tanto aos maiores teores do elemento contidos na vegetação, como também pelo maior aporte desse MFS (Tabela 8) nesta UE. Os maiores e significativos valores de estoque de N em FSEM em comparação a FSEI foram condicionados pelo maior aporte de MFS (Tabela 6), já que as duas UEs não apresentaram diferença significativa entre os valores dos teores deste elemento no MFS.

Os significativos e maiores estoques de P no MFS em FSEA devem-se exclusivamente ao aporte de desse material, já que os teores do elemento no MFS das diferentes UEs não apresentaram diferenças significativas. Na comparação dos estoques de K no MFS, o maior valor em FSEM foi regulado pelo alto teor desse elemento no material. Já os menores em FSEI e FSEA devem-se ao menor aporte do MFS na primeira unidade de estudo (UE) e pelo menor teor do nutriente na segunda. UE.

3.5 Teores de Macronutrientes em Raízes Finas das Diferentes Unidades de Estudo

Os macronutrientes na biomassa de raízes finas são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17. Teores de nutrientes da biomassa radicular ⁽¹⁾ nas diferentes UEs ⁽²⁾ e períodos

UEs	Teores (g kg ⁻¹) ⁽³⁾					
	Nitrogênio		Fósforo		Potássio	
	Dezembro	Junho	Dezembro	Junho	Dezembro	Junho
0-10 cm						
FSEI	6,88 bA	7,61 abA	0,85 bA	1,37 aA	6,91 aA	6,74 aA
FSEM	7,29 bA	9,48 abA	1,85 abA	1,32 aA	5,39 aA	8,35aA
FSEA	13,18 aA	11,46 aA	2,12 aA	1,06 abA	6,37 aA	7,99 aA
PMM	3,61 bA	6,12 bA	1,67 bA	0,46 bB	8,26 aA	7,18 aA
10-20 cm						
FSEI	7,52 aA	6,80 abA	0,83 bA	1,32 aA	7,09 aA	8,26 abA
FSEM	8,10 aA	7,61 abA	2,19 aA	1,07 aB	5,39 aA	6,20 bA
FSEA	10,55 aA	9,65 aA	1,97 aA	1,08 aB	9,51 aA	9,60 abA
PMM	2,51 bA	3,50 bA	1,20 bA	0,83 aA	9,15 aA	11,57 aA
20-30 cm						
FSEI	6,41 aA	5,57 bcA	0,98 bA	1,11 abA	5,56 bA	6,47 bA
FSEM	6,18 aA	9,88 abA	2,13 aA	1,19 aB	5,39 bB	7,81 bA
FSEA	9,56 aB	14,78 aA	2,09 aA	1,10 abB	8,53 abA	6,82 bA
PMM	4,20 aA	2,56 cA	1,34 bA	0,55 bB	9,96 aB	12,74 aA

¹ Médias de três repetições. Valores seguidos da mesma letra minúscula na coluna (comparação entre as UEs) e maiúscula na linha (comparação entre os períodos), não diferem pelo teste de Bonferroni a 5%.

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto. ³ Unidade resultante da conversão de g dm⁻³.

Os teores de N na biomassa radicular (BIR) da camada superficial (0-10 cm) das diferentes UEs e para os dois períodos avaliados (junho e dezembro) mostram valores significativamente menores em PMM, FSEI e FSEM do que os encontrados em FSEA. Para mesma camada e períodos pode-se observar uma tendência de aumento dos valores de N de PMM para as UEs florestais e no sentido do amadurecimento dos estádios sucessionais (FSEI < FSEM < FSEA).dessas. Para mesma camada (0-10 cm) os teores de fósforo na BIR mostram comportamento distinto nos dois períodos avaliados. Na coleta de junho os maiores teores desse elemento foram encontrados em FSEI e FSEM, intermediário em FSEA e menor em PMM. Em dezembro, menores e significativos valores de P foram observados em FSEI e PMM, intermediários em FSEM e maiores em FSEA. Os teores de potássio da BIR nas diferentes UEs não mostraram diferença significativa na camada superficial de 0-10 cm .

O comportamento dos teores de N da BIR na camada de 10-20 cm para os dois períodos foi semelhante ao observado na camada superficial, com significativos e menores valores em PMM do que nas UEs florestais e com tendência de aumento com o avançar dos estádios sucessionais. Os teores de P da BIR para esta camada (10-20 cm) não apresentaram diferenças na coleta do mês de junho e foram significativamente menores em FSEI e PMM quando comparados a FSEM e FSEA. Para essa camada o K na BIR mostrou diferenças apenas na coleta de junho, com maiores valores em PMM, intermediários em FSEI e FSEA e menores em FSEM.

Na camada de 20-30 cm o comportamento dos teores dos três nutrientes (N, P e K) na BIR das três UEs foi semelhante ao observado na camada de 10-20 cm para os dois períodos avaliados.

Nesse contexto de grande variação de comportamento do teor dos macronutrientes da BIR da vegetação das diferentes UEs, nas diferentes camadas e para os dois períodos avaliados, pôde-se destacar o aumento dos teores de N no sentido PMM<FSEI<FSEM<FSEA.

Os baixos teores de N na BIR de PMM podem estar relacionados a: *i*- característica da pastagem sobre solos de baixa fertilidade, com um marcante predomínio dos dois gêneros de gramíneas (*Brachiaria* e *Paspalum*) e ausência (observação no campo) de espécies da família Fabaceae (leguminosas) que poderiam estar contribuindo para o aumento dos teores de N na biomassa radicular do sistema, via aumento da fixação biológica deste elemento; *ii*- alta capacidade de acúmulo de N no componente rizoma (Bernoux et al. (2004) em detrimento do acumulado nas raízes. No presente estudo, os rizomas foram avaliados de forma separada das raízes; *iii*- rápida movimentação do elemento estocado nas raízes, como consequência da intensa necessidade de rebrota em função da constante desfolha causada pelo pastejo animal.

Em estudo avaliando o teor de nutrientes da BIR fina de *Brachiaria brizanta*, em Itaperuna – RJ, Pimenta (2007) encontrou, de 0-10 cm, valores semelhantes de N para o período seco (9,8 g kg⁻¹) e chuvoso (5,85 g kg⁻¹), expressivamente maiores de P (6,20 e 4,50 g kg⁻¹, para período seco e chuvoso, respectivamente) e menores de K (0,27 e 0,28 g kg⁻¹, para período seco e chuvoso, respectivamente) quando comparados aos verificados neste estudo.

Os menores valores de K na BIR reportados por esses autores podem ser atribuídos aos mais baixos teores do elemento no solo, conforme observado por Menezes (2002), Pimenta (2007) e no presente estudo; ou pelas diferentes exigências do elemento das espécies que compõe cada um dos sistemas avaliados.

Quanto à influência do período de coleta nos teores de nutrientes da BIR nas diferentes UEs e profundidades não foram encontradas, de modo geral, diferenças significativas, com destaque apenas para unidade de estudo PMM, onde nas camadas de 10-20 e 20-30 cm o mês de dezembro apresentou valores significativamente maiores (período chuvoso), o que

provavelmente é reflexo da maior disponibilidade de água nesse período, que favoreceu a maior lixiviação de K.

3.6 Macrofauna do Solo

As densidades de invertebrados presentes no compartimento serapilheira-solo superficial variaram de 432 ind.m⁻² no PMM, na época seca a 2.354 ind.m⁻² na FSEA, na época chuvosa. Não foi observada diferença significativa na densidade global da macrofauna em nenhuma das comparações testadas, ou seja, entre áreas e entre épocas (Tabela 18). Considerando-se apenas os sistemas florestais, as densidades variaram de 876 a 2.534 ind.m⁻². Essa faixa de variação no número de indivíduos da macrofauna é frequentemente observada em áreas de floresta secundária de Mata Atlântica (Aquino et al., 2008).

Tabela 18. Índices ecológicos ⁽¹⁾ da macrofauna edáfica nas diferentes unidades de estudo (UEs)⁽²⁾ para épocas chuvosa e seca.

UEs	Ind.m ⁻² ± Erro padrão	Riqueza média	Riqueza total	Índice de Shannon	Índice de equabilidade
Época chuvosa					
FSEI	1968 ± 528	7,00 bA	16	1,91	0,48
FSEM	1892 ± 709	9,38 aA	18	1,92	0,46
FSEA	2354 ± 313	9,63 aA	20	2,46	0,57
PMM	1310 ± 464	6,13 bA	13	2,25	0,61
Época seca					
FSEI	1514 ± 662	5,75 aA	16	1,18	0,30
FSEM	876 ± 397	6,25 aB	18	2,19	0,52
FSEA	1958 ± 937	8,25 aA	20	1,74	0,40
PMM	432 ± 98	6,13 aA	13	2,87	0,75

¹ Médias de oito repetições. Valores seguidos da mesma letra minúscula para comparação entre UEs e maiúscula para comparação entre épocas, não diferem pelo teste t de Bonferroni a 5%.

² Legenda: FSEA – floresta secundária estágio avançado; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEI – floresta secundária estágio inicial; PMM – pasto misto manejado.

Valores entre parênteses correspondem aos erros padrão das médias.

Constatou-se, no entanto, grande variabilidade de valores da densidade da fauna entre os pontos amostrais, que embora sendo comum neste tipo de estudo, mostrou um efeito da sazonalidade. Uma medida desta heterogeneidade ambiental é obtida indiretamente pelo erro-padrão da média da densidade. Para os sistemas florestais, houve uma tendência no aumento do erro padrão na época seca, que em FSEA chegou a representar 48% da média (Figura 22). No PMM, ocorreu o inverso, sendo o erro padrão proporcionalmente menor na época seca. Esse aumento na variabilidade espacial nos sistemas florestais indica uma distribuição em mosaico dos recursos utilizados pela fauna, o que faz com que haja uma elevada densidade em microsítios mais favoráveis, seja pelo acúmulo de água, de serapilheira, ou de ambos.

Essa heterogeneidade espacial na distribuição da macrofauna do solo em estádios mais avançados da sucessão vegetal também foi observada por Yankelevich et al. (2006) em um gradiente sucessional em uma floresta tropical montana no México. Os resultados deste estudo mostraram que o incremento da diversidade vegetal que ocorre ao longo do processo de sucessão secundária, promove uma diversidade de ambientes que combinam uma composição particular da serapilheira e da macrofauna do solo, e que resulta na distribuição heterogênea também das propriedades do solo. Os autores também afirmam que as perturbações antropogênicas que ocorrem acima do solo promovem uma homogeneização na

distribuição das propriedades do solo e serapilheira, que em última análise são recursos que estruturam a comunidade da macrofauna do solo.

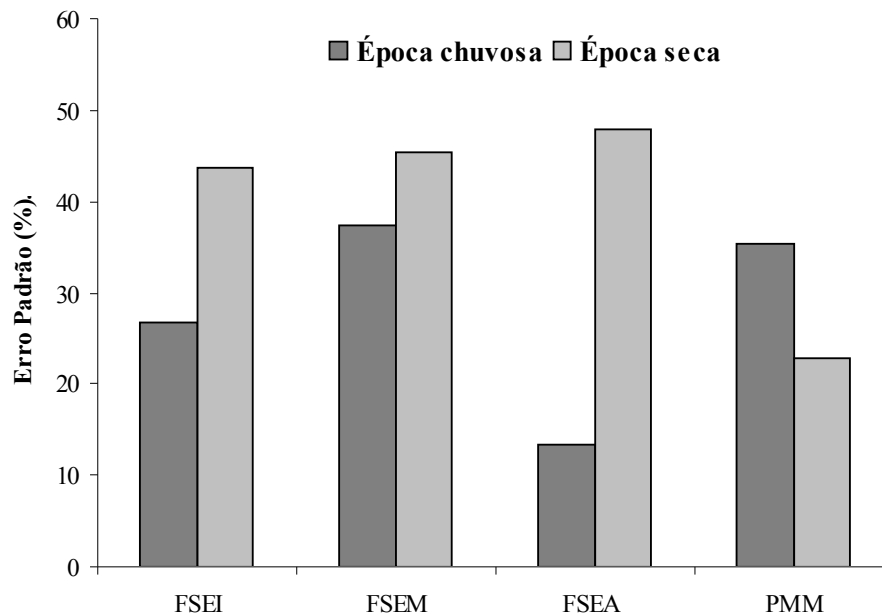


Figura 21. Variação sazonal do erro-padrão da densidade média da macrofauna do solo nas diferentes unidades de estudo (UEs)⁽¹⁾.

Legenda: FSEA – floresta secundária estágio avançado; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEI – floresta secundária estágio inicial; PMM – pasto misto manejado.

Em relação às variáveis de diversidade, observou-se no período chuvoso que PMM e FSEI apresentaram valores significativamente menores de riqueza média, assim como uma menor riqueza total de grupos. O maior índice de Shannon, ou seja, a maior diversidade, os maiores valores de riqueza total e média foram encontrados em FSEA, o que pode ser atribuído ao fato, constatado através do levantamento florístico (Tabela 1), de que entre UEs florestais esta é a que possui um ambiente mais bem estruturado e, portanto, oferece as melhores condições tróficas e de microclima para a atividade da fauna edáfica.

Ainda no período chuvoso, o índice de Pielou, que representa a uniformidade da distribuição do número de indivíduos nos diferentes grupos em cada área, também apresentou variações em relação ao estágio sucessional das florestas. Dentre os sistemas florestais, o maior valor foi encontrado para FSEA, devido à alta riqueza de grupos e menor dominância de Formicidae, Isoptera e Oligochaeta. No entanto, os valores mais elevados desse índice foram observados no PMM, nas duas épocas avaliadas, embora nesta área tenha sido observada a menor riqueza total e a menor diversidade. O pressuposto de que uma comunidade que apresenta um valor mais elevado para este índice seja mais biodiversa, por indiretamente apresentar uma menor dominância de poucas espécies ou grupos, não é necessariamente verdadeiro em todas as situações. Gosselin (2006) afirma que embora a equabilidade seja um componente da diversidade que foi pensado para ser matematicamente independente da riqueza de espécies, ele não o é de fato. Ao contrário, essa relação é forte, principalmente em situações em que a riqueza seja inferior a 20, variando muitas vezes de maneira inversa à riqueza. No caso de PMM, observa-se exatamente isso, já que esta foi a área com menor riqueza total e menor densidade da macrofauna do solo.

O número de diferentes grupos coletados por área, ou seja, a riqueza total mostrou-se progressiva da área de PMM para os estágios mais avançados de sucessão, elevando-se, portanto, com o provável aumento da estabilidade do ecossistema, enfatizando assim a interferência do ambiente na colonização e fixação da macrofauna edáfica. É interessante notar que apesar da densidade ter sofrido um efeito sazonal, quer seja na média ou na sua

distribuição espacial, avaliada pelo erro padrão, esse efeito não foi observado para a riqueza de grupos, em nenhuma das áreas. Isso significa dizer que as limitações sofridas pela comunidade edáfica no período da seca não foram capazes de reduzir as populações a níveis que dificultem a sua detecção nas amostragens.

No período seco os valores de riqueza média, apesar de não apresentarem diferenças significativas, mantiveram a mesma tendência do período chuvoso, com valores mais baixos em FSEI e PMM e aumento gradativo com o avançar da sucessão florestal. Da mesma forma que para a densidade, foi observada uma variação sazonal para o erro padrão da riqueza média. Em todas as áreas avaliadas o erro padrão foi maior na época seca, sendo que a maior amplitude entre as épocas foi encontrada para FSEM (Figura 23). A equabilidade nesta época, foi bastante afetada pelo aumento da dominância dos insetos sociais, Formicidae e Isoptera. Em FSEI a densidade de Formicidae foi de 1.210 indivíduos.m⁻² em um total de 1.514. Em FSEM e FSEA foi observado o mesmo padrão, sendo que em FSEA o grupo mais abundante foi Isoptera, enquanto que nos demais sistemas florestais foi Formicidae. Por sua vez, os valores do índice de diversidade de Shannon foram muito afetados pelo componente equabilidade. Isto pode ser verificado pelos valores das medidas de diversidade de FSEA para esta época. Apesar de que nesta área foram encontradas as maiores riquezas total e média, foi estimado o segundo menor valor de equabilidade e o segundo menor valor do índice de Shannon. Desta forma, considerando-se não só as variáveis da macrofauna do solo, mas também as variáveis de vegetação entre outras, é possível afirmar que as medidas de diversidade que melhor representam a evolução do processo sucessional são a riqueza total e a riqueza média.

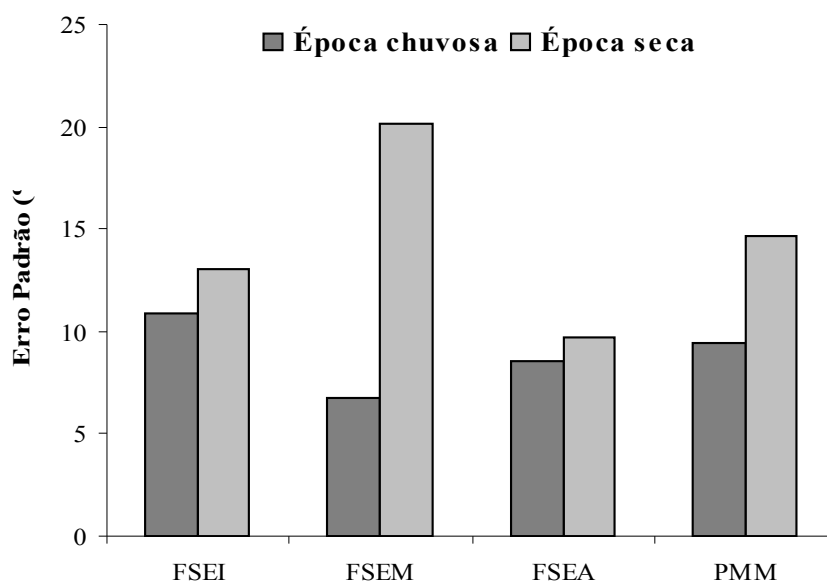


Figura 22. Variação sazonal do erro-padrão da riqueza média da macrofauna do solo nas diferentes unidades de estudo (UEs)⁽¹⁾.

Legenda: FSEA – floresta secundária estágio avançado; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEI – floresta secundária estágio inicial; PMM – pasto misto manejado.

As Figuras 24 e 25 mostram a composição relativa da comunidade da macrofauna edáfica nas diferentes UEs para os dois períodos avaliados, respectivamente.

No período chuvoso, as três UEs sob cobertura florestal nos diferentes estágios sucessionais (FSEI, FSEM e FSEA) apresentaram uma predominância dos grupos Isoptera,

Formicidae e Oligochaeta. Para este período a unidade de estudo (UE) sob pastagem (PMM) apresentou predomínio dos grupos Formicidae e Oligochaeta. Outros grupos destacaram-se em algumas UEs específicas como o observado para o caso de Araneae em FSEA e larva de Coleoptera em PMM. A presença de expressiva quantidade de Coleoptera, especialmente escarabeídeos coprófagos em PMM pode ser atribuído à adição de excrementos de bovinos que são criados na área. Outro destaque pode ser dado ao grupo Isopoda que só ocorreu nos estádios florestais mais avançados (FSEM e FSEA). Este grupo é essencialmente saprófago e contribui significativamente para a fragmentação da serrapilheira e incremento da colonização microbiana, regulando etapa fundamental do processo de decomposição (Caseiro et al., 2000).

Os resultados do período seco também mostraram um predomínio dos grupos de insetos sociais, com destaque para Isoptera nas UEs sob cobertura florestal e Formicidae na UE sob pastagem. Destacaram-se também os grupos Coleoptera e Araneae em FSEI, sendo esse último de ocorrência nas quatro UEs.

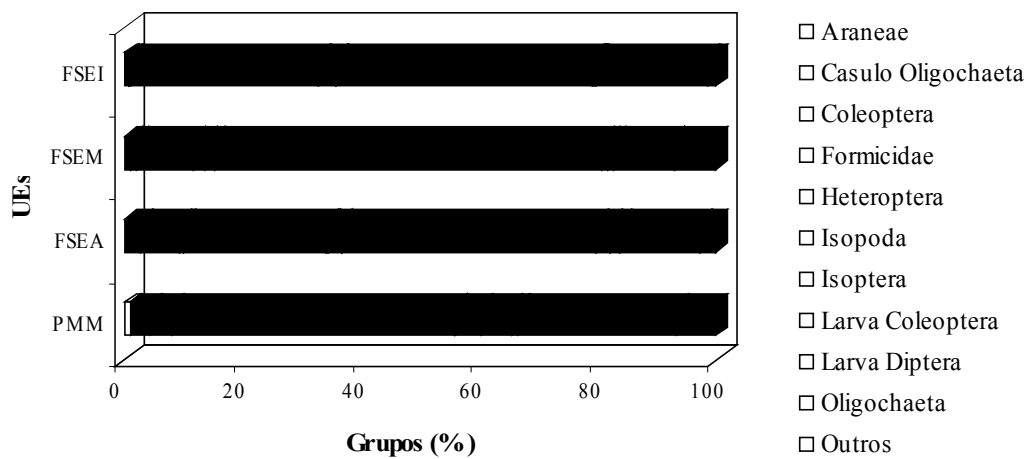


Figura 23. Distribuição da macrofauna edáfica para o período chuvoso nas diferentes UEs.

Legenda: FSEA – floresta secundária estágio avançado; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEI – floresta secundária estágio inicial; PMM – pasto misto manejado.

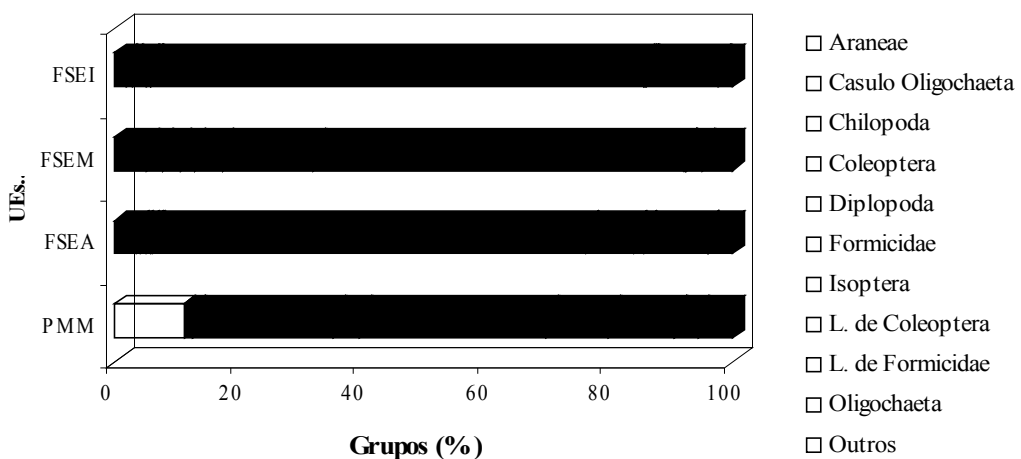


Figura 24. Distribuição da macrofauna edáfica para o período seco nas diferentes UEs.

Legenda: FSEA – floresta secundária estágio avançado; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEI – floresta secundária estágio inicial; PMM – pasto misto manejado.

Na comparação entre a distribuição da macrofauna entre os dois períodos estudados (chuvoso e seco), destacaram-se as alterações observadas nos grupos dos insetos sociais e Oligochaeta. Do período chuvoso para o seco o grupo Formicidae mostrou tendência de aumento nas áreas sob cobertura florestal e de diminuição na área sob pasto. Comportamento inverso foi encontrado para o grupo Isoptera que diminuiu nas UEs florestais e aumentou em PMM, do período chuvoso para o seco. Já o grupo Oligochaeta mostrou tendência de redução da densidade nas áreas sob as quatro coberturas vegetais do período chuvoso para o seco. Ao contrário dos insetos, as minhocas não possuem um exoesqueleto que reduza a perda de água dos tecidos. A respiração e um pouco da osmoregulação é realizada pela parede do corpo, o que restringe a sua ocorrência a solos úmidos (Hickman et al., 2004). Desta maneira, é compreensível que na época seca tenham sido detectadas densidades menores deste grupo.

Quanto à distribuição vertical da macrofauna nas UEs sob cobertura florestal no período chuvoso (Figura 26), constatou-se maior número de indivíduos colonizando o solo do que o encontrado na serapilheira, o que pode ser atribuído principalmente ao fato de que os grupos dominantes nas três UEs (Isoptera, Formicidae e Oligochaeta) têm o solo como habitat característico. Entretanto, FSEA foi dentre as UEs florestais, a que apresentou maior percentual de colonização da serapilheira (7%), podendo-se também atribuir à composição florística deste estágio sucessional do ambiente florestal que proporciona condições mais favoráveis aos grupos que comumente habitam a serrapilheira.

No período seco a distribuição vertical da macrofauna edáfica manteve o mesmo padrão que o observado para o período chuvoso, com maior colonização do solo do que da serapilheira. Porém, observou-se um aumento no percentual de colonização da serapilheira na UE FSEM e redução em FSEA. O que aconteceu na verdade é que houve um aumento na quantidade de formigas também na serapilheira, tanto que nos estádios inicial e médio as formigas representaram respectivamente 73% e 71% da macrofauna da serapilheira. No estágio avançado houve uma tendência inversa, já que na época chuvosa as formigas representavam 42% e na época seca 31% da fauna da serapilheira.

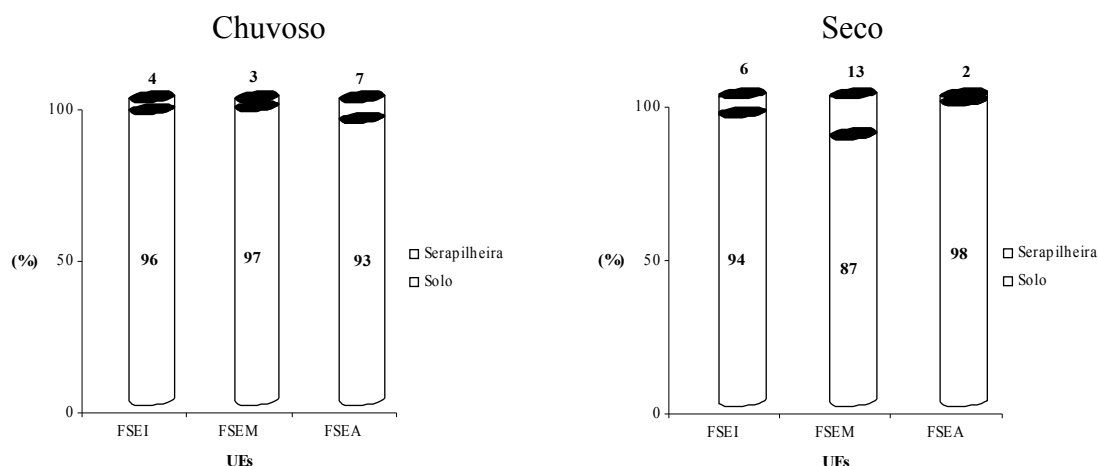


Figura 25. Distribuição vertical de densidade da macrofauna edáfica sob as diferentes UEs para os dois períodos estudados

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Com a análise de componentes principais (ACP) para os dois períodos (Figuras 27 e 28), foi possível a separação das UEs por suas diferenças na composição da comunidade da macrofauna edáfica. No período chuvoso esta análise mostra o predomínio de Oligochaeta e

Formicidae na comunidade da macrofauna de PMM, de Heteroptera na macrofauna de FSEI, enquanto mostra FSEM e FSEA mais relacionados com um maior número de grupos saprófagos (larvas de Diptera, Isopoda, Diplopoda, Symphyla) e predadores (Chilopoda, Araneae), confirmando assim as características favoráveis destes estádios sucessionais mais avançados para melhoria no estabelecimento da cadeia alimentar da comunidade edáfica.

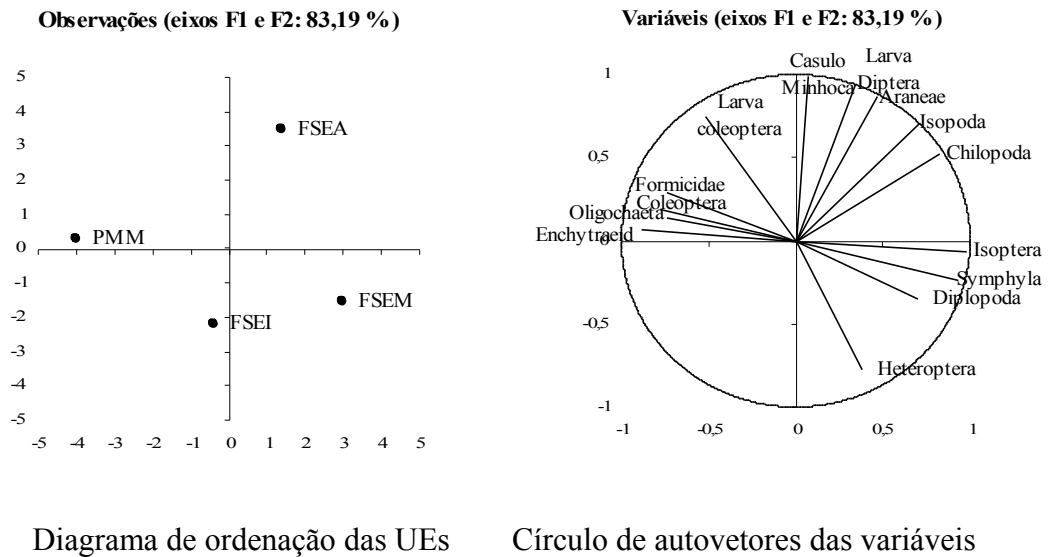


Figura 26. Análise de componentes principais da macrofauna invertebrada do solo sob as diferentes UEs para o período chuvoso.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

A ACP no período seco mostrou maior proximidade das UEs FSEA e PMM, que se relacionaram com Symphyla, Larva de Coleoptera, Araneae e Coleoptera. Já FSEI e FSEM estiveram mais distantes das anteriores e entre si. FSEI relacionou-se mais aos grupos Oligochaeta, Chilopoda e Formicidae e FSEM a Isoptera, Diplopoda e casulo de Oligochaeta.

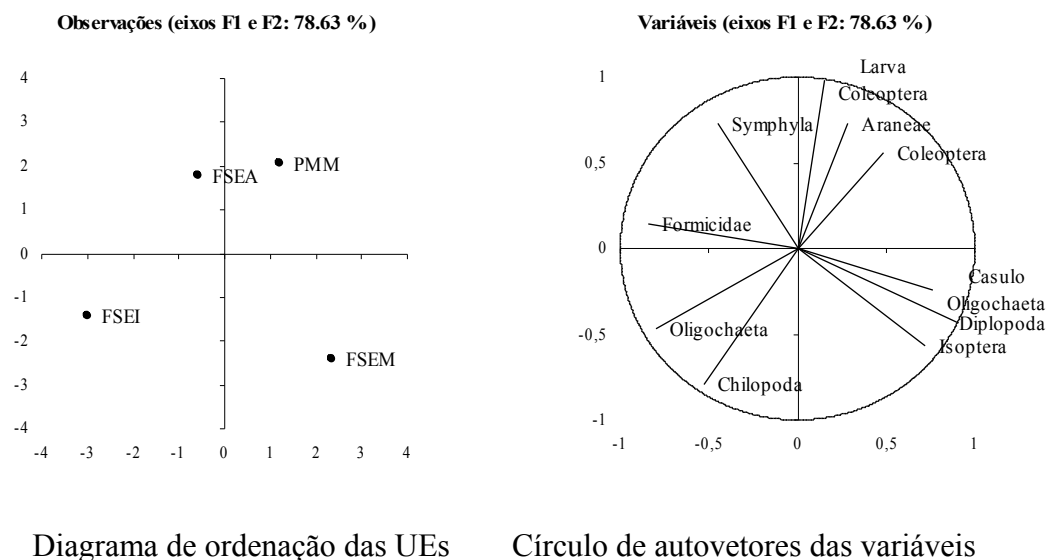


Figura 27. Análise de componentes principais da macrofauna invertebrada do solo sob as diferentes UEs para o período seco.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Os melhores índices de avaliação da fauna edáfica observados na área FSEA estão provavelmente relacionados com suas características de dossel relativamente uniforme, árvores emergentes, adição constante de serapilheira e maior intensidade de decomposição desta quando comparada às outras UEs sob cobertura florestal. Essas características possibilitaram um ambiente com bom aporte de serapilheira e um microclima mais favorável, preservando água disponível e mantendo baixa variação de temperatura do solo, o que favoreceu a colonização e fixação da fauna edáfica demonstradas na Tabela 12. A presença do grupo Araneae, que é um predador, a alta riqueza de grupos presentes e a não dominância de grupos, são bons indicadores da maior complexidade e equilíbrio deste ecossistema.

De forma semelhante, FSEM, com uma formação de fisionomia arbustivo/arbórea, cobertura relativamente fechada e presença contínua de serapilheira, também com um microclima mais ameno, favorecendo também uma maior riqueza de grupos e o surgimento inclusive de indivíduos saprófagos como Diplopoda.

Já a área sob FSEI por se constituir de uma regeneração natural de capoeira mais jovem com uma fisionomia herbáceo/arbustiva de cobertura menos densa, com serrapilheira menos espessa, descontínua e com menor grau de decomposição (Tabela 8) do que o observado nas outras UEs. Essas características possivelmente não propiciaram um ambiente com as mesmas condições de microclima e tróficas que favorecessem a colonização da macrofauna edáfica, apresentando assim menores densidades, riqueza de grupos e uniformidade (Tabela 12).

A UE PMM que vem sendo submetida a um processo de degradação pelo inadequado manejo do solo, desde a formação da pastagem com a utilização de aração morro abaixo e o não emprego de qualquer prática de correção ou fertilização do solo. O pasto existente na área é formado pela coexistência de *Brachiaria decumbens* e grama batatais (*Paspalum notatum*), apresentando assim baixa diversidade de espécies vegetais. Esse quadro de degradação, assim como suas características florísticas, provavelmente favoreceram um menor aporte de matéria orgânica pela parte aérea (serapilheira) e uma maior contribuição por meio das raízes, tendo como consequência uma menor riqueza e densidade da macrofauna do solo nesta UE (Tabela 12). A ocorrência de Oligochaeta, principalmente no período chuvoso, maior até mesmo que em FSEA, como também constatado por Silva et al. (2005), pode também ser atribuída à provável maior densidade de raízes das espécies de gramíneas que proporcionam melhor ambiente para esse grupo de organismos edáficos.

Pasini et al.(2004) afirmam que, apesar da normal diminuição da densidade populacional e da riqueza taxonômica, as pastagens cultivadas podem não ter efeitos tão negativos sobre a fauna do solo, podendo inclusive favorecer o aumento da biomassa e da população de alguns grupos, especialmente de Oligochaeta.

Em estudo que comparou diferentes formas de uso e cobertura vegetal em áreas em encosta de Argissolos Vermelho-Amarelo na região do médio vale do Paraíba do Sul no Estado do Rio de Janeiro, Menezes et al. (1999) observaram os maiores valores de densidade (420 ind. m⁻²) em área sob Pasto Nativo (*Paspalum notatum*) (PN), seguido por valores intermediários em Floresta Nativa Secundária - FS (357 ind. m⁻²) e Pasto Formado (*Brachiaria decumbens*) (PF) (289 ind. m⁻²), e inferiores em Floresta de Eucalipto – FE (154 ind. m⁻²) e Agricultura Anual – Agri (121 ind. m⁻²). Quanto à riqueza, encontrou os maiores valores (17 grupos), nas áreas sob PN, PF e FE, com pequena diminuição naquela sob FS (14 grupos) e valores mais baixos naquela sob agricultura anual (10 grupos).

Avaliando os impactos do manejo de uma roça de subsistência, conduzida de acordo com a cultura caiçara (retirada e queima da mata), Silva (1998) 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), encontraram maior riqueza taxonômica (24 grupos) e densidade populacional (6671 indivíduos m⁻²) na área sob floresta, com a maioria dos indivíduos 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.

Caracterizando densidade, diversidade e estrutura da comunidade da macrofauna edáfica do solo em uma sucessão secundária florestal nos Andes venezuelanos, assim como sua relação com a diversidade de espécies vegetais, Moralis & Sarmiento (2000) encontraram resultados que mostraram o impacto negativo da retirada e utilização agrícola na comunidade de macroinvertebrados edáficos e a recuperação dessa comunidade com o avanço da sucessão florestal sobre as áreas agrícolas. Constataram que aos seis anos de sucessão secundária a densidade, riqueza e diversidade já haviam recuperado valores semelhantes aqueles das condições originais da área nunca cultivada.

Em estudo que teve como objetivo avaliar o efeito da recuperação de pastagens sobre a macrofauna de um Latossolo Vermelho textura argilosa na região do arenito em Jaguapitã – PR, Pasini et al. (2003), encontraram a maior diversidade de grandes grupos taxonômicos em mata nativa onde predominaram Aracnídeos, Diplopoda, Isoptera, Chilopoda, Carabidae e larvas de Elateridae e Curculionidae, do que em áreas sob pastagem degradada e pastagem recuperada. Na área de pastagem degradada encontraram um maior número de formigas seguido por grande quantidade de cigarrinhas, heterópteros fitófagos e escarabeídeos.

Em trabalho que objetivou quantificar a densidade e diversidade de grupos da comunidade de macrofauna invertebrada de um Latossolo Vermelho distroférico típico sob diferentes sistemas de produção (convencional, plantio direto, integração lavoura/pecuária, pastagem contínua) e vegetação nativa no Município de Dourados, MS, Silva et al. (2005) encontraram resultados mostrando que na área de vegetação nativa observaram-se maior densidade total e diversidade de grupos, o que atribuíram às condições de ambientes mais favoráveis quanto à variedade de microhabitats e oferta de recursos.

4 CONCLUSÕES

A avaliação dos aportes, origem e transformações da matéria orgânica, teores e estoques de nutrientes na fitomassa de áreas sob fragmentos florestais em diferentes estádios sucessionais e em uma área de pastagem mista manejada, em Unidades de Estudo no município de Pinheiral (RJ) mostrou que:

- a) Não houve diferença significativa no aporte do material formador da serapilheira (MFS) entre as UEs, embora se note variação com a evolução do estágio sucessionais;
- b) Em FSEI e FSEM não ocorreram variações temporais significativas na deposição de MFS;
- c) Em FSEA o aporte do MFS de fevereiro a julho foi menor em relação ao período de agosto a janeiro;
- d) A mais alta taxa de decomposição do MFS foi observada em FSEA;
- e) A biomassa de raízes finas (< que 2 mm) foi maior em PMM e FSEA, intermediária em FSEM e menor em FSEI;
- f) Houve aumento do N no MFS em FSEI e FSEA; já o K foi maior em FSEI e FSEM do que em FSEA;
- g) O N da biomassa radicular aumentou no sentido de PMM para FSEA;
- h) As mais expressivas modificações de $\delta^{13}\text{C}$ ocorreram até 60 cm;
- i) Em PMM a 0-10 cm, 67% do estoque de carbono é oriundo de vegetação C_4 , reduzindo nas camadas subseqüentes;
- j) Em FSEM e FSEA a 0-10 cm a contribuição de C_3 foi expressiva, com menores alterações em profundidade;
- l) A macrofauna mostrou diferenças entre as UEs pela ACP e pelos índices de riqueza total e média;
- m) Os grupos dominantes nas UEs foram Formicidae, Isoptera e Oligochaeta, com redução da densidade de Oligocheta na época seca;
- n) 87 a 98% do total de indivíduos foram encontrados no compartimento solo e houve gradiente de estruturação da macrofauna de PMM para FSEA; e
- o) Os atributos utilizados permitiram caracterizar processos importantes na dinâmica do carbono no solo sob as diferentes UEs.

CAPÍTULO III

ATRIBUTOS EDÁFICOS DOS SOLOS SOB FRAGMENTOS FLORESTAIS EM DIFERENTES ESTÁDIOS DE SUCESSÃO E PASTAGEM MANEJADA NA REGIÃO DO MÉDIO VALE DO PARAÍBA DO SUL, PINHEIRAL – RJ

RESUMO

Neste capítulo procedeu-se a caracterização dos solos por meio de análises físicas (densidade do solo, das partículas, porosidade total e estabilidade de agregados) e químicas (pH em água, cálcio e magnésio trocáveis, potássio trocável, alumínio trocável, valores S, T e V, carbono orgânico, estoque de carbono e fracionamento físico e químico da matéria orgânica do solo). Para avaliação desse conjunto de atributos edáficos, de cada uma das áreas selecionadas como unidades de estudo (UE) foi delimitada uma parcela de 20 x 20 metros, localizada no terço superior da encosta. Nos limites das parcelas foram abertas cinco trincheiras, que constituíram as cinco repetições do ensaio, nas quais foram coletadas amostras em intervalos regulares de 10 cm até 1 (um) metro de profundidade para análises das propriedades químicas, densidades do solo e das partículas e porosidade total e nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm para estabilidade de agregados. As principais variações das propriedades avaliadas foram observadas nas três primeiras camadas (0-10, 10-20 e 20-30 cm). Densidade do solo e das partículas e a porosidade total não apresentaram diferenças significativas (ANOVA) entre as UEs. O diâmetro médio ponderado (DMP) de 0-5 e 5-10 cm foi maior em FSEI (4,34 e 4,19 mm), intermediário em FSEM (3,70 e 3,54 mm) e PMM (3,71 e 3,33 mm) e menor em FSEA (2,59 e 2,66 mm). O alumínio foi menor e cálcio e magnésio maiores em PMM (0,19; 1,49 e 1,90 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ respectivamente) e FSEM (0,03; 2,33 e 2,69 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ respectivamente), contrastando com FSEI (1,39; 0,86 e 1,18 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ respectivamente) e FSEA (1,08; 1,03 e 1,05 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ respectivamente). O pH foi menor em FSEA (4,1, 4,3 e 4,4) e FSEI (4,6, 4,5 e 4,6) e maior em PMM (5,2, 5,3 e 5,3), e FSEM (5,1). Na camada de 0-10 cm o carbono foi maior em FSEM (21,01 g kg^{-1}), intermediário em FSEI (18,08 g kg^{-1}) e PMM (17,82 g kg^{-1}) e menor em FSEA (16,45 g kg^{-1}); de 10-20 e 20-30 cm maior em FSEI (14,12 e 10,40 g kg^{-1}), intermediário em FSEM (13,57 e 9,42 g kg^{-1}) e FSEA (12,48 e 8,22 g kg^{-1}) e menor em PMM (10,49 e 6,50 g kg^{-1}). Os teores de carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) e associado às partículas minerais finas (silte e argila) (C-MOA) representaram percentuais do carbono orgânico total do solo (COT) entre 15 e 30 % e 70 a 85 % respectivamente. C-MOP apresentou diferenças significativas apenas de 0-10 cm e C-MOA não apresentou diferenças em nenhuma das camadas estudadas. Em 0-10 cm os maiores valores de C-MOP foram encontrados em FSEM, intermediários em FSEI e PMM e menores em FSEA. As alterações relativas de COT, C-MOP e C-MOA nas diferentes UEs, tendo como referência FSEA, foram observadas em C-MOP. Nas camadas de 0-10 e 10-20 cm o estoque de carbono no solo não apresentou diferenças significativas entre as UEs. Entretanto, em 20-30 cm foi menor em PMM e maior nas UEs FSEA, FSEM e FSEI. Os valores totais do estoque de carbono das UEs na profundidade avaliada (100 cm) mostraram uma tendência aumento da área de PMM (100,53 Mg ha^{-1}) para as áreas de FSEA (111,07 Mg ha^{-1}), FSEM (127,5 Mg ha^{-1}) e FSEI (132,47 Mg ha^{-1}). O potássio de 0-10 cm, foi maior em FSEM (567,06 mg kg^{-1}), intermediário em PMM (179,40 mg kg^{-1}) e FSEI (134,94 mg kg^{-1}) e menor em FSEA (58,50 mg kg^{-1}); de 10-20 cm maior em FSEM (159,12 mg kg^{-1}) e menor em FSEI (83,46 mg kg^{-1}), PMM (52,26 mg kg^{-1}) e FSEA (39,00 mg kg^{-1}), sem diferenças significativas entre esses; de 20 a 30 cm, maior em FSEM (111,54 mg kg^{-1}) e FSEI (63,18 mg kg^{-1}) e menor em FSEA (31,20 mg kg^{-1}) e PMM (24,9 mg kg^{-1}). O comportamento do valor S, em 0-10 cm, foi semelhante ao observado para cálcio, magnésio e potássio. O valor T foi baixo (6 a 11 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) em todas as camadas das diferentes UEs. O valor V, com exceção da primeira camada de FSEM, foi menor que 50 % nas diferentes UEs e profundidades. Os atributos edáficos refletiram as

diferentes UEs. Das propriedades analisadas neste capítulo, DMP, carbono orgânico total, da matéria orgânica particulada e valor S foram as que melhor refletiram os efeitos dos processos de degradação/recuperação das terras.

Palavras-chave: Estádios sucessionais da Mata Atlântica. Pasto manejado. Atributos edáficos.

ABSTRACT

In this chapter, the characterization of the soil by means of physical (soil density, particle, porosity and aggregate stability) and chemical analyses (pH in water, exchangeable calcium and magnesium, potassium, and aluminum, S, T and V, organic carbon, carbon storage and physical and chemical fractionation of the soil organic matter) was performed. To evaluate this set of edaphic attributes from each of the selected areas as study units (SUs), a plot of 20 x 20 meters located at the upper third of the hill was delimited. Five trenches were opened within the limits of the parcels, which were the five repetitions of the test, in which samples were collected at regular intervals from 10 cm to 1 (one) meter deep for analysis of the soil chemical properties, density of particles and total porosity at depths of 0-5 and 5-10 cm for the stability of aggregates. The main variations of the properties were evaluated in the first three layers (0-10, 10-20 and 20-30 cm). Soil and particles density and total porosity showed no significant differences (ANOVA) between SUs. The weighted average diameter (WAD) from 0-5 and 5-10 cm was high in ISSF (4.34 and 4.19 mm), intermediate in MSSF (3.70 and 3.54 mm) and MPH (3.71 and 3.33 mm) and low in ASSF (2.59 and 2.66 mm). Aluminum was smaller and calcium and magnesium were higher in MPH (0.19, 1.49 and 1.90 cmolc kg⁻¹, respectively) and MSSF (0.03, 2.33 and 2.69 cmolc kg⁻¹ respectively), contrasting with ISSF (1.39, 0.86 and 1.18 cmolc kg⁻¹ respectively) and ASSF (1.08, 1.03 and 1.05 cmolc kg⁻¹ respectively). The pH was lower in ASSF (4.1, 4.3 and 4.4) and ISSF (4.6, 4.5 and 4.6) and higher in MPH (5.2, 5.3 and 5.3), and MSSF (5.1). In the 0-10 cm layer, carbon was higher in MSSF (21.01 g kg⁻¹), intermediate in ISSF (18.08 g kg⁻¹) and MPH (17.82 g kg⁻¹) and lower in ASSF (16.45 g kg⁻¹); in the 10-20 and 20-30 cm layer, it was higher in ISSF (14.12 and 10.40 g kg⁻¹), intermediate in MSSF (13.57 and 9.42 g kg⁻¹) and ASSF (12.48 and 8.22 g kg⁻¹) and lower in MPH (10.49 and 6.50 g kg⁻¹). The carbon levels of the particulate organic matter (C-POM) and associated with fine mineral particles (silt and clay) (C-AOM) represented percentage of the total soil organic carbon (TOC) between 15 and 30% and 70% and 85 respectively. C-POM showed significant differences of only 0-10 cm and C-AOM showed no differences in any of the layers studied. In the 0-10 cm layer, the highest C-POM values were found in MSSF, intermediate in ISSF and MPH and lowest in ASSF. The alterations related to TOC, C-POM and C-AOM in different SUs, with ASSF as reference, were observed in C-POM. In 0-10 and 10-20 cm layers, the stock of carbon in the soil showed no significant differences between SUs. However, at 20-30 cm, it was lower in MPH and higher in SUs ASSF, MSSF and ISSF. The total amounts of carbon stock of SUs in the depth evaluated (100 cm) showed an increasing trend in the area of MPH (100.53 Mg ha⁻¹) for areas of ASSF (111.07 Mg ha⁻¹), MSSF (127.5 Mg ha⁻¹) and ISSF (132.47 Mg ha⁻¹). Potassium of the 0-10 cm layer was higher in MSSF (567.06 kg-1), intermediate in MPH (179.40 kg-1) and ISSF (134.94 kg-1) and lower in ASSF (58.50 mg kg-1); in 10-20 cm, it was higher in MSSF (159.12 kg-1) and lower in ISSF (83.46 mg kg-1), MPH (52.26 mg kg-1) and ASSF (39.00 mg kg-1), without significant differences between them, from 20 to 30 cm, higher in MSSF (111.54 kg-1) and ISSF (63.18 mg kg-1) and lower in ASSF (31.20 mg kg-1) and MPH (24.9 kg-1). The behavior of the S value in the 0-10 cm layer was similar to that observed for calcium, magnesium and potassium. The T value was low (6 to 11 cmolc kg-1) in all the different layers of the SUs. The V value, except for the first layer of MSSF, was lower than 50% in the different SUs and depths. The edaphic attributes reflected the different SUs. In relation to the properties evaluated in this chapter, WAD, total organic carbon, particulate organic matter and S value were those that best reflected the effects of the degradation/recovery processes of lands.

Keywords: Successional stadiums of the Atlantic Forest. Handled pasture. Edaphic attributes.

1 INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com as conseqüências das ações antrópicas sobre a integridade dos recursos naturais têm enfatizado a necessidade de conhecimento dos aspectos relacionados à degradação dos solos que compõem as paisagens de regiões tropicais e subtropicais. 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, poluição dos cursos d'água, entre outros.

A retirada da cobertura natural com posterior uso agrícola do solo e, muitas vezes, com seqüente abandono e formação de vegetação secundária nas áreas com relevo acidentado, podem ocasionar significativas alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e modificar a paisagem da qual faz parte.

A hipótese deste estudo é que atributos de componentes da paisagem podem oferecer respostas integradas das práticas de manejo das terras em escala de sub-bacias. Como componente da paisagem, 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.

O objetivo dos estudos realizados nesse capítulo foi avaliar parâmetros químicos e físicos do solo como indicadores da integridade de áreas sob fragmentos florestais em diferentes estádios sucessionais e em uma área de pastagem mista manejada, sistemas esses representativos da paisagem na região do Médio Vale do Paraíba do Sul.

As avaliações se deram por meio de medidas dos seguintes parâmetros: físicos (densidade do solo, das partículas, porosidade total, granulometria e estabilidade de agregados), químicos (pH em água, cálcio e magnésio trocáveis, potássio trocável, alumínio trocável, valores S, T e V, carbono orgânico, estoque de carbono e fracionamento físico e químico da matéria orgânica do solo).

2 REVISÃO DE LITERATURA

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 venha afetar sua capacidade produtiva e suas condições ambientais (Studdert et al., 1997).

As diferentes formas de uso do solo sejam com a manutenção da floresta nativa secundária, culturas anuais e perenes, pastagens ou reflorestamento, podem mudar as características e propriedades edáficas. Os sistemas de uso e manejo do solo podem alterar seus atributos, ocasionando degradação e perda de qualidade causando prejuízos para a sua sustentabilidade (Souza et al., 2005). Para Godefroy & Jacquin (1975) apud Souza et al. (2005) a introdução de sistemas agrícolas em substituição às florestas causa um desequilíbrio no ecossistema, modificando as propriedades do solo. A intensidade dessas modificações pode variar em função das condições climáticas, uso e manejos adotados e a natureza do solo. A prática humana pode influenciar tanto no sentido da reconstrução do solo e de sua fertilidade, quanto no de sua degradação, através da utilização de práticas agrícolas que podem ser adequadas ou não às condições edafo-ambientais (Palmieri & Larach, 1996).

Para que seja mantida 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 (Barros, 1997). Como exemplos de formas de degradação do solo, Centurion et al. (2001) apontaram a retirada da cobertura vegetal original, a implantação de culturas e as práticas de manejo inadequadas, como promotoras do rompimento do equilíbrio entre o solo e o meio, modificando assim suas propriedades químicas, físicas e biológicas, limitando sua utilização agrícola e tornando-o mais suscetível a essa degradação. O conhecimento dessas 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).

2.1 Propriedades Físicas

As diferentes coberturas vegetais do solo podem promover modificações em suas propriedades físicas, alterando a infiltração da água, o escoamento superficial, a suscetibilidade à erosão hídrica, a aeração e a resistência ao desenvolvimento radicular. Os atributos físicos do solo têm sido considerados bons indicadores de sua qualidade permitindo, portanto, o seu uso para o monitoramento das alterações causadas por algum tipo de intervenção a que os solos tenham sido submetidos (Arshad et al., 1996).

Muitas são as propriedades físicas que podem ser usadas para avaliar a intensidade dessas alterações. A textura apresenta considerável efeito sobre as propriedades dos solos tais como retenção de umidade, retenção de cátions, erodibilidade, permeabilidade, retenção de fosfatos, lixiviação de nitratos, formação de selo superficial, coesão e adesão, entre outras (Oliveira, 2001).

A intensidade de impacto das práticas de manejo do solo sobre suas propriedades físicas é variável com a textura e mineralogia, que por sua vez influenciam a resistência e a resiliência do solo a determinada prática agrícola (Seybold et al., 1999). Assim sendo, o comportamento físico e químico dos solos minerais depende fortemente de sua textura, sendo, portanto, uma das mais importantes propriedades a ser considerada na definição do uso do solo e práticas de manejo adotadas (Bertoni & Lombardi, 1990; Costa, 1991).

A densidade do solo, definida 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) (Hillel, 1970; Corsini & Ferraud, 1999), é influenciada pelo

teor de matéria orgânica, a estrutura e as práticas de manejo. Muitos estudos (Leite et al., 1997; Ribeiro Júnior et al., 1997; Bertol et al., 2001; Araújo et al., 2004; Souza, et al., 2005; Cavalieri, 2006) avaliando práticas de preparo e manejo do solo em diferentes tipos de solo e condições climáticas têm demonstrado correlação entre aumento da densidade do solo e intensidade das práticas de cultivo. A importância da densidade do solo está diretamente relacionada com a disponibilidade total de espaço poroso para estocagem de ar, água e crescimento radicular (Weil et al., 1993).

A estrutura é a propriedade física do solo que diz respeito à 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 (Oliveira et al., 1992). 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 (Kay & Grant, 1997). Para Corrêa (2002), do ponto de vista agrônomo, a estrutura do solo é um dos atributos mais relevantes para manutenção da sua qualidade, pois está relacionada com a disponibilidade de ar e água para raízes das plantas, com o suprimento de nutrientes, com a resistência mecânica à penetração de raízes e, portanto, com o desenvolvimento da planta e produtividade agrícola.

Muitos parâmetros têm sido empregados para avaliação da estrutura dos solos. Alguns como: permeabilidade, capacidade de infiltração, porosidade, densidade do solo, entre outros podem ser utilizados para avaliações indiretas da estrutura (Fernandes & Espindola, 1994). Porém, as avaliações diretas, mais empregadas, são realizadas através de análises de agregados como distribuição por tamanho, estabilidade em água, resistência a pressões, entre outros (Tisdall & Oades, 1982). O tamanho dos agregados e o estado de agregação dos solos são determinados pelo 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).

Os solos quando submetidos à retirada de sua cobertura natural e principalmente quando cultivados intensamente, tendem a ter sua estrutura original modificada pelo fracionamento dos agregados maiores em unidades menores, com conseqüente redução da macroporosidade e aumento da microporosidade e da densidade (Carpenedo & Mielniczuk, 1990). Já em áreas sob uso de pastagem perene, o sistema radicular extenso e denso das gramíneas tem sido apontado como muito efetivo na agregação do solo (Harris et al., 1966 apud Soares, 2001), especialmente por estar em constante renovação, o que proporciona um freqüente e volumoso aporte de matéria orgânica.

A porosidade é um dos atributos físicos de maior relevância na avaliação da qualidade física do solo. 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 (Marshall et al., 1996).

Adicionalmente aos fatores intrínsecos ao solo, como matéria orgânica, mineralogia e textura, o tipo de uso e as práticas de manejo adotadas podem influenciar na quantidade e distribuição do tamanho de poros do solo (Streck et al., 2004). Como pode ser observado, pelas afirmações anteriores relacionadas à estrutura, os solos sob uma cobertura original de floresta, ou mesmo de pastagem nativa não submetida a intervenções intensas, tendem a manter sua estrutura original, sem alterações significativas em sua agregação, com conseqüente manutenção dos volumes de macroporos e microporos e de densidade do solo (Tisdall & Oades, 1982). Da mesma forma, são mantidas as taxas de infiltração de água no solo, as taxas de escoamento superficial e de erosão hídrica (Schick et al., 2000). A taxa de

infiltração de água no solo é uma das propriedades que melhor reflete o grau de degradação do sistema poroso do solo (Dalla Rosa, 1981).

2.2 Propriedades Físicas e a Avaliação da Qualidade dos Solos sob Diferentes Usos

A compreensão e a quantificação do impacto do uso e manejo do solo na sua qualidade física são fundamentais no desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis (Dexter & Youngs, 1992). Os atributos físicos do solo têm sido considerados bons indicadores de sua qualidade permitindo, portanto, o seu uso para o monitoramento das alterações causadas por algum tipo de intervenção a que tenha se submetido (Arshad et al., 1996). Estes atributos podem ser utilizados como indicadores de adensamento, compactação, encrostamento e suscetibilidade do solo à erosão, podendo assim subsidiar o controle da perda da produtividade e da degradação ambiental (Martins et al., 2002).

Por ser a mais estável das propriedades físicas, a textura do solo tem sido pouco utilizada, de forma direta, para o monitoramento da sua qualidade. A densidade do solo, por influenciar nas propriedades e processos do solo e por ser usada na conversão de dados de massa para volume de importantes de seus atributos, deve ser considerada como útil indicador de qualidade do solo (Schoenholtz et al., 2000). Os autores afirmam ainda que a porosidade do solo, embora redundante em situações nas quais um maior conjunto de indicadores físicos é empregado, como uma medida separada de razão da porosidade não capilar e porosidade capilar pode ser um sensível indicador de mudanças físicas induzidas pelo manejo, que conduzem a um desequilíbrio de ar e água do solo. Apontaram também a estrutura do solo, avaliada através da estabilidade de agregados, como um importante indicador da qualidade física do solo, por sua forte influência em outras propriedades físicas, assim como nas propriedades químicas e biológicas do solo.

2.3 Propriedades Químicas

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 por bases, elevada saturação por alumínio, fixação de fósforo e deficiência de cálcio e magnésio. As diferentes coberturas vegetais do solo também podem refletir em suas propriedades químicas, na superfície e em subsuperfície, dentre elas na diminuição ou o aumento da matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes, com conseqüências na qualidade do solo e do ambiente como um todo.

Enfatizando a existência de uma estreita relação entre o tipo de vegetação e o manejo do solo com suas propriedades, Silva et al. (2007) afirmam que o uso do solo causa grandes variações em sua composição química, visto que os diferentes tipos de vegetação o protegem de maneira diferenciada e que a intensidade do manejo adotado, quase tão importante quanto o tipo de vegetação, influenciam decisivamente na intensidade dessas alterações.

Muitas são as propriedades químicas que têm sido empregadas para avaliar a intensidade dos impactos do uso e manejo das terras na qualidade química do solo e do ambiente como um todo. Entre elas podem ser citadas: o conteúdo de matéria orgânica do solo e seus compartimentos, estoque de carbono, valores de pH, alumínio, cálcio, magnésio, potássio, fósforo, soma de bases (valor S), capacidade de troca de cátions (valor T) e percentagem de saturação por bases (valor V).

A matéria orgânica 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, na complexação de elementos tóxicos (Bayer & Mielnizuk 1999), além de seu efeito, com já visto, na melhoria de propriedades físicas.

O solo é considerado o principal reservatório temporário de carbono em um ecossistema (Bruce et al., 1999). O rompimento do equilíbrio de sistemas naturais promove mudanças na dinâmica do carbono orgânico do solo, cuja velocidade e intensidade dependem do grau de intervenção antrópica (Corazza et al., 1997). As quantidades e taxas de *turnover* da matéria orgânica do solo são alteradas quando esses ecossistemas naturais são transformados em sistemas de produção mais intensamente manejados (Whalen et al., 2000). Portanto espera-se que o conteúdo de matéria orgânica de solos sob cobertura vegetal natural seja geralmente mais alto em função da maior entrada anual de carbono orgânico, da menor intensidade do processo de oxidação de carbono e da baixa intensidade erosiva e (Golchin et al., 1995). Já os solos sob diferentes formas de uso, têm alterado suas taxas de adição e perda de matéria orgânica como resultado, principalmente, das modificações nos processos de mineralização - humificação que influenciam na quantidade de carbono e nutrientes retornados ao solo (Bayer & Mielnizuk, 1999).

Os estoques de carbono do solo em qualquer agro ecossistema são resultados da interação entre os fatores de sua formação e aqueles relacionados à sua decomposição (Leite et al., 2003). Grace et al. (2006) afirmam que a quantidade de carbono estocada no solo é determinada pelo balanço entre a produtividade primária da vegetação, com as entradas de serrapilheira associadas, e a decomposição da matéria orgânica nativa.

Os estoques de carbono do solo são primariamente controlados por dois processos fundamentais: entrada através da produção primária e decomposição da matéria orgânica, de modo que o aumento da produção primária deverá resultar no aumento desse estoque enquanto o aumento da decomposição deverá ter um efeito oposto (Wan & Hsieh, 2002). Esses autores apresentaram um diagrama esquemático (Figura 29) que considera outros fatores como erosão, lixiviação e o fogo também afetando a dinâmica da matéria orgânica em menor e variável intensidade.

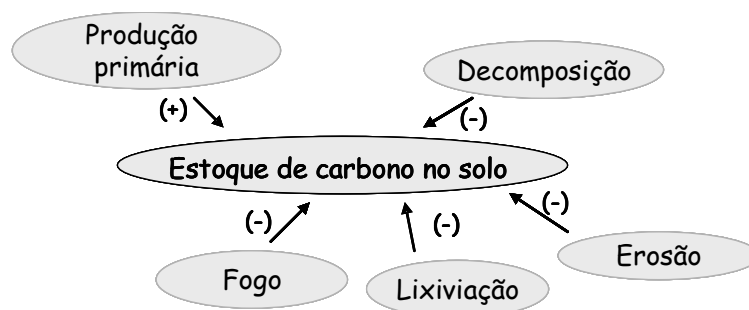


Figura 28. Diagrama esquemático dos principais processos que controlam o estoque de carbono no solo. Fonte: Wan & Hsieh, 2002.

Mudanças de uso das terras com a retirada da cobertura original de mata nativa alteram a dinâmica do carbono, comumente com uma diminuição de seu estoque no solo, o que tem sido atribuído ao aumento da erosão, à aceleração da mineralização da matéria orgânica e à diminuição dos aportes orgânicos (Leite et al., 2003; D'Andréa et al., 2004, Cerri et al., 2007).

Em regiões tropicais e subtropicais, a conversão da floresta em áreas agrícolas ou com vegetação secundária vem sendo apontada como um dos processos fundamentais que afetam essa dinâmica do carbono, assim como também influenciam as fontes e sumidouros dos gases do efeito estufa, os fatores controladores do clima e dos processos ecológicos como um todo (Silveira et al., 2000). Substanciais perdas de carbono do solo decorrentes da conversão da

floresta tropical para pastagem, podem muitas vezes ser restauradas por meio do desenvolvimento da floresta secundária (Schedlbauer & Kavanagh, 2008).

Para ilustrar as implicações que alterações nos estoques de carbono do solo e plantas têm no conteúdo de dióxido de carbono atmosférico, Schuman et al. (2002) apresentam valores estimados mostrando que a biosfera terrestre contém em torno de 1500 Pg de carbono no primeiro metro superficial do solo e outros 600 Pg na vegetação, os quais, juntos, representam três vezes a quantidade de carbono encontrado na atmosfera. Corroborando esses valores Wan & Hsieh (2002) apresentaram estimativas de outros autores de que a quantidade de carbono estocado nos solos é em torno de duas vezes a quantidade presente na atmosfera e é três vezes a quantidade estocada nas plantas vivas.

De modo geral as diminuições do estoque de carbono são mais intensas nos solos sob climas tropicais e subtropicais onde as temperaturas e precipitações médias mais elevadas compõem uma situação ambiental mais favorável aos processos degradativos da matéria orgânica e as perdas por processos erosivos (Tornquist, 2005).

Vários trabalhos têm destacado a importância da avaliação do estoque de carbono como uma maneira de estimar a capacidade dos ecossistemas naturais em sequestrar esse elemento ou para avaliar os seus fluxos a partir da conversão das áreas de matas naturais em agroecossistemas (Houghton et al., 2001; Leite et al., 2003; D'Andréa et al., 2004; Desjardins et al., 2004; Kamoni et al., 2007). Desta forma, o conhecimento do estoque de carbono no solo pode ser considerado de grande importância para a gestão ambiental e futuras negociações sobre a emissão de CO₂ junto aos organismos internacionais (Simas et al., 2003).

Para melhor entendimento da dinâmica da matéria orgânica no solo e de como ela pode ser utilizada como um eficiente indicador das alterações provocadas pelo uso e manejo das terras, é importante o conhecimento de seus compartimentos.

De uma forma mais abrangente, Theng (1989) classificou os compartimentos da matéria orgânica do solo em matéria orgânica viva e matéria orgânica morta. Nessa classificação o compartimento vivo, que representa \pm 4% do carbono orgânico total do solo, foi subdividido em três compartimentos: raízes (5-10%), fauna (15-30%), e microorganismos (60-80%); e o compartimento morto em matéria macroorgânica ou fração leve e húmus (Pinheiro, 2002).

Stevenson (1994) classificou a matéria orgânica do solo distinguindo-a em diferentes *pools*: biomassa microbiana; carbono orgânico particulado, tipicamente compreendido de resíduos de plantas, animais e microrganismos; carbono orgânico associado a minerais; e substâncias húmicas as quais compreendem ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas.

Uma outra forma de classificar os compartimentos da matéria orgânica do solo, tendo como critério a estabilidade ou resistência à decomposição de seus constituintes, foi apresentada por Coleman et al. (1989). Nessa classificação o compartimento de menor resistência ou maior labilidade recebe a denominação de fração leve ou macroorgânica e representa a matéria orgânica particulada, derivada dos resíduos de plantas e hifas que ainda apresentam estruturas celulares reconhecíveis, cuja permanência no solo está condicionada à recalcitrância de seus compostos constituintes e à proteção física exercida pelos agregados; o compartimento de maior resistência recebe a denominação de fração pesada e representa a matéria orgânica em avançado estágio de decomposição (substâncias húmicas e outras macromoléculas), associada aos minerais do solo (Freixo et al, 2002; Pinheiro, 2002).

A compartimentação da matéria orgânica do solo pode ser realizada com o emprego de extratores químicos ou métodos físicos. Para definição do método a ser utilizado tem sido considerada a natureza do estudo, que pode ter como finalidade a caracterização e identificação química de seus componentes específicos, ou a quantificação e descrição de seus compartimentos (Collins et al., 1997).

Para Dabin (1971) as variações qualitativas da matéria orgânica podem ser avaliadas através da distribuição do C entre frações separadas quimicamente. O fracionamento químico vem sendo realizado classicamente com base nas características de solubilidade das frações da matéria orgânica do solo em ácidos e álcalis, obtendo três compostos principais: humina, ácido húmico e ácido fúlvico (Fernandes, 1999).

Segundo Bayer et al. (2004) para identificar em quais compartimentos o C está acumulando, são utilizadas técnicas de fracionamento físico da matéria orgânica que podem ser granulométricas, densimétricas, ou uma mistura de ambas. O fracionamento densimétrico permite, com base na diferença de densidade entre a fração leve e fração pesada, o isolamento e a quantificação dos compartimentos mais lábeis da matéria orgânica do solo, a relação entre sua composição, localização na estrutura do solo e interação com a fração mineral (Pinheiro, 2002). Já o fracionamento granulométrico possibilita o estudo dos compartimentos mais humificados e tipicamente mais estáveis às mudanças no ambiente do solo, provocados pelo manejo (Feller & Beare, 1997).

A partir do fracionamento físico pode-se classificar a matéria orgânica em não complexada, que consiste principalmente de particulados parcialmente decompostos de origem animal e vegetal, mas também de resíduos de hifas fúngicas, esporos, pelotas fecais, esqueletos de fauna, fragmentos de raízes e sementes; e matéria orgânica complexada em estruturas organominerais primárias (associadas a minerais de argila, silte e areia) e em estruturas secundárias (micro e macro agregados). A matéria orgânica não complexada ainda pode ser classificada em livre ou oclusa (Christensen, 2001).

Segundo Pinheiro (2002), Sohi et al. (2001) desenvolveram um procedimento que combina os dois tipos de fracionamento físico, capaz de extrair, seqüencialmente, frações da matéria orgânica presentes entre os microagregados (fração leve livre), dentro deles (fração leve intra-agregado) e ainda as associadas à argila, silte e areia (fração pesada).

Diversos estudos recentes têm demonstrado a importância do fracionamento da matéria orgânica como estratégia para avaliação das alterações no conteúdo da matéria como consequência das diferentes formas de uso e práticas de manejo do solo, assim como têm destacado a matéria orgânica particulada como um sensível indicador dessas alterações (Guggenberge & Zech, 1999; Mrabet et al., 2001; Bayer et al., 2002; Freixo et al., 2002; Lutzow et al., 2002; Pinheiro, 2002; Leifeld & Kögel-Knabner, 2005; Ashagrie et al., 2006; Collard & Zammit 2006; Marriott & Wander 2006; Silva et al., 2006; Okore et al., 2007; Zimmermann et al., 2007).

As características químicas do solo relacionadas aos estoques e disponibilidade de nutrientes são também muito afetadas com as alterações na suas formas de cobertura e utilização.

Para Canelas et al. (2003) a supressão da vegetação nativa de uma área para sua utilização resulta na alteração ou simplificação de sistemas biológicos complexos, multiestruturados, diversificados e estáveis, de tal maneira que leva à variações de difícil quantificação no ciclo dos elementos necessários ao crescimento das plantas, promovendo, geralmente, diminuição da fertilidade do solo.

A remoção da floresta para os diferentes usos tem causado a quebra dos ciclos do carbono e dos nutrientes os quais operam graças à entrada fotossintética do gás carbônico e à decomposição acelerada e contínua da matéria orgânica do solo realizada pelos microorganismos (Moreira & Malavolta, 2004).

2.4 Propriedades Químicas e a Avaliação da Qualidade dos Solos sob Diferentes Usos

Em trabalho de revisão da literatura sobre a estimativa do seqüestro de carbono no solo e como ele é influenciado pela intensidade de cultivo, tipo de solo e eco-região no Brasil, Zinn et al. (2005) encontraram resultados que permitiram concluir que as mudanças no

estoque de carbono orgânico em solos brasileiros são altamente variáveis. Os mesmos autores afirmaram que até mesmo quando os dados foram estratificados por tipo de solo, de região e de uso, as perdas significantes desse elemento no solo ocorreram somente sob sistemas de intenso uso da terra (cultivos anuais) e na camada superficial de 0-20 cm.

As perdas de carbono orgânico nos solos brasileiros, após conversão de ecossistemas naturais em áreas de cultivo, são muito inferiores àquelas encontradas na literatura mundial, principalmente naquela que trata de solos sob clima temperado, o que Zinn et al. (2005) atribuíram a dois principais aspectos: *i-* as concentrações de carbono orgânico nas camadas superficiais dos solos de regiões temperadas tendem a ser maiores do que aquelas de solos minerais de região tropical; *ii-* nos solos de região tropical ocorre uma forte associação do carbono orgânico do solo com os óxidos de ferro e alumínio da fração argila, permitindo assim sua maior estabilidade.

Em estudo que teve como objetivos avaliar o impacto do desmatamento e da conversão de floresta em pastagem nos conteúdos de carbono e na dinâmica da matéria orgânica, assim como o efeito da textura do solo no estoque e dinâmica da matéria orgânica de camadas superficiais (0-5, 5-10 e 10-20 cm) de duas ordens de solo (Ferralsols e Acrisols), em duas diferentes regiões da Amazônia (central e oriental) Desjardins et al. (2004) encontraram resultados que evidenciaram a influência da textura do solo no conteúdo de carbono. Os autores observaram que os solos argilosos apresentam em média valores três vezes superiores quando comparados ao de textura arenosa. Apesar dessas diferenças nos solos das duas regiões estudadas, em ambas a conversão para pastagem ocasionou ligeiro aumento do conteúdo de carbono na camada superficial (0-5 cm) e nenhuma alteração nas duas camadas subseqüentes (5-10 e 10-20 cm). Mantendo coerência com os conteúdos de carbono, e principalmente como uma conseqüência do incremento desses conteúdos na camada de 0-5 cm, seu estoque também foi significativamente maior no solo argiloso e apresentou ligeiro aumento após a conversão em pastagem. Os autores atribuíram tais comportamentos às práticas de manejo adotadas na pastagem.

Em estudo que verificaram as alterações nos teores e no estoque de C orgânico de um LATOSSOLO VERMELHO distrófico típico textura argilosa sob diferentes sistemas de manejo (cerrado nativo, pastagem de *Brachiaria sp.*, plantio direto e plantio convencional) implementados em área de cerrado nativo no Município de Morrinhos (GO), D'Andréa et al. (2004) concluíram que: *i-* a introdução recente de plantio direto, de pastagens e de cultivo convencional de longa duração não causou alterações significativas nesses teores e estoques; *ii-* a pastagem e o sistema de plantio direto - desde que possua um esquema de rotação de culturas diversificado - são sistemas promissores na busca do aumento dos estoques do solo, por ter apresentado variações positivas, em profundidade, em relação ao cerrado nativo. Em estudo realizado em Paragominas - PA, Bernoux et al. (1999) compararam o estoque de carbono e suas origens em cronosseqüências de pastagem e floresta sobre um mesmo solo (LATOSSOLO VERMELHO AMARELO distrófico muito argiloso), evidenciaram que o estoque no solo das áreas sob pastagens foi superior ao das áreas sob mata natural, o que atribuíram as altas taxas de perda do elemento por mineralização no solo sob floresta e as altas quantidades incorporadas pelo sistema de pastagem, o que resultou num incremento com relação ao estoque inicial.

Estudando o estoque e a dinâmica de carbono em frações físicas de Typic e Pachic Argiustolls sob vegetação formada por espécies florestais que invadiram uma pastagem em diferentes períodos (aproximadamente 10 a 130 anos) e tendo como referência uma área de pastagem remanescente, ambas em terras da Texas Agricultural Experiment Station LaCopita Research localizada no oeste de Corpus Christi, Texas, Liao et al. (2006) encontraram resultados que permitiram estimar que houvesse um aumento do carbono total na camada de

0-15 cm do solo de 100 a 500 % durante os 130 anos de desenvolvimento dos bosques sobre a área anteriormente sob pastagem.

Quanto às frações da matéria orgânica no solo a proporção de massa da fração leve livre (< de 1,0 g cm⁻³) e da fração protegida por macroagregados (> 250 µm) aumentaram enquanto as proporções das frações protegidas por microagregados (53 – 250 µm) e silte + argila diminuíram linearmente com o tempo de invasão do bosque. Os autores apresentaram como potenciais causas dos incrementos observados as mais altas taxas de produção de matéria orgânica nas áreas de bosques, a maior resistência bioquímica a decomposição da serrapilheira formada e a proteção da matéria orgânica por estabilização dentro de micros e macroagregados do solo sob esses bosques.

Afirmaram ainda que a invasão de espécies arbóreas resultou em aumento da formação de macroagregados estáveis em água, provavelmente como consequência de uma maior produtividade em superfície e subsuperfície, as quais aumentaram os aporte de matéria orgânica no solo. Outra evidência dos aumentos do estoque de carbono e da estabilidade estrutural do solo foi a diminuição da densidade do solo nas áreas sob os bosques. Por fim, os autores afirmam que os resultados desse estudo sugerem que ecossistemas de pastagem que sofreram a invasão de plantas arbóreas podem ser considerados potencialmente importantes drenos para o CO₂ atmosférico dado ao linear aumento do carbono no solo com o passar dos anos e a difundida magnitude geográfica desta mudança na estrutura da vegetação.

Estudando a distribuição, a acumulação de carbono orgânico e o papel do solo como fonte e sumidouro de C-CO₂ em perfis de Latossolos vermelho-escuro, até 1,0 metro, sob diferentes formas de uso e manejo e tendo como referência uma área de cerrado nativo, na região de Planaltina – DF, Corazza et al. (1999) encontraram resultados que demonstram que as principais alterações na dinâmica do elemento ocorreram nas camadas superficiais do solo e que, em relação ao sistema natural, os maiores acúmulos se deram nos sistemas submetidos a menores intensidades de perturbação (plantio direto, pastagem de Braquiária e plantio de eucalipto), não ocorrendo diferenças significativas entre estes, e os menores nos sistemas mais perturbados (cultivo com grade pesada e cultivo com arado de discos).

Em estudo que teve como objetivo avaliar a influência do cultivo na distribuição de agregados e mudanças nos agentes cimentantes de um Typic Haplustoll sob cultivo convencional há 50 anos com amendoim (*Arachis hypogaea* L.), milho (*Zea mays* L.) e soja (*Glicine max* (L.) Merr.) em Córdoba – Argentina e tendo como referência uma área sob cobertura florestal nativa contígua, Bongiovanni & Lobartini (2006) encontraram resultados que mostraram expressivas alterações nos compartimentos de matéria orgânica do solo sob cultivo. Na comparação do solo não perturbado com o solo cultivado o conteúdo de carbono orgânico associado a minerais reduziu em 42 % nos macroagregados e 69 % nos microagregados. O carbono orgânico particulado mostrou uma redução de 76 % do solo não perturbado para o solo cultivado. Os autores atribuíram essa diminuição ao aumento da degradação do elemento pelo ataque microbiano em função da destruição, principalmente dos macroagregados do solo. As mais altas diminuições de substâncias húmicas com o cultivo (entre 68 e 71 %) foram verificadas para o conteúdo de ácidos húmicos nos microagregados e de ácidos fúlvicos em macro e microagregados. Os autores destacaram o fato de que os agentes cimentantes permanentes tiveram uma diminuição semelhante ao observado para os outros agentes transitórios e temporários. Embora as moléculas de substâncias húmicas sejam mais recalcitrantes do que as dos outros agentes cimentantes, a recalcitrância química não foi suficiente para sua persistência.

Em estudo realizado na região de Queensland, Austrália, onde compararam-se as concentrações de matéria orgânica total, carbono orgânico e lábil da camada superficial (0-7,5 cm) de um Pellic Vertisols sob vegetação florestal remanescente composta de Brigalow (*Acacia harpophylla*), sob área de pastagem semi-natural e área cultivada - as duas últimas

consideradas como a matriz da paisagem - Collard & Zammit (2006) encontraram resultados significativamente mais altos na concentração dessas três frações de matéria orgânica nos solos das áreas sob remanescentes florestais do que naqueles sob pastagens. Na matriz da paisagem foram encontrados maiores níveis de carbono no solo sob pastagem. Os autores destacaram que as frações lábeis reagiram mais sensivelmente às mudanças de uso e manejo das terras do que as frações carbono orgânico e total.

Em estudo conduzido no CEPLAC-ESSUL, em Itabela (BA), em parcelas com plantio em monocultura de *Pennisetum purpureum* c.v. Cameroon (capim elefante) e *Brachiaria brizantha* c.v. Marandu (braquiária), em 1997 e 1999, 2 e 4 anos após a remoção da cobertura original de floresta secundária, Campos et al. (2005) avaliaram a dinâmica e ciclagem de carbono do solo através do fracionamento físico (por densidade e granulometria), obtendo-se ao final 5 frações de matéria orgânica: fração leve livre, fração leve intra-agregado e as frações pesadas areia, silte e argila. Os autores encontraram resultados nas áreas sob pastagem que mostraram maiores quantidades do elemento nas frações mais finas silte e argila, intermediários nas frações leves livres e areia e menores na fração leve intra-agregado. Na comparação com a floresta secundária, observou-se que ocorreu um aumento na fração leve livre com a implantação das gramíneas, sendo este aumento mais acentuado na camada de 0 a 5 cm, não ocorrendo alterações nas frações pesadas (silte e argila). Foram também observados efeitos da época de instalação da pastagem com aumento da quantidade na fração leve livre e diminuição na fração associada à argila no decorrer do tempo. Outra informação destacada pelos autores foi a proporção de carbono na fração leve (0-5 cm) com relação ao do solo, que foi maior na área de mata do que nos solos sob cobertura das duas gramíneas e ocorrendo diminuição com o passar do tempo de instalação dessas gramíneas. Os autores concluíram que nos sistemas pastoris, o carbono da fração leve livre pode ser considerado um sensível indicador da alteração na dinâmica desse elemento pelo manejo.

Para avaliar o efeito da derrubada da floresta primária, com subsequente uso agrícola e posterior abandono da pastagem, com invasão de sucessão florestal secundária, afetou a qualidade da matéria orgânica de um Typic Humitropepts na região de Huetar Norte na Costa Rica, Guggenberger & Zech (1999) amostraram solos de uma área de floresta primária, três áreas de floresta secundária com idades de 3,5; 12,5 e 18,5 anos e com mesmo histórico de uso (corte e queima da floresta primária, cultivo por dois anos com milho e feijão, conversão para pastagem extensiva durante dois anos e posterior abandono, e uma área remanescente de pastagem). Os autores encontraram resultados da dinâmica da matéria orgânica que revelaram que o uso agrícola do solo anteriormente sob floresta primária resultou em uma diminuição do *pool* de matéria orgânica particulada, enquanto a matéria orgânica associada às frações argila e silte foi menos modificada. Constataram ainda, que o abandono da pastagem e crescimento da floresta secundária favoreceu o aumento do conteúdo de carbono em todas as frações, de forma mais significativa na floresta de 18,5 anos, e que o carbono associado à fração areia foi até mesmo mais alto do que na floresta primária, o que atribuíram a mais alta produção de biomassa desta formação florestal. Os autores concluíram que o uso primário das terras influencia o balanço do carbono através da fração leve e frações associadas, com o *pool* de matéria orgânica particulada, sendo o mais importante componente no contexto de impacto do manejo dos solos.

Em trabalho realizado em Rondônia, onde avaliaram o papel de diferentes ordens de solo (Oxisols, Ultisols e Alfisols), pastagens de diferentes idades sem adubação e calagem e formas de uso (gado de leite e corte), nas propriedades químicas dos primeiros 30 cm do solo e tendo como referência uma área de mata natural, Numata et al. (2006) encontraram resultados, apesar de não significativos, que demonstram o aumento do pH e de teores de cálcio e magnésio da área de floresta para as de pastagem sob as diferentes formas de uso e nas três ordens de solo. Os autores atribuíram este comportamento ao aporte de carbono e

ciclagem desses elementos, proporcionado pelo sistema radicular superficial das gramíneas introduzidas. Quanto aos teores de alumínio, foram observados valores significativamente maiores na área sob floresta em comparação com as áreas sob pastagens na ordem Oxisol, que não diferiram significativamente das áreas sob as coberturas vegetais nas ordens Ultisols e Alfisols. Tal comportamento foi atribuído a diferenças na mineralogia da argila dos solos, sendo os Oxisols mais intemperizados que as outras ordens. No mesmo trabalho foram encontrados valores de carbono orgânico que não diferiram significativamente, mas com aumento da área floresta para as áreas de pastagem, nas diferentes ordens de solo e sob diferentes idades, comportamento também atribuído à contribuição do sistema radicular das gramíneas.

Estudando os impactos do desmatamento nas propriedades químicas do solo (Ferrossol) em três áreas distintas na Austrália, sob pastagem abandonada (desmatada há 70 anos e abandonada há 30 anos); sob recente (em 1992) reflorestamento com espécies nativas e, servindo como referência, sob floresta tropical nativa, Rasiah et al. (2003) encontraram valores mais altos de carbono orgânico total, pH e soma de bases, assim como menores valores de alumínio na área de floresta nativa do que aqueles encontrados nas áreas de pastagem abandonada e reflorestada. O comportamento dos dados de carbono orgânico foi atribuído às condições de clima favoráveis à rápida mineralização da matéria orgânica, associadas às quantidades relativamente pequenas de resíduos vegetais depositados na pastagem. Quanto aos outros aspectos da fertilidade do solo, os autores relatam que na área de pastagem, à acidificação foi causada pela exploração intensiva e a ausência de práticas corretivas; na área de floresta, à ciclagem de elementos e contribuição contínua de bases trocáveis, através da deposição de material decíduo formador da serrapilheira, o que também criou condições favoráveis à neutralização da acidez e alumínio neste sistema.

Em trabalho que avaliou a contribuição de florestas secundárias da Mata Atlântica do médio vale do Paraíba do Sul no processo de ciclagem e manutenção dos nutrientes no solo, Toledo (2003) encontrou resultados que mostraram baixa fertilidade natural do solo nas profundidades (0-5 e 5-10 cm) e estádios de florestas estudadas (estádio médio e avançado). Entre os elementos analisados o autor destacou o cálcio (Ca) que apresentou valores entre 0,00 e 0,50 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Os baixos conteúdos de nutrientes no solo foram atribuídos à imobilização destes na biomassa vegetal e, conseqüentemente, a menor ciclagem de nutrientes, em curto prazo, para o solo, em especial elementos estruturais como Ca. O autor enfatiza ainda que a baixa quantidade deste elemento observada para os dois estádios de sucessão florestal, pode indicar uma imobilização na própria serrapilheira, uma vez que a decomposição desta camada é relativamente lenta.

Estudando um Latossolo Vermelho em Jaboticabal – SP sob diferentes coberturas vegetais (floresta latifoliada tropical, cultura de milho, cultura da cana-de-açúcar, pastagem cultivada/*Panicum maximum*), Centurion et al. (2001), encontraram resultados que mostram níveis de fertilidade na área sob mata, superiores àqueles encontrados nas outras áreas submetidas a cultivo, evidenciando que o manejo do solo, independente da cultura utilizada, leva ao decréscimo nos níveis dos macronutrientes e aumento da acidez do solo. Neste trabalho os teores de matéria orgânica do solo foram maiores na área de mata, nas duas profundidades (0-20 e 2-40 cm), do que os encontrados nos outros sistemas de exploração, o que foi atribuído ao efeito do revolvimento dos solos sob cultivo, onde é maior a aeração, favorecendo a mineralização de matéria orgânica. Os maiores teores de fósforo no solo foram encontrados na área sob floresta, intermediários nas áreas sob cultivos anuais e os menores na área sob pastagem, o que os autores atribuíram à ciclagem do nutriente da floresta e ao fato de que, ao contrário das áreas sob cultivo de milho e cana-de-açúcar, a pastagem não recebeu qualquer tipo de fertilizantes e corretivos, nos últimos 10 anos.

Ainda neste estudo, os autores verificaram que os valores S, T e V foram maiores nas áreas sob floresta e pastagem e menores naquelas sob milho e cana-de-açúcar, mas mantiveram-se em níveis ainda favoráveis ao desenvolvimento das culturas, em função da alta fertilidade natural dos solos estudados. Os valores de pH do solo das diferentes áreas apresentaram diminuição da mata para áreas cultivadas, mas sem diferenças significativas, já que os solos estudados apresentam saturação por bases originalmente alta.

Em trabalho que avaliou o estágio de degradação de ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELO em diferentes posições de encostas e sob diferentes coberturas vegetais em Pinheiral – RJ, Menezes (1999) encontrou os mais baixos valores de alumínio nos primeiros 20 cm da área sob pasto formado com *Brachiaria decumbens* e os mais altos de cálcio e magnésio nos primeiros 10 cm do solo da mesma cobertura, para todos os pontos da encosta, o que atribuiu ao efeito do emprego da calagem que, na região do estudo, é principalmente praticada com calcário dolomítico e à maior ciclagem de nutrientes pela biomassa radicular da gramínea sob constante renovação.

Ainda neste estudo, o autor encontrou comportamento inverso na área sob floresta secundária nativa, com maiores valores de alumínio e menores de cálcio e magnésio para todos os pontos da encosta, o que atribuiu à formação arbórea que possui o tronco como principal compartimento de imobilização e, conseqüentemente menor ciclagem de nutrientes para o solo, em curto prazo. A relação quantitativa entre cálcio e magnésio mostrou 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 foi atribuído, nas camadas superficiais, pelo emprego de calcário dolomítico, e nas subsuperficiais pela presença do magnésio na composição do material de origem (biotita gnaisse).

No mesmo trabalho, Menezes (1999) encontrou valores de carbono orgânico significativamente maiores nas camadas superficiais do solo na área sob floresta secundária, quando comparados aqueles da área sob pasto formado. Esse resultado foi atribuído aos aportes maiores de material da parte aérea dos diferentes estratos da floresta nestas camadas superficiais que, naquela situação, superaram a contribuição do sistema radicular das gramíneas que dominavam a vegetação da área de pastagem.

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1- Atributos Edáficos

Para avaliação dos atributos edáficos foram abertas mais quatro trincheiras, dentro dos limites da parcela, que somadas a primeira aberta para caracterização dos solos constituíram as cinco repetições do ensaio. Nestas trincheiras foram coletadas amostras em intervalos regulares de 10 cm até 1 (um) metro de profundidade para análises das propriedades químicas, densidades do solo e das partículas e porosidade total. Em área adjacente foram coletadas amostras nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, para avaliação da estabilidade de agregados.

2.1.1- Propriedades físicas

a- Composição granulométrica e grau de flocculação (GF)

As amostras foram dispersas 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.

O GF foi calculado conforme a equação: $GF (g\ kg^{-1}) = [argila\ total\ (g\ kg^{-1}) - argila\ dispersa\ em\ água\ (g\ kg^{-1}) / argila\ total\ (g\ kg^{-1})] \times 100$.

b- Densidade do solo e das partículas e porosidade total

A densidade do solo (Ds) foi determinada pelo método do anel volumétrico (Kopecky), expressa em kg dm⁻³. A densidade das partículas (Dp) foi determinada pelo método do álcool etílico e expressa em kg dm⁻³.

A partir da Ds e Dp foi calculada a porosidade total (PT), segundo a equação:

$$PT (\%) = (1 - DS/DP) \times 100$$

c- Estabilidade de agregados

Determinada pelo método de avaliação dos agregados estáveis em água (Yooder, 1936).

2.1.2- Propriedades químicas

d- 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.

e- 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 mol L⁻¹; o Mg²⁺ foi obtido por diferença.

f- Potássio trocável

Foram extraídos com solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ na proporção solo-solução 1:10 e determinados por fotometria de chama.

g- Alumínio trocável (Al⁺³)

Foi extraído com solução de KCl 1mol L⁻¹ na proporção de 1:10 e determinado pela titulação da acidez com NaOH 0,025 mol L⁻¹.

h- Valores S, T e V

O Valor S foi calculado pela soma dos teores de cálcio, magnésio, potássio e sódio trocáveis. o Valor T foi calculado por meio da equação: $T (\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}) = \text{valor S} + (\text{H} + \text{Al})$. O Valor V foi calculado por meio da equação: $V (\%) = 100 (\text{valor S}/\text{valor T})$.

i- Carbono orgânico do solo

Os teores de C orgânico total foram determinados por oxidação da matéria orgânica com dicromato de potássio em meio sulfúrico e titulação pelo sulfato ferroso amoniacal 0,1 mol L⁻¹, segundo o recomendado pela Embrapa (1997).

j- Fracionamento da matéria orgânica do solo - Carbono da matéria orgânica particulada e associado às frações minerais.

O fracionamento físico da matéria orgânica foi determinado apenas em amostras das três primeiras camadas (0-10, 10-20 e 20-30 cm). Foi adotado o método descrito por Cambardella & Elliot (1992), onde, como primeira etapa, aproximadamente 20 g de solo e 70 ml de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹) foram homogeneizados durante 15 horas em agitador horizontal. A seguir, a suspensão foi passada por peneira de 53 mm com auxílio de jato de água. O material retido na peneira, que consiste na matéria orgânica particulada, foi secado em estufa a 50°C, quantificado em relação a sua massa, moído em gral de porcelana e analisado em relação ao teor de C orgânico. O estoque de C na MO associada aos minerais foi calculado pela diferença entre os teores de carbono da matéria orgânica total e os da matéria orgânica particulada (>53 mm).

k- Fracionamento das substâncias húmicas.

A extração e fracionamento quantitativo das substâncias húmicas foi realizada segundo a técnica de solubilidade diferencial estabelecida pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (Swift, 1996), conforme técnica adaptada por (Benites et al., 2003). Foram quantificados os teores de carbono orgânico das frações ácidos fúlvicos (C-FAF), ácidos húmicos (C-FAH) e humina (C-HUM). Foram calculadas as relações C-FAH/C-FAF e C-EA/C-HUM (Benites et al., 2003) e o percentual de cada fração em relação ao carbono orgânico total (COT), sendo, %FAF, %FAH, %HUM.

l- Estoque de carbono no solo

O estoque de carbono foi avaliado nas diferentes camadas do solo até um metro de profundidade. Para sua determinação foram utilizados os dados de densidade carbono orgânico do solo, determinados segundo Embrapa (1997).

O estoque de carbono foi calculado a partir da expressão $\text{EstC} = (C \times D_s \times E) / 10$, onde o EstC representa o estoque de carbono (Mg ha⁻¹); C, indica o teor de C orgânico na camada avaliada (g kg⁻¹); D_s, a densidade do solo (Mg m⁻³) e E a espessura (cm) da camada em análise.

2.2 Análises Estatísticas

Por não atender, inicialmente, os requisitos de normalidade da distribuição dos erros (teste de Lillifors / SAEG 5.0) e homogeneidade das variâncias (testes de Cochran e Bartlett / SAEG 5.0) para o emprego da análise de variância (ANOVA) e estatística paramétrica, os dados de estabilidade dos agregados (DMP) foram submetidos à transformação logarítima, o que possibilitou a comparação dos valores médios de cada parâmetro, entre as unidades de estudo, por meio do teste T de Bonferroni, com a utilização do programa estatístico Sisvar 4.6 (Ferreira, 2004).

Já os dados de densidade do solo, das partículas e porosidade total não necessitaram de transformação para serem submetidos à ANOVA

Das propriedades químicas estudadas apenas os dados de carbono da matéria orgânica particulada e associado às frações minerais do solo também não atenderam inicialmente os requisitos de normalidade da distribuição dos erros (teste de Lillifors / SAEG 5.0) e homogeneidade das variâncias (testes de Cochran e Bartlett / SAEG 5.0), sendo também necessária sua transformação logarítima para posterior comparação dos valores médios por meio do teste T de Bonferroni, com a utilização do programa estatístico Sisvar 4.6 (Ferreira, 2004).

As demais propriedades químicas, por atenderem esses requisitos de normalidade e homogeneidade, puderam diretamente comparadas pelos seus valores médios entre as diferentes UEs, com o teste T de Bonferroni, usando o programa estatístico Sisvar 4.6 (Ferreira, 2004).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Propriedades físicas

3.1.1 Textura

A composição textural das camadas do solo avaliadas nas diferentes unidades de estudo (UEs), assim como o grau de flocculação são apresentadas na Tabela 19.

A textura do solo apresenta apenas ligeiras variações quando se comparam as mesmas camadas das diferentes UEs, mantendo-se de modo geral dentro das classes texturais franco-argiloarenosa e argilo-arenosa até a profundidade de 50 cm e argilosa nas camadas subseqüentes. Tal distribuição uniforme pode ser devido à semelhança do material de origem do solo nas diferentes áreas e ao fato de que a textura é uma das características mais estáveis do solo (Oliveira et al., 1992).

Nas diferentes UEs, os agentes de degradação dos solos não apresentaram intensidade de ação suficiente para provocar alterações significativas na textura, fazendo com que ela, por si só, não se constitua num bom índice para avaliação da integridade da paisagem para estas condições. No entanto, a homogeneidade textural observada nos solos das quatro áreas deve ser destacada como um importante fator na validação de outros atributos edáficos que se mostraram bons índices de avaliação de degradação, já que estes são marcadamente influenciados pela textura.

Tabela 19. Composição e classificação textural e grau de floculação ⁽¹⁾ nas camadas do solo avaliadas das diferentes UEs ⁽²⁾

Prof.	Granulometria g kg ⁻¹)			Classe textural (SBCS)		GF
	Areia	Silte	Argila	Detalhada	Simplificada	
FSEI						
0-10	550	80	370	Argilo-arenosa	Argilosa	47
10-20	501	79	420	Argilo-arenosa	Argilosa	37
20-30	470	70	460	Argilo-arenosa	Argilosa	30
30-40	460	70	470	Argilo-arenosa	Argilosa	28
40-50	450	50	500	Argilosa	Argilosa	29
50-60	440	40	520	Argilosa	Argilosa	31
60-70	420	40	540	Argilosa	Argilosa	33
70-80	410	40	550	Argilosa	Argilosa	33
80-90	400	38	562	Argilosa	Argilosa	30
90-100	390	30	580	Argilosa	Argilosa	75
FSEM						
0-10	560	120	320	Franco-argilo-arenosa	Média	56
10-20	530	110	360	Argilo-arenosa	Argilosa	42
20-30	520	100	380	Argilo-arenosa	Argilosa	36
30-40	510	100	390	Argilo-arenosa	Argilosa	33
40-50	480	100	420	Argilo-arenosa	Argilosa	42
50-60	500	90	410	Argilo-arenosa	Argilosa	40
60-70	470	90	440	Argilo-arenosa	Argilosa	37
70-80	470	80	450	Argilosa	Argilosa	40
80-90	450	80	470	Argilosa	Argilosa	38
90-100	430	80	490	Argilosa	Argilosa	48
FSEA						
0-10	640	70	290	Franco-argilo-arenosa	Média	47
10-20	540	90	370	Argilo-arenosa	Argilosa	37
20-30	500	90	410	Argilo-arenosa	Argilosa	35
30-40	470	90	440	Argilo-arenosa	Argilosa	32
40-50	490	80	430	Argilo-arenosa	Argilosa	36
50-60	470	80	450	Argilosa	Argilosa	29
60-70	460	80	460	Argilosa	Argilosa	38
70-80	440	60	500	Argilosa	Argilosa	33
80-90	410	60	530	Argilosa	Argilosa	96
90-100	400	80	520	Argilosa	Argilosa	98
PMM						
0-10	590	120	290	Franco-argilo-arenosa	Média	43
10-20	570	110	320	Franco-argilo-arenosa	Média	34
20-30	560	90	350	Franco-argilo-arenosa	Média	29
30-40	550	80	370	Franco-argilo-arenosa	Argilosa	30
40-50	520	60	420	Argilo-arenosa	Argilosa	34
50-60	440	50	510	Argilosa	Argilosa	52
60-70	390	70	540	Argilosa	Argilosa	39
70-80	400	60	540	Argilosa	Argilosa	58
80-90	390	50	560	Argilosa	Argilosa	95
90-100	380	60	560	Argilosa	Argilosa	82

¹ Médias de cinco repetições. ² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

3.1.2 Densidade do solo, densidade das partículas e porosidade total

A densidade do solo e a porosidade total do solo, nas camadas e unidades de estudo (UEs), são apresentadas nas Figuras 30 e 31, respectivamente, e a densidade das partículas na Tabela 20.

Em geral a tendência de menores valores de densidade do solo (Figura 30), para todas as UEs, foi observada na profundidade de 0-10 cm, com aumento nas camadas inferiores, mas sem diferença significativas (ANOVA) em profundidade. Estes resultados, para todas UEs, foram superiores àqueles encontrados por Menezes (1999), na mesma região, em ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO, de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm em floresta secundária (0,92 a 1,06 Mg m⁻³) e pasto formado com Braquiária (1,32 a 1,40 Mg m⁻³). Esta diferença pode ser atribuída à variação da textura do solo entre as áreas estudadas. Os teores de argila observados por Menezes (1999) foram superiores aos deste estudo (Tabela 19).

Os valores médios de densidade do solo variaram entre 1,43 e 1,63 Mg m⁻³ em FSEI, 1,29 e 1,63 Mg m⁻³ em FSEM, 1,31 e 1,57 Mg m⁻³ em FSEA e 1,41 e 1,65 Mg m⁻³ em PMM, sem, entretanto, diferenças significativas (ANOVA) deste atributo entre as áreas em quaisquer das profundidades estudadas. Mantendo a mesma tendência dos resultados de densidade do solo, também sem diferenças significativas, os valores de porosidade total (Figura 31) foram maiores, em todas as UEs, de 0-10 cm e diminuindo nas camadas inferiores (FSEI: 0,35 a 0,64 cm³ cm⁻³, FSEM: 0,39 a 0,49 cm³ cm⁻³, FSEA: 0,38 a 0,48 cm³ cm⁻³ e PMM: 0,36 a 0,43 cm³ cm⁻³). Esta tendência de redução da porosidade em profundidade, apesar de não significativa, foi atribuída ao peso que uma camada do solo exerce sobre a outra e também ao aumento do conteúdo de argila em profundidade.

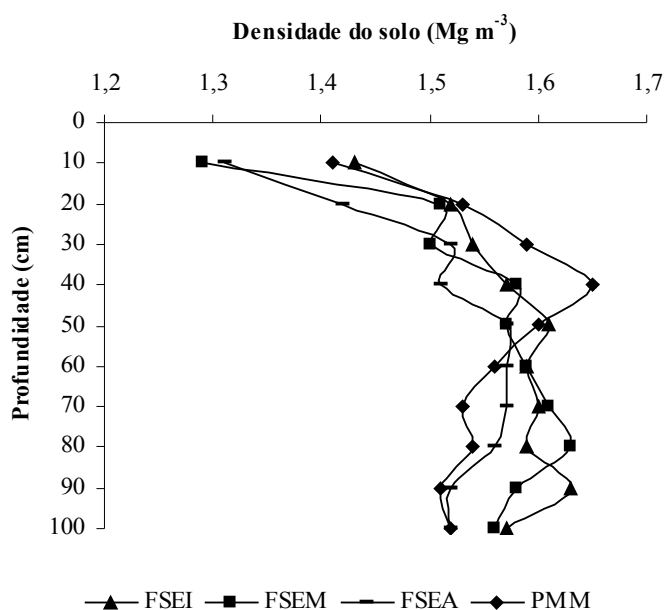


Figura 29. Densidade do solo em profundidade nas unidades de estudo (UEs).

Médias de cinco repetições.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Embora não ocorram diferenças significativas (ANOVA), os menores valores de densidade do solo e maiores de porosidade total na camada superficial foram observados nas unidades FSEA e FSEM, contrastando com os menores valores encontrados em FSEI e PMM. Para unidades sob formações florestais, as variações nestas propriedades estão associadas à dinâmica da matéria orgânica. Na área sob FSEA, os maiores aportes anuais de serapilheira (Tabela 8 Capítulo II), maiores valores de densidades de raízes finas (Tabela 12 Capítulo II), melhores índices ecológicos da macrofauna (Tabela 18 Capítulo II) e taxas de decomposição mais elevadas (Tabela 10 Capítulo II), sugerem ação mais intensa dos compostos orgânicos na agregação do solo sob estas coberturas vegetais (Bertol et al., 2000). Os índices relacionados à

dinâmica da matéria orgânica apresentaram tendência de valores intermediários em FSEM e inferiores em FSEI, acompanhando a diferença da diversidade florística que aumenta do estágio inicial para o avançado (Tabela 3).

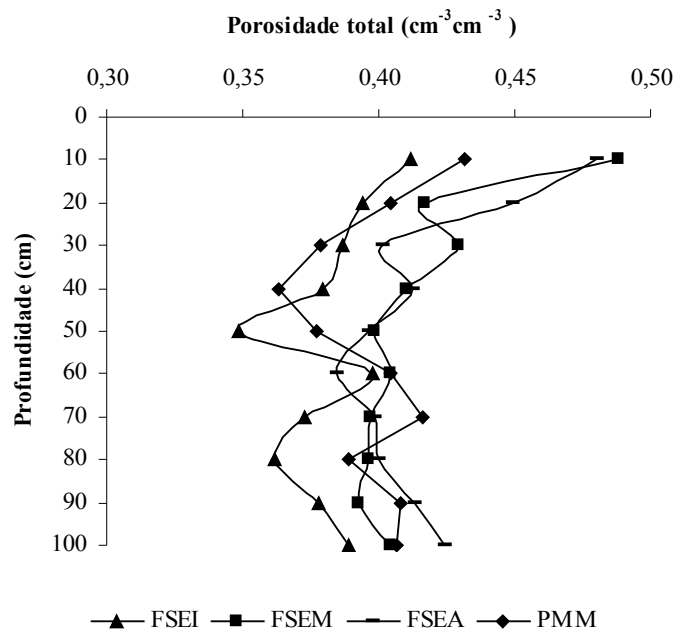


Figura 30. Porosidade total do solo em profundidade em cada nas unidades de estudo (UEs). Médias de cinco repetições.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Nas unidades de estudo que apresentam sucessão florestal em estágio mais maduro (FSEM e FSEA) devem ter contribuído ainda para os menores valores de densidade e maiores de porosidade à proteção diferencial da superfície do solo, proporcionada pelas copas das árvores de maior porte e a menor intervenção antrópica a que foi recentemente ou estão sendo submetidas estas áreas.

Os maiores valores de densidade do solo e a menor porosidade (Figura 30 e 31), observados, principalmente nas camadas superficiais, na unidade de estudo PMM, podem ser atribuídos ao manejo do solo, cujo preparo foi realizado com implementos e máquinas pesadas (trator de esteira), e ao trânsito de animais com maior porte (bovinos e eqüinos). A pressão aplicada pelo pisoteio dos animais ocasiona alterações na densidade e na porosidade do solo, especialmente nas camadas superficiais Bertol et al. (1998).

A densidade das partículas do solo (Tabela 20) apresentou, em geral, valores muito próximos nas diferentes unidades de estudo e pequena tendência de aumento da camada de 0-10 para as inferiores em todas as unidades. Os valores variaram de 2,43 a 2,64 Mg m⁻³ que indicam predomínio de minerais tais como caulinita na fração argila e quartzo na fração areia.

Tabela 20. Valores de Densidade das Partículas ⁽¹⁾ (Mg m⁻³) nas diferentes UEs e profundidades.

Profundidade (cm)	Unidades de Estudo (UEs) ⁽²⁾			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
0-10	2,43	2,52	2,52	2,48
10-20	2,51	2,59	2,58	2,57
20-30	2,51	2,63	2,54	2,56
30-40	2,53	2,68	2,57	2,59
40-50	2,47	2,61	2,60	2,57
50-60	2,64	2,67	2,55	2,62
60-70	2,55	2,67	2,61	2,62
70-80	2,49	2,70	2,60	2,55
80-90	2,62	2,60	2,59	2,55
90-100	2,57	2,62	2,64	2,56

¹ Médias de cinco repetições. ² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

3.1.3 Estabilidade de agregados do solo (DMP)

A estabilidade de agregados, avaliada através dos valores médios de diâmetro ponderado de agregados estáveis em água (DMP), mostraram resposta significativa às coberturas vegetais das diferentes UEs (Tabela 21).

Tabela 21. Valores médios de DMP (mm) ⁽¹⁾, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm nas diferentes UEs.

Profundidade (cm)	Unidades de Estudo (UEs) ⁽²⁾			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
0-5	4,34 a	3,70 0 ab	2,59 b	3,71 ab
5-10	4,19 a	3,54 ab	2,66 b	3,33 ab

¹ Médias de cinco repetições seguidas da mesma letra, na linha, não diferem pelo teste de Bonferroni a 5%.

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto

Os maiores valores médios de DMP, nas duas profundidades (0-5 e 5-10 cm), foram encontrados na área de floresta secundária estágio inicial (FSEI) (4,34 e 4,19 mm) embora estes valores tenham sido mais elevados, não foram verificadas diferenças significativas daqueles observados nas áreas de floresta secundária estágio médio (FSEM) (3,70 e 3,54 mm) e pastagem mista manejada (PMM) (3,71 e 3,33 mm). Na floresta secundária estágio avançado (FSEA), foram encontrados os menores valores de DMP (2,59 e 2,66 mm) que se diferiram significativamente daqueles verificados em FSEI e não diferindo dos observados em FSEM e PMM.

As diferenças nos valores de DMP observadas nas unidades de estudo apresentam comportamento semelhante àquelas verificadas para os teores de carbono orgânico total (Tabela 26), demonstrando a influência do carbono na agregação das camadas do solo estudadas. A matéria orgânica, segundo Castro Filho et al. (1998) é um poderoso agente de formação e estabilização dos agregados e que é comum encontrar-se correlação positiva entre seus teores e a estabilidade dos agregados do solo.

Através dos resultados do DMP pode-se supor a influência do tempo de conversão de pastagem para os diferentes estágios sucessionais na qualidade estrutural do solo. Assim, os

maiores valores de DMP da unidade de estudo FSEI podem ser atribuídos a mais recente conversão deste sistema - que ocorreu devido ao abandono da pastagem, anteriormente presente, com conseqüente desencadeamento do processo de sucessão florestal - que proporcionou uma contribuição no aporte de matéria orgânica oriunda tanto da renovação do sistema radicular das gramíneas (Tabelas 12 Capítulo II), como do abundante material decíduo formador de serapilheira (Tabela 8 Capítulo II) característico das espécies pioneiras predominante neste sistema, como apresentado na Tabela 3 do Capítulo I.

Os menores e significativos valores de DMP na unidade de estudo FSEA, que indicam pior qualidade estrutural do solo, não foram aparentemente concordantes com os maiores aportes anuais de serapilheira (Tabela 8 Capítulo II), maiores biomassa de raízes finas (Tabela 12 Capítulo II), melhores índices ecológicos da macrofauna (Tabela 18 Capítulo II) e mais elevadas taxas de decomposição (Tabela 10 Capítulo II) observados nesta unidade de estudo.

Em trabalho na Amazônia Colombiana foram avaliadas mudanças temporais na compactação de um Typic Paleudults sob uso de pastagens, com três idades de formação (menos de 3 anos, entre 3 e 9 anos e mais do que 9 anos) e tendo como referência uma área de mata nativa, onde Martinez & Zinck (2004) encontraram valores de densidade do solo, nos primeiros dez centímetros, significativamente menores na área de floresta do que nas áreas de pastagem, com aumento progressivo com o decorrer do tempo sob pastagem. Este comportamento foi atribuído principalmente ao pisoteio do gado.

Estudando as propriedades físicas de um Latossolo Vermelho Distrófico submetido a 20 anos de cultivo anual em Maringá - Paraná, tendo como referência uma área sob mata nativa, Araújo et al. (2004) encontraram valores de densidade do solo significativamente maiores na área cultivada em comparação a área referência. Os mesmos autores verificaram valores de macroporosidade e de porosidade total do solo, significativamente menores nas áreas cultivadas, em comparação com aquelas sob mata nativa. Os autores atribuíram essas diferenças ao tráfego pesado de máquinas e implementos e a redução dos teores de matéria orgânica que possivelmente desestabilizaram a agregação do solo nas áreas cultivadas, diferente do que ocorreu na área sob mata nativa onde as intervenções antrópicas não foram tão expressivas.

Estudando as alterações das propriedades físicas e mecânicas, provocadas pela ação de pastejo, em diferentes camadas (0 a 7,5, 7,5 a 15 e 15 a 25 cm) de um ARGISSOLO VERMELHO-ESCURO sob pasto misto de aveia (*Aveia strigosa Schreb.*) e ervilhaca (*Vicia sativa L.*) em Eldorado do Sul – RS, Gaggero et al. (2002) encontraram resultados que mostram valores de densidade do solo, macroporosidade e porosidade total significativamente modificados pelo pisoteio animal apenas nos primeiros 7,5 cm. Estas alterações foram demonstradas pelo aumento da densidade do solo, a diminuição da macroporosidade e porosidade total.

Considerando a mata natural como condição original de agregação do solo, Corrêa (2002), observou que os efeitos de diferentes sistemas de cultivo anual em um LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO de textura média, no Município de Querência, Mato Grosso, manifestaram-se mais intensamente sobre os agregados de diâmetro maior que 2 mm, entre 1,0 e 0,5 mm e entre 0,5 e 0,2 mm do que naqueles de 0,2 a 0,5 mm e de 0,1 a 0,2 mm. Observaram também que as modificações das classes de agregados de maior diâmetro contribuíram para o surgimento de um maior percentual das classes intermediárias. Avaliando a camada superficial (0-15 cm) do solo, sob condições de mata natural, o mesmo autor, encontrou 88% dos agregados com diâmetro maior que 2 mm e constatou que o fracionamento desses agregados do solo (maiores de 2 mm) observado nas áreas cultivadas teve início com as práticas de limpeza da área através da destoca e enleiramento e preparo do solo com grades aradora e niveladora para o primeiro cultivo.

Em estudo que avaliaram as alterações das propriedades físicas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm de um Cambissolo Alico cultivado com uma pastagem de capim-elefante-anão, cv. Mott, sob diferentes pressões de pastejo, tendo como tratamento-testemunha uma mata nativa situada próxima ao experimento, Bertol et al. (2000) encontraram resultados que mostram que em todas as pressões de pastejo a densidade foi maior na profundidade de 0-5 cm em relação a 5-10 cm. Já na área de mata nativa a densidade foi maior na camada de 5-10 cm do que na de 0-5 cm, o que atribuíram à ausência de pressão mecânica pelo pastejo e à expressiva contribuição de material orgânico adicionado ao solo pela vegetação.

Em estudo onde foram avaliadas alterações das propriedades físicas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm de um Cambissolo Álico cultivado com pastagem de capim-elefante-anão, cv. Mott, sob diferentes pressões de pastejo, tendo como tratamento-testemunha mata nativa próxima ao experimento, Bertol et al. (2000) observaram que, em todas as pressões de pastejo, a densidade foi maior na profundidade de 0-5 cm em relação a 5-10 cm. Já na área de mata nativa a densidade foi maior na camada de 5-10 cm em comparação a camada de 0-5 cm, o que foi atribuído à ausência de pressão mecânica pelo pastejo e à expressiva contribuição de material orgânico adicionado ao solo pela parte aérea da vegetação florestal.

Em estudo que teve como objetivo avaliar e comparar as mudanças nas propriedades da camada de 0-15 cm de um solo classificado como Typic Paleustults sob cobertura florestal nativa tropical decídua, reflorestamento, pastagem e agricultura anual no distrito de Gazipur, divisão de Dhaka, Bangladesh, Islam & Weil (2000) encontraram resultados que mostraram maiores valores de densidade do solo e menores de porosidade total na área sob cultivo do que naquelas sob as outras coberturas. A estabilidade de agregados do solo foi mais alta nas áreas sob floresta natural e pastagem, intermediária na área reflorestada e mais baixa nas áreas sob cultivo. Destacaram também que o solo sob cultivo apresentou menores valores de silte e valores ligeiramente menores de argila do que aqueles sob outras coberturas, o que foi atribuído à exposição do solo com a remoção preferencial do silte por erosão nos meses de chuvas intensas. Supuseram ainda, que o maior conteúdo residual de areia, combinado com a pobre agregação, contribuíram para o aumento da densidade e diminuição da porosidade do solo sob cultivo anual. Os autores justificaram o comportamento da qualidade física dos solos das áreas pelas diferentes contribuições dos aportes de carbono lábil e exudatos radiculares na estabilização dos agregados, que provavelmente foi mais positiva nas áreas sob floresta e pastagem, e pela menor proteção física da matéria orgânica em decorrência do rompimento de macroagregados durante a constante mobilização dos solos na área sob cultivo.

Em trabalho que utilizou indicadores de qualidade para avaliação do estágio de degradação de ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO em diferentes posições de encostas e sob diferentes coberturas vegetais em Pinheiral – RJ, Menezes (1999) encontrou valores de densidade do solo, para todas as posições na encosta, menores em floresta secundária do que aqueles nas áreas sob pasto formado de Braquiária. Guardando coerência com os resultados anteriores o autor encontrou dados de porosidade total e diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP), em geral, maiores na área sob floresta. Os menores valores de densidade e maiores de porosidade e DMP, na área de mata secundária, foram associados ao maior aporte de matéria orgânica e a menor variação dessas propriedades foram relacionadas à proteção diferencial da superfície do solo, proporcionada pelas copas dos diferentes estratos da mata, e a menor intervenção antrópica a que foi submetida esta área. Já na área de pastagem de Braquiária os maiores valores de densidade e menores de porosidade, foram atribuídos ao manejo do solo, cujo preparo foi realizado com implementos e máquinas pesadas (trator de esteira), e ao maior trânsito de animais.

3.2 Propriedades químicas

As coberturas vegetais do solo podem também refletir sobre 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. Os resultados das propriedades químicas alumínio trocável, cálcio, magnésio, acidez trocável, fósforo, carbono orgânico, frações da matéria orgânica e estoque do carbono no solo serão aqui apresentados e discutidos.

3.2.1 Complexo sortivo

O comportamento dos teores de alumínio, cálcio, magnésio e potássio é representado nas Figuras 32, 33, 34 e 35. De modo geral, os teores de alumínio aumentam e os de cálcio, magnésio e potássio diminuem em profundidade. O magnésio foi uma exceção a este comportamento, nas unidades de estudo (UEs) pastagem mista manejada (PMM) e floresta secundária estágio avançado (FSEA), que apresentaram tendência de aumento em profundidade. Essa variação foi atribuída ao material de origem Biotita Gnaiss (rocha metamórfica) que, por suas características de orientação dos minerais, pode apresentar grande variação do teor de nutrientes lateralmente e em profundidade.

Pela análise da distribuição desses elementos em profundidade verificam-se na área sob PMM, de 0-10 cm, valores significativamente mais baixos de alumínio ($0,19 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), mais elevados de cálcio ($1,43 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) e de potássio ($0,47 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) do que as camadas subseqüentes, assim como uma tendência de valores semelhantes de magnésio entre as camadas avaliadas sob a mesma cobertura. Este comportamento pode ser explicado pela maior adição de carbono orgânico, provindo da contribuição das raízes finas de gramíneas, que apresentam renovação rápida e constante (Mello et al., 1989) contribuindo positivamente com a ciclagem de nutrientes e com a complexação do alumínio (Giongo et al., 1997).

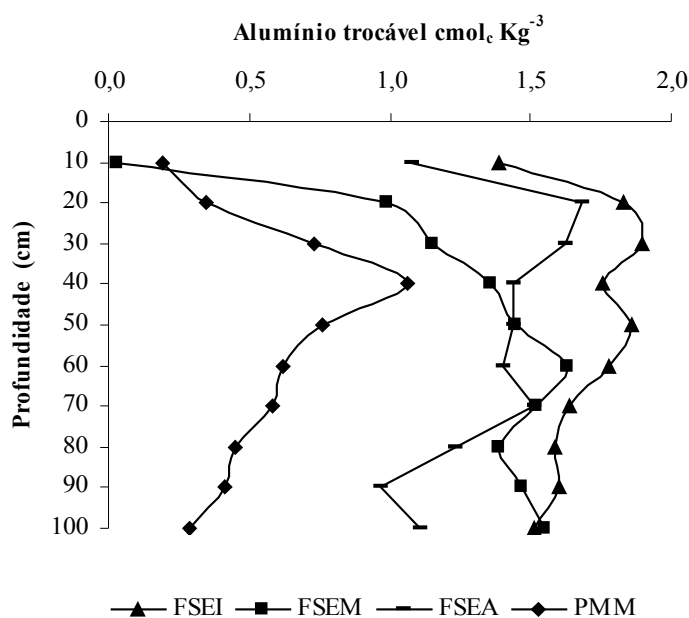


Figura 31. Valores de alumínio trocável em função da profundidade em cada UE.

Médias de cinco repetições. Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Nas camadas do solo, as UEs sob florestas secundárias estágio inicial (FSEI) e avançado (FSEA) não apresentaram diferenças dos valores de alumínio, cálcio, magnésio e potássio. O contrário ocorreu na UE sob floresta estágio médio (FSEM) onde a camada de 0-10 cm apresentou o menor valor de alumínio ($0,03 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) e os maiores valores de cálcio ($2,33 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), magnésio ($2,69 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) e potássio ($1,45 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), com modificações de magnitude nas camadas subseqüentes. Tal comportamento também pode ser correlacionado com os valores de carbono orgânico (Tabela 24) do solo, que apresentam em FSEM a mais expressiva diminuição em profundidade, na comparação entre as UEs florestais.

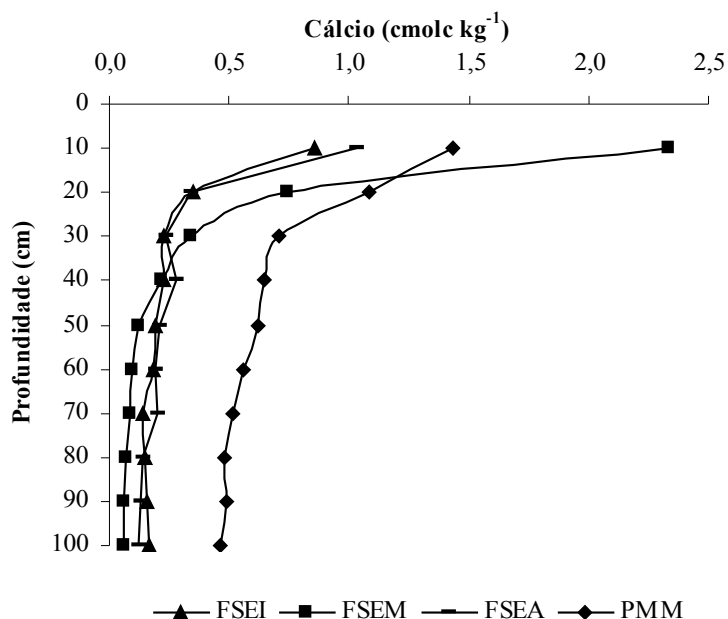


Figura 33. Valores de cálcio em função da profundidade em cada UE.

Médias de cinco repetições. Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Os valores médios de alumínio, cálcio, magnésio, potássio e sódio no solo sob as diferentes UEs para cada uma das camadas estudadas são apresentados na Tabela 23. Na camada superficial (0-10 cm) os menores valores de alumínio e os maiores de cálcio, magnésio e potássio foram encontrados nas UEs FSEM ($0,03$; $2,33$, $2,69$ e $1,45 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ respectivamente) e PMM ($0,19$; $1,49$, $1,90$ e $0,47 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ respectivamente), contrastando com valores observados em FSEI ($1,39$; $0,86$, $1,18$ e $0,35 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) e FSEA ($1,08$; $1,03$, $1,05$ e $0,15 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$).

Os resultados dessas propriedades em PMM também podem ser justificados pela constante renovação do sistema radicular das gramíneas que atuam na ciclagem de bases e na complexação do alumínio trocável por meio da matéria orgânica que adicionam no sistema (Miyazawa et al., 1992; Giongo et al., 1997).

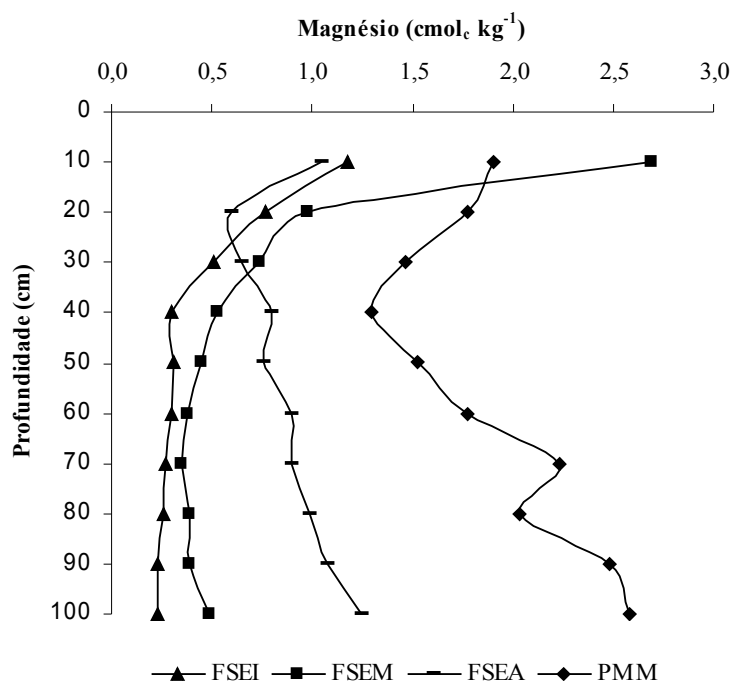


Figura 32. Valores de magnésio em função da profundidade em cada UE. Médias de cinco repetições.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Embora não tenham sido constatados maiores aportes de serapilheira (Tabela 6 Capítulo II) e produção de biomassa radicular (Tabela 10 Capítulo II) em FSEM, os altos valores de bases e baixos teores de alumínio na camada superficial dessa UE podem estar relacionados a mais baixa taxa de decomposição da serapilheira (fator *k*) (Tabela 8 Capítulo II) que ocorreu nessa formação, o que possivelmente contribuiu para uma menor perda de carbono. Esse comportamento indica que a matéria orgânica contribuiu no aumento da disponibilidade de cálcio, magnésio e potássio por meio de ciclagem e diminuição de alumínio por complexação.

As propriedades do solo na área sob FSEI podem ser explicadas por seu prolongado uso com agricultura em pequena escala e de subsistência, que antecedeu ao início da sucessão florestal, com baixo nível tecnológico de manejo do solo, sem emprego de calagem e adubação ou com essas práticas subestimadas, e pela retirada de bases do sistema via colheita de produtos da área. Somado a isto, a exposição do solo ao processo erosivo durante período prolongado de cultivo em encosta, por certo contribuiu para perda de bases por escoamento superficial. Supõe-se que tais perdas nessa UE não puderam até o presente ser compensada pelos aportes de matéria orgânica deste estágio inicial de sucessão florestal, mesmo com a presença de gramíneas remanescentes de pastagens ali anteriormente existentes.

Os resultados encontrados em FSEA podem ser atribuídos à imobilização de bases nas plantas de maior porte que predominam neste sistema, principalmente nos seus compartimentos de maior biomassa vegetal como troncos e em menor quantidade na serapilheira (Silva, 1998), com conseqüente menor ciclagem de nutrientes, assim como à acidificação ocasionada pelo sistema radicular das espécies dominantes nesse ambiente (Miranda et al, 1997). Os elevados aportes de serapilheira (Tabela 6 Capítulo II) e altas taxas de decomposição da mesma (Tabela 8 Capítulo II) podem também estar contribuindo para acidificação do solo e conseqüente diminuição de cálcio, magnésio e potássio e elevação dos teores de alumínio.

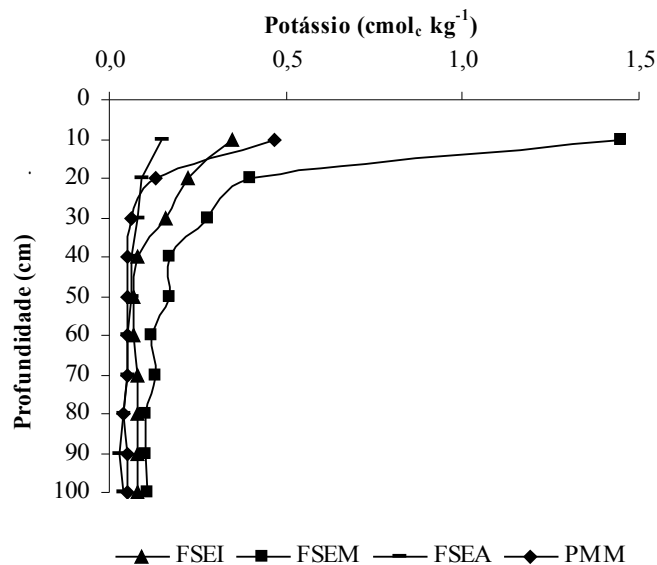


Figura 35. Valores de potássio em função da profundidade em cada UE. Médias de cinco repetições.

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

A relação quantitativa entre cálcio e magnésio mostra valores superiores ou iguais do segundo elemento em todas as UEs nas diferentes profundidades (Tabela 22). Supõe-se que tal fato também possa ser justificado pela presença do magnésio na composição do material de origem (biotita gnaíse). Os baixos valores de sódio em todas as camadas avaliadas não apresentaram diferenças significativas na comparação dos solos sob as diferentes UEs. Este comportamento é corroborado por Menezes (1999) em trabalho na mesma sub-bacia.

Comportamento similar para um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO na mesma sub-bacia, foi verificado por Menezes (1999). O autor encontrou maiores valores de cálcio e magnésio e menores de alumínio nas camadas superficiais da área sob pastagem quando comparada a uma área de mata natural, o que também atribuiu à prática de calagem na implantação da pastagem.

Estudando na Austrália os impactos do desmatamento nas propriedades químicas do solo (Ferralsol) em três áreas distintas, sob pastagem abandonada (desmatada há 70 anos e abandonada há 30 anos); sob recente (em 1992) reflorestamento com espécies nativas e sob floresta tropical nativa, que serviu como referência, Rasiah et al. (2003) encontraram mais altos valores de bases, assim como menores teores de alumínio em área de floresta nativa do que aqueles encontrados nas áreas de pastagem abandonada e área ou pastagem reflorestada. Este comportamento foi atribuído à acidificação provocada pela exploração da área com pastagem sem qualquer prática corretiva e a ciclagem de elementos através da deposição de material decíduo na área de floresta.

Tabela 22. Valores de alumínio, cálcio, magnésio, potássio e sódio do solo ⁽¹⁾ nas diferentes UEs até 50 cm de profundidade.

Profundidade (cm)	Unidades de Estudo (UES ⁽²⁾).			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
Alumínio trocável				
-----cmol.kg ⁻¹ -----				
0-10	1,39 a	0,03 b	1,08 a	0,19 b
10-20	1,83 a	0,99 b	1,68 a	0,35 b
20-30	1,90 a	1,15 bc	1,62 ab	0,73 c
30-40	1,76 a	1,36 ab	1,44 ab	1,06 b
40-50	1,86 a	1,45 a	1,44 a	0,76 b
Cálcio				
-----cmol.kg ⁻¹ -----				
0-10	0,86 b	2,33 a	1,03 b	1,43 b
10-20	0,35 b	0,74 ab	0,34 b	1,08 a
20-30	0,23 a	0,34 a	0,24 a	0,71 a
30-40	0,23 a	0,22 a	0,28 a	0,65 a
40-50	0,19 a	0,12 a	0,21 a	0,62 a
Magnésio				
-----cmol.kg ⁻¹ -----				
0-10	1,18 c	2,69 a	1,05 c	1,90 b
10-20	0,77 b	0,98 b	0,60 b	1,77 a
20-30	0,51 b	0,74 b	0,65 b	1,47 a
30-40	0,30 b	0,53 b	0,80 ab	1,30 a
40-50	0,31 b	0,45 b	0,76 b	1,52 a
Potássio				
-----cmol.kg ⁻¹ -----				
0-10	0,35 b	1,45 a	0,15 c	0,47 b
10-20	0,22 b	0,40 a	0,10 b	0,13 b
20-30	0,16 ab	0,28 a	0,08 b	0,06 b
30-40	0,08 a	0,17 a	0,06 a	0,05 a
40-50	0,07 a	0,17 a	0,06 a	0,05 a
Sódio				
-----cmol.kg ⁻¹ -----				
0-10	0,06 a	0,06 a	0,06 a	0,08 a
10-20	0,05 a	0,06 a	0,06 a	0,07 a
20-30	0,05 a	0,06 a	0,06 a	0,07 a
30-40	0,05 a	0,06 a	0,06 a	0,07 a
40-50	0,05 a	0,07 a	0,06 a	0,07 a

¹ Médias de cinco repetições com a mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Em trabalho realizado em Rondônia, em que avaliaram o papel nas propriedades químicas dos primeiros 30 cm do solo de diferentes ordens (Oxisols, Ultisols e Alfisols), pastagens de diferentes idades sem adubação e calagem e formas de uso (gado de leite e corte), tendo como referência uma área de mata natural, Numata et al. (2006) encontraram resultados que mostraram tendência de aumento de teores de cálcio e magnésio da à área de floresta para as de pastagem sob as diferentes formas de uso, sendo este comportamento observado para as três ordens de solo. Os resultados apresentados pelos autores, apesar de não terem sido significativos, podem ser atribuídos ao aporte de carbono e ciclagem desses elementos, proporcionado pelo sistema radicular superficial das gramíneas introduzidas. Quanto aos teores de alumínio foram encontrados valores significativamente maiores na área sob floresta do que naquelas sob pastagens na ordem Oxisol e significativamente iguais nas

áreas sob as diferentes coberturas vegetais nas ordens Ultisols e Alfisols. Tal comportamento foi atribuído a diferenças na mineralogia de argila nos solos, sendo os Oxisols mais intemperizados que as outras ordens, apresentam menor capacidade de retenção de bases e conseqüente maior suscetibilidade a perdas por lixiviação.

Os valores de soma de bases (valor S), de capacidade de troca de cátions (valor T) e o de saturação de bases (valor V) são apresentados nas tabelas 23, 24 e 25 respectivamente.

O valor S, embora com diferenças significativas apenas da camada superficial (0-10 cm) para as inferiores (até 100 cm) de FSEM, mostrou uma tendência geral de diminuição em profundidade (Tabela 23), o que evidencia o efeito da ciclagem de nutrientes nas camadas superficiais de todas as áreas.

Quando se avalia o efeito da cobertura vegetal das UEs, o comportamento do valor S, na camada superficial (0-10 cm), foi semelhante ao observado para cálcio, magnésio e potássio com destaque do valor médio mais alto para FSEM (7,12 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) intermediário para PMM (14,58 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) e mais baixos para FSEI (2,96 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) e FSEA (2,82 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$). As camadas inferiores em PMM mantiveram, até a profundidade de 100 cm, significativos maiores valores de S do que as demais UEs, o que é decorrente dos maiores valores de magnésio, inclusive com aumentos em profundidade, observados em todo o perfil estudado. Resultados semelhantes, na mesma região desse estudo, quanto aos menores valores na área sob floresta nativa quando comparados aos encontrados em área sob pastagem foram encontrados por Oliveira (1998) e Menezes (1999).

Tabela 23. Valor S ⁽¹⁾ nas diferentes UEs até 100 cm de profundidade.

PROFUNDIDADE (cm)	UNIDADE DE ESTUDO ⁽²⁾			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
	Valor S $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$			
0-10	2,44 cA	6,54 aA	2,29 cA	3,87 bA
10-20	1,39 bAB	2,18abB	1,09 bA	3,06 aA
20-30	0,96 bAB	1,43 abB	1,03 bA	2,33 aA
30-40	0,67 bB	0,98 bB	1,20 abA	2,10 aA
40-50	0,63 bB	0,81 bB	1,08 bA	3,28 aA
50-60	0,61 bB	0,66 bB	1,19 bA	2,48 aA
60-70	0,55 bB	0,63 bB	1,20 bA	2,91 aA
70-80	0,55 bB	0,62 bB	1,23 bA	2,66 aA
80-90	0,53 bB	0,60 bB	1,30 bA	3,11 aA
90-100	0,54 bB	0,71 bB	1,47 bA	3,17 aA

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

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado e PMM – Pato manejado misto.

A variação do valor S refletiu as diferenças nos teores de Ca, Mg, e K, anteriormente discutidas, em função do manejo das áreas e da expressão da dinâmica da matéria orgânica em cada um dos sistemas estudados. O valor T foi baixo (6 a 11 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) em todas as UEs e profundidades estudadas (Tabela 24). Na avaliação do efeito da cobertura das UEs nesta propriedade, observaram-se, na camada superficial (0-10 cm), valores significativamente mais elevados (10 a 14 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) em FSEM, acompanhando o comportamento observado para soma de bases (valor S). As outras três UEs apresentaram semelhantes valores T.

Na segunda camada avaliada (10-20 cm) não foram encontradas diferenças significativas desta propriedade entre as UEs; enquanto da camada de 20-30 em diante, até os 100 cm, os resultados mostraram valores significativamente maiores em PMM, como conseqüência dos altos valores de magnésio atribuídos ao material de origem do solo.

Avaliando as camadas superficiais de ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO em áreas da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, Oliveira (1998) e Menezes (1999), encontraram resultados de valor T do solo sob florestas secundárias superiores aos das áreas sob pastagem, o que atribuíram aos maiores valores de acidez trocável (H + Al).

Tabela 24. Valor T ⁽¹⁾ nas diferentes UEs até 100 cm de profundidade.

PROFUNDIDADE	UNIDADE DE ESTUDO ⁽²⁾			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
	Valor T cmol.kg ⁻¹			
0-10	10,60 bA	13,60 aA	10,00 bA	11,00 bA
10-20	8,60 aB	9,20 aB	8,60 aAB	9,40 aAB
20-30	7,60 bBC	8,80 abB	8,00 bAB	9,60 aAB
30-40	7,00 aBC	8,00 aBC	7,40 aAB	8,40 aB
40-50	7,00 aBC	7,80 aBC	7,20 aAB	8,60 aB
50-60	6,40 aBC	6,80 aCD	7,20 aAB	8,60 aB
60-70	6,40 bBC	6,60 abCD	7,40 abAB	9,20 aB
70-80	6,00 aC	6,60 aCD	7,40 aAB	8,40 aB
80-90	6,20 bBC	6,20 abD	7,00 abB	8,80 aB
90-100	6,20 bBC	6,60 abCD	7,00 abB	8,60 aB

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

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado e PMM – Pato manejado misto.

O valor V foi menor que 50 % (Tabela 25) para todas as UEs e profundidades, com exceção da primeira camada de FSEM, o que é comum nos ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS originados de rochas gnáissicas e quando desenvolvidos em condições climáticas e/ou topográficas que favoreçam a lixiviação de bases. Observa-se também, uma diminuição do valor V % das camadas superficiais para as subsuperficiais nas áreas de FSEI e FSEM, como resultado de diferentes níveis de adições de bases pelo manejo e/ou ciclagem de nutrientes. Nas áreas de FSEA e PMM não se verificou aumento do valor V% em profundidade, o que também pode ser justificado pelas maiores concentrações de magnésio nas camadas inferiores como já discutido anteriormente.

O valor V na camada superficial (0-10 cm) apresentou-se significativamente mais elevado nas UEs FSEM (52 %) e PMM (42 %) e menor em FSEI (28 %) e FSEA (28%). Como já discutido anteriormente, os maiores valores para FSEM e PMM são resultantes dos mais altos níveis de adição de bases neste sistema através da ciclagem de elementos; e os mais baixos em FSEI e FSEA, resultantes da maior extração de elementos pelos usos anteriores (pasto degradado e agricultura de subsistência) e pela menor proteção diferencial e conseqüente perda erosiva em FSEI; por imobilização de bases na biomassa vegetal (Oliveira, 1998; Silva, 1998) e pelo maior aporte matéria orgânica influenciando os valores de acidez extraível na área sob FSEA.

Nas camadas subseqüentes, de modo geral, os valores V foram significativamente maiores em PMM e sem diferenças significativas entre as outras UEs. Estes resultados são concordantes com aqueles relatados para soma de bases (valor S).

Tabela 25. Valor V ⁽¹⁾ nas diferentes UEs até 100 cm de profundidade.

PROFUNDIDADE	UNIDADE DE ESTUDO ⁽²⁾			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
	Valor V			
----- % -----				
0-10	28 bA	52 aA	28 bA	42 aA
10-20	22 bA	29 abB	19 bA	39 aA
20-30	19 aA	23 aB	20 aA	32 aA
30-40	16 bA	19 bB	23 abA	33 aA
40-50	16 bA	19 bB	22 abA	35 aA
50-60	17 bA	17 bB	23 bA	39 aA
60-70	16 bA	17 bB	23 bA	44 aA
70-80	17 bA	17 bB	24 bA	42 aA
80-90	17 bA	17 bB	27 bA	47 aA
90-100	17 bA	18 bB	29 bA	47 aA

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

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado e PMM – Pato manejado misto.

Em solos arenosos Ramalho et al. (1997) verificaram 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.

3.2.2 Valores de pH, carbono orgânico, fósforo e acidez extraível (H⁺ + Al³⁺)

Os valores médios de pH, carbono orgânico, fósforo assimilável e acidez extraível são apresentados na Tabela 26.

Assim como as outras propriedades estudadas, os valores de pH, carbono orgânico total (COT) e P refletiram os efeitos das diferentes coberturas vegetais, de forma mais acentuada, nas cinco primeiras camadas (até 50 cm). Já os valores de acidez extraível (H⁺ + Al³⁺) não mostraram diferenças significativas entre as unidades de estudo (UEs), em qualquer das camadas avaliadas, apresentando apenas uma tendência de diminuição em profundidade.

Coerente com o comportamento dos valores de bases e alumínio, os mais baixos valores de pH nas duas camadas superficiais (Tabela 26) foram observados em FSEA (4,2) e FSEI (4,6 e 4,5). Destacam-se também os valores significativamente maiores em PMM (5,1 a 5,7), em todas as camadas estudadas e em FSEM (5,1) na primeira camada superficial. Os mais altos valores na primeira camada de FSEM, podem ser atribuídos a ciclagem de bases e menor imobilização destas na biomassa vegetal das espécies arbustivas e arbóreas características deste estágio de sucessão florestal, ao contrário do que ocorre em FSEA.

Em trabalho já citado, Numata et al. (2006), encontraram menores valores de pH nas três áreas de floresta nativa quando comparados aos das áreas de pastagem, apesar de não ter sido realizada nestas áreas, qualquer prática corretiva de acidez. Em um Ferralsol na Austrália valores mais altos de pH na floresta do que na pastagem abandonada, foram encontrados por Rasiah et al. (2003). Os autores atribuíram à contribuição contínua de bases trocáveis, por meio da deposição de material formador da serapilheira, que poderia estar criando condições favoráveis à neutralização da acidez neste sistema.

Tabela 26. Valores de pH, carbono orgânico e fósforo do solo ⁽¹⁾ nas diferentes UEs até 50 cm de profundidade.

Profundidade (cm)	Unidades de Estudo (UES) ⁽²⁾ .			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
pH				
0-10	4,6 b	5,1 a	4,2 c	5,2 a
10-20	4,5 b	4,6 b	4,3 b	5,3 a
20-30	4,6 b	4,4 b	4,4 b	5,3 a
30-40	4,6 b	4,5 b	4,6 b	5,2 a
40-50	4,6 b	4,5 b	4,6 b	5,1 a
Carbono orgânico ----- gkg ⁻¹ -----				
0-10	18,03 ab	21,01 a	16,45 b	17,52 ab
10-20	14,11 a	13,57 ab	12,48 ab	10,49 b
20-30	10,40 a	9,42 ab	8,22 ab	6,50 b
30-40	8,12 a	7,08 a	6,74 a	5,91 a
40-50	6,92 a	6,59 a	6,49 a	5,19 a
Fósforo ----- mgkg ⁻¹ -----				
0-10	2,20 b	2,20 b	4,20 a	3,40 a
10-20	1,00 b	1,20 b	2,40 a	2,60 a
20-30	0,40 c	0,80 bc	1,40 ab	2,00 a
30-40	0,60 b	0,60 b	1,40 a	1,80 a
40-50	0,60 b	0,60 b	1,40 ab	1,80 a
Acidez extraível(H⁺ + Al⁺³) ----- cmol _c kg ⁻¹ -----				
0-10	7,67 a	6,57 a	7,23 a	6,27 a
10-20	6,85 a	6,56 a	7,0 a	5,58 a
20-30	6,17 a	6,35 a	6,32 a	6,71 a
30-40	5,96 a	6,00 a	5,54 a	5,51 a
40-50	5,73 a	5,81 a	5,68 a	5,48 a

¹ Médias de cinco repetições com a mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Os teores de carbono orgânico total (COT) (Figura 36) diminuíram progressivamente em profundidade nas quatro UEs. Na comparação dos efeitos da cobertura vegetal das UEs sobre os valores de carbono orgânico (Tabela 26), observaram-se diferenças significativas apenas nas três primeiras camadas. Em geral, os maiores valores foram encontrados em FSEI (18,08; 14,1 e 10,4 g kg⁻¹) e FSEM (21,01; 13,57 e 9,42 g kg⁻¹), intermediários em FSEA (16,45; 12,48 e 8,22 g kg⁻¹) e, menores em PMM (17,82; 10,49 e 6,5 gkg⁻¹).

Considerando-se apenas a primeira camada (0-10 cm) onde se observou influência direta do aporte de serapilheira, destacaram-se os menores valores de COT do solo sob FSEA. Esses resultados são aparentemente discordantes dos valores de aporte de serapilheira apresentados na Tabela 8 Capítulo II, onde são apresentados maiores valores adicionados nesse estágio florestal. Tal comportamento foi atribuído a dois principais fatores: i- grande parte do carbono orgânico da biomassa vegetal acima do solo nesses ecossistemas florestais encontra-se imobilizado no fuste (madeira + casca) (Schumacher et al., 2001; Calill, 2003; Freitas et al, 2005; Schneider et al., 2005) , já que esses apresentam uma estrutura mais desenvolvida, com árvores de maior porte, do que os estádios sucessionais mais jovens, como se pode constatar no levantamento florístico apresentado na Tabela 3 Capítulo I; ii- as condições de microclima e da natureza do substrato formador da serapilheira favorecem a

atividade biológica como um todo, propiciando mais elevadas taxas de decomposição (Tabela 8), liberando assim maiores quantidades de carbono para atmosfera.

Estudos de comparações dos teores de COT entre áreas de floresta nativa e pastagem têm demonstrado diferentes resultados, o que sugere a inexistência de um consenso a respeito de qual dessas coberturas apresentam potencial para maiores ou menores teores de carbono. Maiores valores de COT foram encontrados por Rasiah et al. (2003) em Ferralsol na Austrália sob área de floresta nativa quando comparada a uma área de pastagem. Os autores atribuíram este comportamento às condições de clima favoráveis à rápida mineralização da matéria orgânica e a formação de quantidades relativamente pequenas de serapilheira na pastagem.

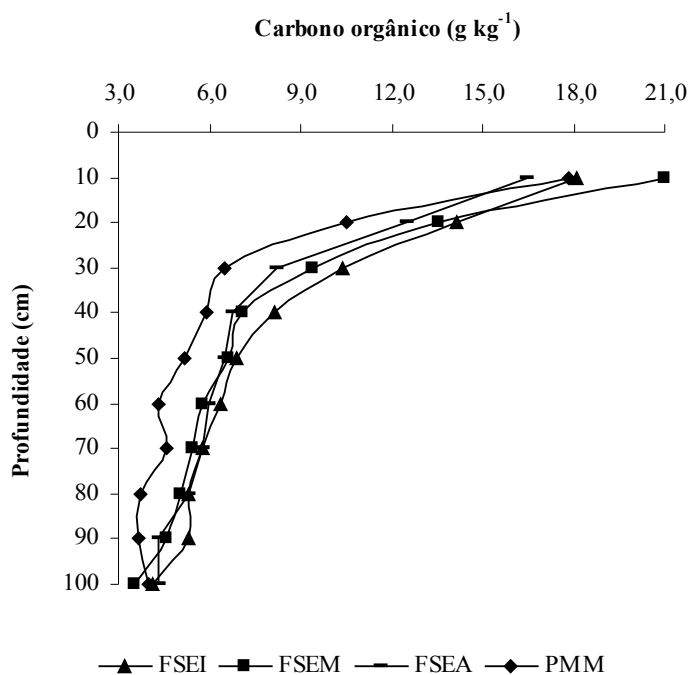


Figura 36. Carbono orgânico em função da profundidade em cada unidade de estudo.

Médias de cinco repetições. Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

Já Numata et al. (2006), encontraram valores significativamente iguais de carbono orgânico, mas com certa tendência de aumento da área floresta para as áreas de pastagem, em diferentes ordens de solo sob pastagens de diferentes idades e floresta, comportamento não explicado pelos autores.

Os valores de fósforo assimilável observados nas diferentes camadas das quatro UEs (Tabela 5), estão dentro da classe muito baixa (até 5 mg kg^{-1}) (Freire & Almeida, 1988), o que é comum nos solos de regiões tropicais e coerente com a prática de adubação fosfatada pouco utilizada na região de estudo. Observa-se, porém, alguma variação dos teores de fósforo nas primeiras camadas das diferentes UEs (Tabela 26), onde os maiores valores foram encontrados em FSEA e PMM e os menores em FSEM e FSEI. Tal comportamento pode ser justificado em PMM pela prática de adubação fosfatada durante a formação do pasto e pela ciclagem do elemento via parte aérea da pastagem e excreções animais (Fonseca & Marcelino, 2002); nas áreas sob floresta, pela diferença na ciclagem do elemento entre as formações florestais conforme discutido anteriormente.

Esses baixos teores de fósforo podem também ser encontrados nos trabalhos já citados de Menezes (1999) em ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO sob mata nativa e pastagem,

Oliveira (1998) em ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO na sub-bacia do ribeirão Cachimbal sob matas em diferentes estádios sucessionais e pastagem e Numata (2006) em diferentes ordens de solo sob pastagem e floresta na região de Rondônia.

3.2.3 Carbono da matéria orgânica particulada e associado às frações minerais finas

Os teores de carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) e associado às partículas minerais finas (silte e argila) (C-MOA) são apresentados na Tabela 27. O percentual que esses teores representam do carbono orgânico total do solo (COT) (entre 15 e 30 % para COP e 70 a 85 % para COA) são semelhantes àqueles encontrados na literatura (Okore et al., 2007; Silva et al., 2006; Conceição et al. 2005; Costa et al., 2004), em estudos sobre as frações orgânicas do solo em diferentes regiões de climas subtropical e tropical.

Tabela 27. Valores ⁽¹⁾ de carbono total (COT), carbono nas frações carbono orgânico particulado (COP) e na matéria orgânica associada ao silte e argila (COA) nas diferentes unidades de estudo (UEs) e profundidades.

UEs ⁽²⁾	COT	C-MOP	C-MOA	C-MOP /COT X 100	C-MOA/COT X 100
cm	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	%	%
0-10					
FSEI	18,03 ab	4,36 ab	13,67 a	24	76
FSEM	21,01 a	5,81 a	15,20 a	28	72
FSEA	16,45 b	3,73 b	12,72 a	23	77
PMM	17,52 ab	5,29 ab	12,23 a	30	70
10-20					
FSEI	14,11 a	2,83 a	11,28 a	20	80
FSEM	13,57 ab	3,44 a	10,13 a	25	75
FSEA	12,48 ab	1,86 a	10,62 a	15	85
PMM	10,49 b	2,38 a	8,11 a	23	77
20-30					
FSEI	10,40 a	2,84 a	7,56 a	27	73
FSEM	9,42 ab	2,86 a	6,56 a	30	70
FSEA	8,22 ab	1,41 a	6,81 a	17	83
PMM	6,50 b	1,33 a	5,17 a	21	79

1 Médias de cinco repetições. Valores com a mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.

2 Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto misto manejado

Ao contrário dos resultados de COT, os valores de C-MOP apresentaram diferenças significativas apenas na camada superficial (0-10 cm), assim como os de C-MOA não apresentaram diferenças em nenhuma das camadas estudadas. Na camada de 0-10 cm, coincidindo com o comportamento dos teores de COT, os maiores valores de C-MOP foram encontrados no solo sob floresta secundária estágio médio (FSEM), intermediários naqueles sob floresta secundária estágio inicial (FSEI) e pasto misto manejado (PMM) e menores sob floresta secundária estágio avançado (FSEA). Na comparação dos valores entre as UEs sob cobertura florestal nos diferentes estádios sucessionais, os menores valores de COT e C-MOP foram constatados na camada superficial do solo (0-10 cm) sob FSEA, o que pode ser atribuído ao carbono associado à biomassa vegetal e as altas taxas de decomposição do

material formador da serapilheira como já discutido no capítulo anterior referente à dinâmica da matéria orgânica do solo.

Destacaram-se também as maiores alterações relativas (tendo como referência FSEA) dos valores de C-MOP do que aqueles de COT e C-MOA (Tabela 28), confirmando a constatação de diferentes autores (Bayer et al., 2004; Silva et al., 2006; Yamashita et al., 2006) que, estudando a dinâmica da matéria orgânica do solo em regiões de climas tropical e subtropical, concluíram que esta fração (C-MOP), por ser mais lábil, mostra-se mais sensível ao manejo ou a cobertura vegetal dos solos do que as outras frações.

Tabela 28. Valores ⁽¹⁾ de carbono total (COT), carbono na fração orgânica particulada (COP) e na matéria orgânica associada à silte e argila (COA) nas diferentes unidades de estudo (UEs) ⁽²⁾ e profundidades, com suas alterações relativas (Δ) ⁽³⁾.

UEs cm	COT	CMOP	CMOA	Δ COT		Δ CMOP		Δ CMOA	
					%	g kg ⁻¹	%	g kg ⁻¹	%
0-10									
FSEA	16,45 b	3,73 b	12,72 a						
FSEM	21,01 a	5,81 a	15,20 a	4,56	28	2,08	56	2,48	19
FSEI	18,03 ab	4,36 ab	13,67 a	1,58	10	0,63	17	0,95	7
PMM	17,52 ab	5,29 ab	12,23 a	1,07	7	1,56	42	- 0,49	- 4
10-20									
FSEA	12,48 ab	1,86 a	10,62 a						
FSEM	13,57 ab	3,44 a	10,13 a	1,09	9	1,58	85	- 0,49	- 5
FSEI	14,11 a	2,83 a	11,28 a	1,63	13	0,97	52	0,66	6
PMM	10,49 b	2,38 a	8,11 a	- 1,99	16	0,52	28	- 2,51	- 24
20-30									
FSEA	8,22 ab	1,41 a	6,81 a						
FSEM	9,42 ab	2,86 a	6,56 a	1,2	15	1,45	103	- 0,25	- 4
FSEI	10,40 a	2,84 a	7,56 a	2,18	27	1,43	101	0,75	11
PMM	6,50 b	1,33 a	5,17 a	- 1,72	- 21	- 0,08	- 6	- 1,64	- 24

¹ Médias de cinco repetições. Valores com a mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.

² Legenda: FSEA – floresta secundária estágio avançado; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEI – floresta secundária estágio inicial; PMM – pasto misto manejado.

³ As diferenças entre as UEs têm como referência os valores de FSEA.

3.2.4 Carbono orgânico das substâncias húmicas

Os teores de carbono das frações da matéria orgânica do solo – carbono da fração ácido fúlvico (C-FAF), da fração ácido húmico (C-FAH) e da fração humina (C-HUM), seus percentuais e as relações do carbono da fração ácido húmico e ácido fúlvico (C-FAH/FAF) e do carbono do estrato alcalino e da humina (C-EA/C-Hum) são apresentados na Tabela 29.

Não foram observadas diferenças significativas (ANOVA) das substâncias húmicas nas três camadas do solo entre as quatro unidades de estudo (UEs). No entanto, observaram-se alterações entre as frações, principalmente na camada superficial (0-10 cm).

Esses resultados assemelham-se aos encontrados em áreas com diferentes solos sob vegetação florestal e pastagem (Longo & Espindola, 2000; Leite et al., 2003; Fontana et al., 2005; Fontana et al., 2006), mostrando, em geral, o predomínio da fração humina em detrimento as demais, seguida pela fração ácido fúlvico e pela fração ácido húmico.

Tabela 29. Carbono das substâncias húmicas ⁽¹⁾ e as relações C-FAH/C-FAF e C-EA/C-HUM nas camadas do solo sob as diferentes UEs⁽²⁾.

UEs	COT	C-FAF	C-FAH	C-HUM	FAF	FAH	HUM	C-FAH/ C-FAF	C-EA/ C-HUM	
										gkg ⁻¹
0-10 cm										
FSEI	18,1 (2,7)	3,7 (0,4)	2,0 (0,4)	7,9 (0,8)	21	11	44	0,5 (0,1)	0,7 (0,1)	
FSEM	21,0 (3,2)	3,8 (0,7)	2,9 (0,5)	10,5 (2,4)	18	14	50	0,8 (0,1)	0,7 (0,1)	
FSEA	16,5(5,0)	3,4 (0,4)	1,7 (0,6)	7,3 (0,6)	22	11	48	0,5 (0,2)	0,7 (0,1)	
PMM	17,8 (5,1)	3,5 (0,5)	2,0 (0,5)	8,2 (0,7)	21	11	49	0,6 (0,2)	0,7 (0,1)	
10-20 cm										
FSEI	14,1 (3,2)	3,1 (0,7)	1,0 (0,3)	5,8 (0,5)	23	8	42	0,4 (0,1)	0,7 (0,2)	
FSEM	13,6 (3,2)	2,8 (0,6)	1,5 (0,7)	5,0 (2,7)	21	11	37	0,5 (0,3)	1,1 (0,6)	
FSEA	12,5(2,4)	2,6 (0,6)	0,7 (0,3)	5,3 (0,9)	22	6	45	0,3 (0,1)	0,6 (0,2)	
PMM	10,5 (3,1)	2,6 (0,6)	0,7 (0,4)	5,2 (1,4)	26	6	52	0,2 (0,1)	0,6 (0,1)	
20-30 cm										
FSEI	10,4 (2,6)	2,3 (0,4)	0,4 (0,3)	3,9 (0,9)	23	4	38	0,2 (0,2)	0,7 (0,1)	
FSEM	9,3 (2,8)	2,3 (0,5)	1,0 (0,9)	4,3 (1,9)	26	9	47	0,4 (0,4)	0,8 (0,3)	
FSEA	8,2 (1,6)	2,7 (0,5)	0,3 (0,2)	3,4 (0,9)	33	3	43	0,1 (0,1)	0,9 (0,4)	
PMM	6,5 (1,4)	2,3 (0,5)	0,5 (0,4)	3,6 (0,8)	37	7	55	0,2 (0,2)	0,8 (0,1)	

¹ Médias de cinco repetições.

² Legenda: FSEA – floresta secundária estágio avançado; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEI – floresta secundária estágio inicial; PMM – pasto misto manejado.

A análise dos teores de carbono das substâncias húmicas nas quatro UEs e três camadas estudadas indica o predomínio da fração húmica (37 a 50%) sobre as frações C-FAF (18 a 37%) e C-FAH (3 a 14%), com C-FAF apresentando percentuais superiores a C-FAH. Outros estudos, com predomínio da fração húmica sobre as demais, mostram maiores percentuais da fração ácido húmico do que da fração ácidos fúlvicos.

Em LATOSSOLO AMARELO sob mata secundária e pastagem no Norte Fluminense (Fontana et al., 2001) e em LATOSSOLO VERMELHO Distroférico sob pastagem contínua de *Brachiaria decumbes* no município de Maracajú – MS (Fontana et al., 2006) foram encontrados predomínio de húmica e maiores valores de FAH do que os de FAF.

Em trabalho que avaliou a distribuição das frações húmicas nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm de um ARGISSOLO AMARELO sob cultivo de café, floresta secundária e pastagem no município de Sooretama (ES), Fontana et al. (2005) também não encontraram diferenças dessas frações entre as coberturas de floresta e pastagem. Apenas a fração húmica apresentou maiores valores significativos nas áreas de floresta do que em pastagem nas três camadas avaliadas e a fração ácidos húmicos na camada de 10-20 cm.

O predomínio da fração húmica pode ser atribuído à sua baixa solubilidade e resistência a degradação biológica, como consequência da formação de complexos metálicos (Longo e Espíndola, 2000) e ao constante aporte de material orgânico e menor interferência antrópica (Fontana et al., 2005) característicos dos sistemas estudados.

Os baixos e semelhantes valores da relação C-EA/C-HUM confirmam o predomínio da fração húmica (mais resistente) em relação as frações ácidos fúlvicos e húmicos nas três camadas das quatro UEs. Já os baixos e semelhantes valores da relação C-FAH/C-FAF confirmam a superioridade dos percentuais de ácidos fúlvicos sobre os de ácidos húmicos, o que pode estar indicando que os sistemas das diferentes UEs estejam, de forma semelhante, favorecendo a degradação das frações mais estáveis ou mesmo desfavorecendo sua formação (Fontana, 2006).

O mesmo comportamento da relação C-FAH/C-FAF foi reportado por Longo & Espíndola (2000) em LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO sob pastagem de *Brachiaria brizanta* em Porto Velho (RO), pelos mesmos autores na mesma classe de solo sob *Brachiaria decumbes* na região de Goiânia (GO); por Leite et al. (2003) em floresta atlântica sobre ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO na Zona da Mata mineira e por Fontana et al. (2005) em ARGISSOLO AMARELO sob floresta secundária e pastagem em Sooretama (ES).

3.2.5 Estoque de carbono no solo

Valores de estoque de carbono total nas diferentes camadas do solo sob as diferentes unidades de estudo (UEs) são apresentados na Tabela 30. Não ocorreram diferenças significativas no estoque de carbono nas duas primeiras camadas (0-10 e 10-20 cm) das diferentes UEs. No entanto, verificam-se diferenças significativas a partir da camada de 20-30 cm, onde se destacaram os menores valores em PMM quando comparados àqueles encontrados em FSEA, FSEM e FSEI, assim como a tendência de maiores valores em FSEI e FSEM, em especial na camada de 20-30 de profundidade.

Os valores totais do estoque de carbono do solo na profundidade avaliada (até 100 cm) mostraram uma tendência de aumento da área de PMM (100,53 Mg ha⁻¹) para as áreas de FSEA (111,07 Mg ha⁻¹), FSEM (127,5 Mg ha⁻¹) e FSEI (132,47 Mg ha⁻¹).

Tais resultados de estoque de carbono quando correlacionados com os valores de carbono orgânico total (Tabela 26) permitem a suposição de que os aportes de carbono das coberturas vegetais das quatro UEs não se diferenciam nas primeiras camadas em função da importante contribuição da serrapilheira depositada pelos sistemas florestais e pelo sistema radicular abundante e dinâmico das gramíneas na área sob pastagem. No entanto a comparação do estoque total de carbono entre as quatro UEs indicou a importância das formações florestais secundárias em desenvolvimento (FSEI e FSEM) em estocar maiores quantidades de carbono no solo.

Tabela 30. Valores ⁽¹⁾ de Estoque de C (Mg ha⁻¹) nas diferentes unidades de estudo e profundidades.

Profundidade (cm)	Unidades de Estudo (UEs) ⁽²⁾			
	FSEI	FSEM	FSEA	PMM
0-10	25,97 a	26,71 a	21,37 a	25,03 a
10-20	21,48 a	20,05 a	17,45 a	16,03 a
20-30	16,16 a	13,67 ab	12,40 b	10,38 c
30-40	12,69 a	12,74 a	10,12 ab	9,74 b
40-50	11,17 a	10,34 ab	10,09 ab	8,36 b
50-60	10,13 a	9,11 a	9,31 a	6,81 b
60-70	10,08 a	8,72 ab	8,93 ab	7,04 b
70-80	9,17 a	8,17 ab	8,28 ab	5,71 b
80-90	7,91 a	7,19 ab	6,50 ab	5,44 b
90-100	7,81 a	10,18 a	6,62 a	5,94 a
Totais	132,47 a	127,50 a	111,07 ab	100,53 b

¹ Médias de cinco repetições com a mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5%.

² Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado; PMM – pasto manejado misto.

4 CONCLUSÕES

A avaliação dos parâmetros químicos e físicos do solo como indicadores da integridade de áreas sob fragmentos florestais em diferentes estádios sucessionais e em uma área de pastagem mista manejada, em Unidades de Estudo no município de Pinheiral (RJ) mostrou que:

a) Os solos sob as diferentes unidades de estudo apresentaram homogeneidade textural.

b) Os atributos físicos não apresentaram, de modo geral, diferenças importantes entre os solos das UEs.

c) Entre as propriedades físicas analisadas, a estabilidade de agregados (DMP) foi a que melhor refletiu os efeitos dos processos de degradação/recuperação das terras, com menores valores em FSEI e maiores em FSEA.

d) Os atributos químicos mostraram respostas às diferentes coberturas vegetais das UEs, principalmente na camada de 0-10 cm. O valor S se destacou entre as propriedades analisadas.

e) Os atributos relacionados ao carbono do solo apresentaram respostas significativas em relação aos efeitos dos processos de degradação/recuperação das terras, com destaque para os indicadores: carbono orgânico total, estoque da matéria orgânica e matéria orgânica particulada.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação da qualidade solo cujo enfoque estava direcionado para a produção de alimentos, fibras e energia, vem sendo substituída nas últimas décadas por uma visão mais ampla, passando-se a considerar o solo como um componente natural vivo e dinâmico da paisagem, que além daquelas funções, exerce também um papel regulador do funcionamento e manutenção da qualidade ambiental em escala local, regional e global.

Dentro deste enfoque, é importante uma análise conjunta que considere o maior número possível de parâmetros químicos, físicos e biológicos que possam ser selecionados por sua capacidade de refletir as condições do ecossistema.

Visando um melhor entendimento das diferentes condições de qualidade ambiental das unidades de estudo (UEs), foram considerados alguns parâmetros da camada superficial do solo (0-10 cm) (físicos, químicos, frações da matéria orgânica, macrofauna do solo, aporte e transformação da matéria orgânica) analisados nos capítulos II e III para serem submetidos a um tratamento estatístico multivariado de análise de componentes principais (ACP) com o uso do programa estatístico CANOCO FOR WINDOWS 4.5. Para essas análises os parâmetros foram agrupados conforme o número de repetições utilizadas na coleta para a análise estatística convencional (ANOVA e teste de médias).

Inicialmente foi realizada uma análise (ACP) (Figura 37) considerando os parâmetros físicos, químicos e as frações da matéria orgânica dos solos sob as diferentes unidades de estudo (UEs). Esta análise revelou que os três primeiros eixos demonstraram, de forma acumulativa, que 67,2 % da variabilidade dos dados foi explicada pelo efeito das diferentes coberturas vegetais das UEs e que os eixos 1 e 2 são responsáveis pela explicação de 40,8 % e 16,6 %, respectivamente, dessa variabilidade.

Esses valores percentuais permitem boa confiabilidade nos resultados da análise.

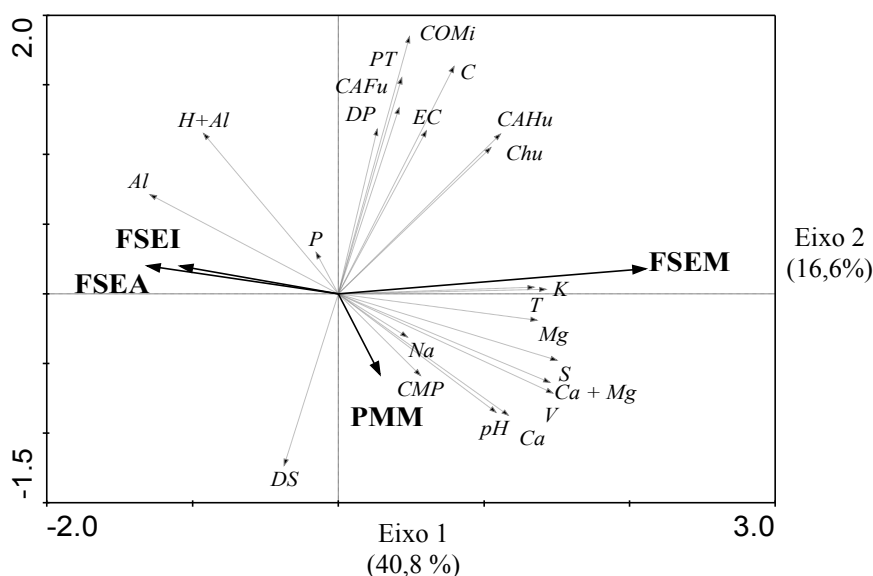


Figura 37. Análise de componentes principais dos parâmetros químicos, físicos e frações da matéria orgânica dos solos sob as diferentes unidades de estudo (UEs)

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado e PMM – Pato misto manejado; DS – densidade do solo; DP – densidade das partículas; PT – porosidade total; EC – estoque de carbono; CAFu – carbono dos ácidos fúlficos; CAHu – carbono dos ácidos húmicos; CHu – carbono da humina; CMP – carbono da matéria orgânica particulada; COMi – carbono associado aos minerais.

Numa segunda análise (Figura 38) foram considerados os dados dos teores de nutrientes do material formador da serapilheira das UEs sob formações florestais e da biomassa radicular de todas as UEs.

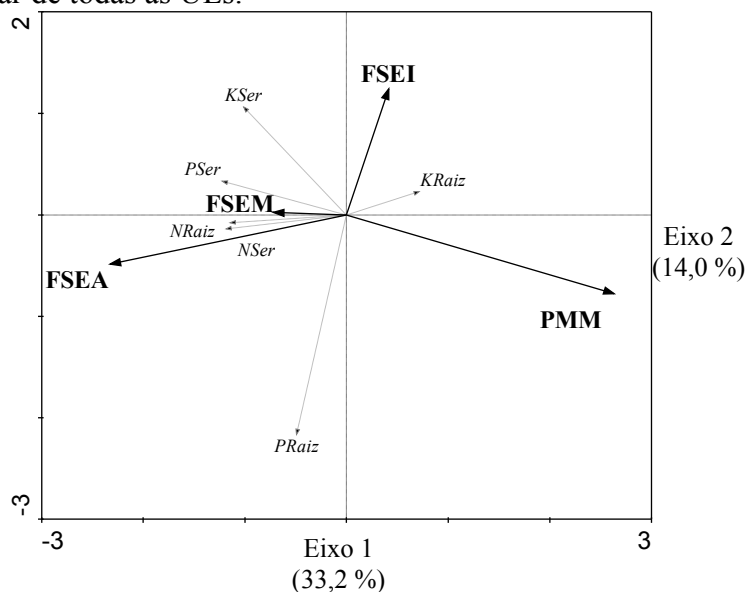


Figura 38. Análise de componentes principais dos parâmetros relacionados à dinâmica da matéria orgânica nas diferentes unidades de estudo (UEs).

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado e PMM – Pato misto manejado; Ser – serapilheira; NSer – Nitrogênio na serapilheira; PSer – Fósforo na serapilheira; KSer - Potássio na serapilheira; NRaiz – Nitrogênio na raiz; PRaiz - Fósforo na Raiz e KRaiz – Potássio na raiz.

Esses valores percentuais também permitem afirmar que houve robustez dos resultados da análise realizada. Nesta análise os três primeiros eixos demonstraram, de forma acumulativa, que 98,1 % da variabilidade dos dados foi explicada pelo efeito das diferentes coberturas vegetais das UEs e que os eixos 1 e 2 são responsáveis pela explicação de 76,5 % e 14,0 %, respectivamente, dessa variabilidade.

Na terceira análise (Figura 39) consideraram-se os dados referentes a macrofauna do solo. Nesta análise os três primeiros eixos demonstraram, de forma acumulativa, que 53,9 % da variabilidade dos dados foi explicada pelo efeito das diferentes coberturas vegetais das UEs e que os eixos 1 e 2 foram responsáveis pela explicação de 22,4 % e 19,3 %, respectivamente, dessa variabilidade.

Apesar desses baixos percentuais de explicação, a separação das áreas sob vegetação florestal da área de pastagem pelo eixo 2, a proximidade e o tamanho dos vetores que representam importantes grupos funcionais da macrofauna das áreas de floresta estágio médio (FSEM) e avançado (FSEA) estimularam o uso da análise para seleção dos parâmetros.

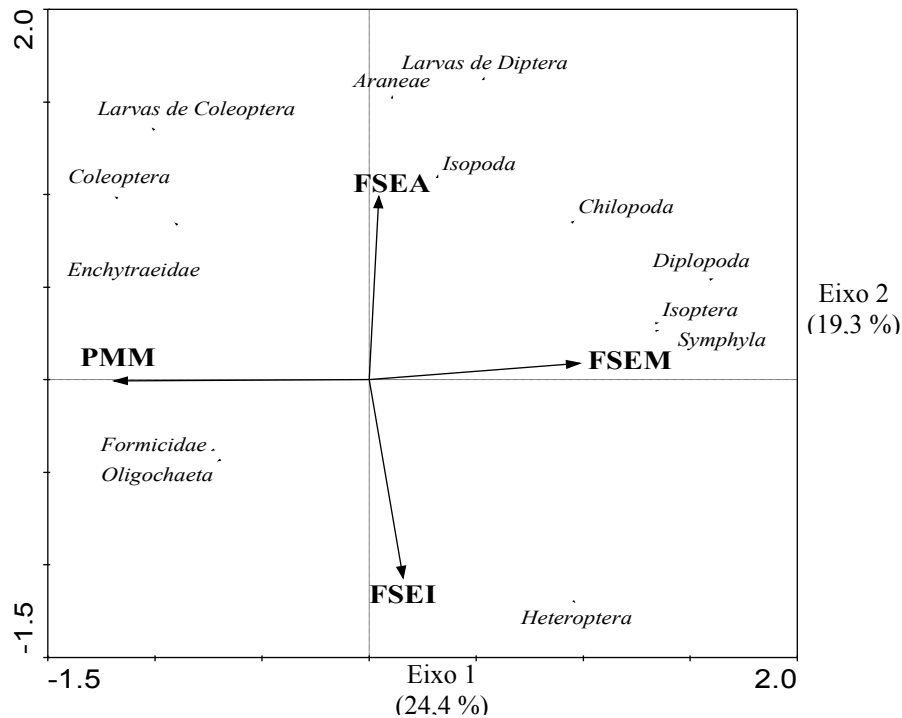


Figura 339. Análise de componentes principais da comunidade de macrofauna dos solos sob as diferentes unidades de estudo (UEs).

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado e PMM – Pato misto manejado.

Por último, realizou-se uma análise (ACP) (Figura 40) do conjunto das médias dos valores dos parâmetros que apresentaram melhores tendências nas três análises anteriores, somados aqueles que não foram analisados anteriormente por não apresentarem número de repetições compatíveis com aqueles já testados.

No resultado dessa análise os três primeiros eixos demonstraram, de forma acumulativa, que 77,0 % da variabilidade dos dados foi explicada pelo efeito das diferentes coberturas vegetais das UEs e que os eixos 1 e 2 foram responsáveis pela explicação de 37,5 % e 27,8 %, respectivamente, dessa variabilidade.

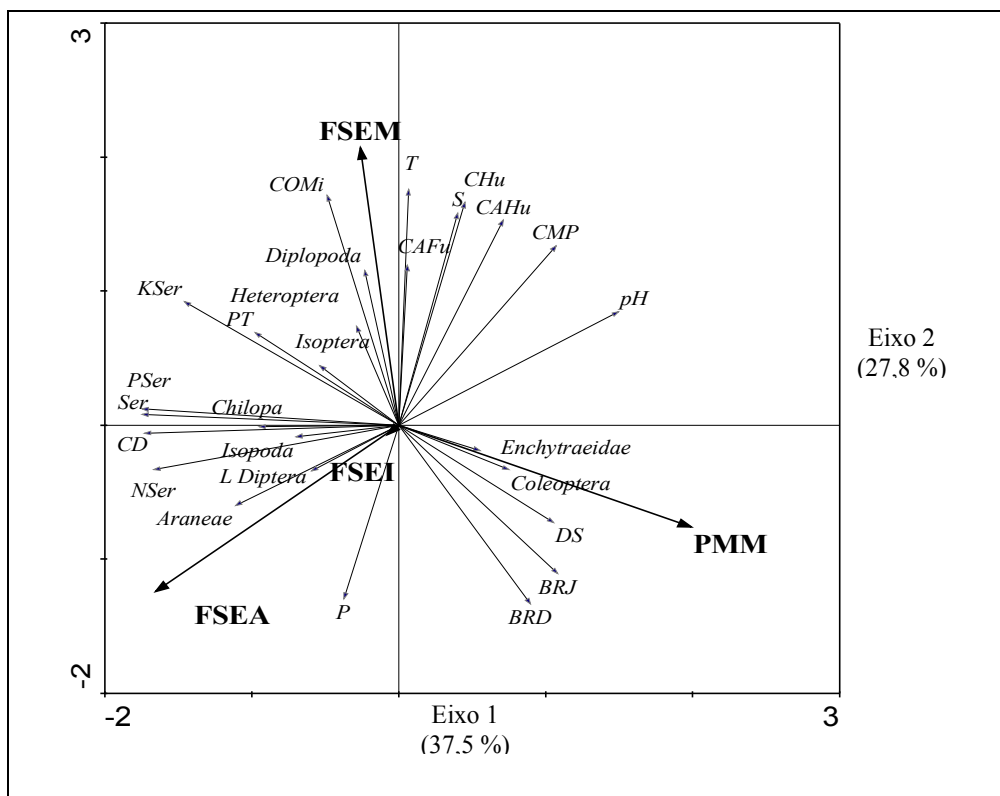


Figura 40. Análise de componentes principais dos parâmetros totais sob as diferentes unidades de estudo (UEs).

Legenda: FSEI – floresta secundária estágio inicial; FSEM – floresta secundária estágio médio; FSEA – floresta secundária estágio avançado e PMM – Pato misto manejado; DS – densidade do solo; PT – porosidade total; CAFu – carbono dos ácidos fúlvicos; CAHu – carbono dos ácidos húmicos; CHu – carbono da humina; CMP – carbono da matéria orgânica particulada; COMi – carbono associado aos minerais; Ser – serapilheira; N Ser – Nitrogênio na serapilheira; P Ser – Fósforo na serapilheira; K Ser - Potássio na serapilheira; CD – coeficiente de decomposição; BRJ – biomassa radicular em janeiro; BRD – biomassa radicular em dezembro.

Observa-se que o eixo 1 separou as áreas sob os diferentes estádios sucessionais (FSEI, FSEM e FSEA) daquela sob pastagem (PMM), com cada uma delas sendo mais influenciada por um determinado grupo de parâmetros.

A área sob FSEI, embora mostrando essa tendência de agrupamento com as demais áreas sob floresta, por sua proximidade ao ponto central do plano, não demonstrou predomínio de resposta de qualquer um dos parâmetros, como o observado para as demais áreas. Além disso, essa proximidade também confere a esta área uma maior semelhança a área sob PMM, o que confirma o histórico de cobertura e uso da mesma que, entre as áreas sob regeneração florestal, foi a que mais recentemente esteve sob cobertura de pastagem.

A unidade de estudo sob estágio médio de sucessão (FSEM) foi discriminada, principalmente, pelos parâmetros valores S e T, matéria orgânica associada a frações minerais, frações químicas da matéria orgânica (CHu, CAHu e CAFu) e alguns grupos funcionais da macrofauna (Diplopoda e Heteroptera). Tal comportamento é coerente com as características de mais alta fertilidade do solo sob esta unidade de estudo, constatada e discutida no capítulo III.

Já a área sob FSEA foi discriminada por um maior número de grupos funcionais da macrofauna, pelos teores de N e P na serapilheira e pelo maior depósito e taxa de decomposição do material formador dessa serapilheira, características que são comumente observadas em ambientes florestais em estágio de sucessão mais avançado. Este comportamento também corrobora com aquele apresentado e discutido no capítulo II.

Pôde-se observar que a discriminação da área sob pastagem (PMM) se deu por sua influência, principalmente, da densidade do solo e a contribuição da biomassa radicular. Esse comportamento também confirma o constatado e discutido nos capítulos II e III.

Dessa maneira, fica demonstrado que a similaridade entre as áreas sob PMM e FSEI e entre as sob FSEM e FSEA é concordante com a evolução sucessional da floresta, que tem início com o abandono do pasto, passando pelos estádios iniciais e médios até atingir os estádios mais avançados da sucessão florestal.

Considerando-se a legislação vigente sobre a ocupação das terras nas regiões de relevo acidentado e os sistemas de classificação da aptidão das terras desenvolvidos no Brasil, as principais recomendações para ocupação e uso da região foco deste estudo seriam o reflorestamento ou pastagem natural e a criação de áreas de preservação.

No entanto, há de se considerar a realidade social e econômica regional onde ainda existe certa concentração populacional vivendo nas zonas rurais e uma estrutura agrária caracterizada pelo domínio de pequenas e médias propriedades. Estas características, associadas à existência de condições climáticas favoráveis e a proximidade dos centros consumidores, têm induzido à utilização das terras independentemente da sua aptidão ou respeito à legislação. Por esta razão, é necessária a busca de soluções não convencionais para essa realidade regional.

Dentro desse contexto, os resultados obtidos neste trabalho permitiram a apresentação das seguintes propostas:

- Os fragmentos florestais em diferentes estádios de sucessão devem ser alvos de novos estudos que possibilitem avaliar sua real potencialidade para o desenvolvimento de atividades econômicas com adoção de sistemas mistos de uso (sistemas agroflorestais) e para geração de serviços ambientais (conservação de água, seqüestro de carbono, entre outros);
- Incentivar a preservação e enriquecimento dos fragmentos florestais remanescentes e recomposição de matas de galeria e de cabeceiras.
- Como é característico da região a localização de remanescentes florestais nos topos e terços superiores das encostas, deve-se também incentivar medidas para implantação de corredores entre os fragmentos, buscando assim uma melhoria no fluxo gênico entre populações de fauna e flora e a integridade da paisagem como um todo.
- Ao longo de toda a encosta, reflorestamento com espécies que possibilitem a proteção do solo e a exploração econômica da mata e adoção de sistemas mistos;
- Nas áreas sob pastagens incentivar a diminuição da pressão de pastoreio através de sistemas de rodízios, a exclusão da prática de queimadas, a implantação de sistemas silvopastoris.
- Estimular a adoção de práticas conservacionistas nas áreas de encostas sob cultivos anuais e perenes.

CONCLUSÕES GERAIS

A proposta deste estudo de comparar três áreas de fragmentos florestais da Mata Atlântica em diferentes estádios sucessionais e uma área de Pastagem Mista Manejada mostrou-se eficiente quanto ao propósito de identificar possíveis diferenças nos processos de degradação / recuperação das terras e conseqüente integridade de paisagens da sub-bacia do ribeirão Cachimbal, Pinheiral-RJ.

Os levantamentos do histórico da ocupação e uso das terras, das informações gerais da sub-bacia e da composição florística das UEs sob floresta foram ferramentas eficientes para alcance do objetivo de buscar uma maior compreensão dos processos de degradação e recuperação das terras.

A avaliação dos aportes (serapilheira e raízes), origem (análise isotópica) e transformações da matéria orgânica do solo, assim como sua caracterização por meio de parâmetros químicos, físicos, morfológicos e biológicos nas unidades de estudo constituídas por ecossistemas representativos da paisagem regional, foram capazes de gerar resultados relevantes para compreensão dos processos de degradação e recuperação das terras.

A resolução CONAMA 006/1994 mostrou-se parcialmente adequada para classificação dos diferentes estádios sucessionais de formações florestais secundárias na região do presente estudo.

Os resultados do trabalho permitem supor que a evolução sucessional dos sistemas florestais vem proporcionando uma melhoria nas propriedades do solo até que atingindo estádios mais avançados desta evolução observa-se uma estabilização ou até mesmo perda na qualidade de algumas dessas propriedades.

Confirmou-se a tendência de que sistemas pastoris, quando mais antigos e bem manejados, podem apresentar características do solo semelhantes ou até mesmo melhores do que aquelas encontradas no solo sob sistemas florestais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A.N.; TUNDISI, G.T.; FORNERIS, L.; MARINO, M.C.; ROCHA, O.; TUNDISI, T.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y; VUONO, Y.S. de & WATANABE, S. Glossário de ecologia. Academia de Ciência do Estado de São Paulo (ACIESP), n. 103. 1997. 352 p.
- ADUAN, R.E.; VILELA, M. de F. & KLINK, C.A. Ciclagem de Carbono em Ecossistemas Terrestres – O Caso do Cerrado Brasileiro. Documentos, n. 105, Embrapa Cerrados, Planaltina, DF. 2003. 30p.
- ADUAN, R.G. Ciclagem de carbono em ecossistemas terrestres – o caso do cerrado brasileiro. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2003. 30 p.
- ANDERSON, J.N. & INGRAM, J.S.I. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. Wallingford, CAB International, 1989. 171p.
- ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *Bioscience*, v. 44, p. 690–697. 1994.
- AQUINO, A. M.; CORREIA, M.E.F.; ALVES, M.V. Diversidade da Macrofauna Edáfica no Brasil. IN: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O.; BRUSSAARD, L. Biodiversidade do Solo em Ecossistemas Brasileiros. Lavras, Ed. UFLA, 2008, 768p.
- ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H.S. Produção e decomposição de serrapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. *Revista Árvore*, v.27, p.715-721, 2003.
- ARAUJO, M.A., TORMENA, C.A. e SILVA, A.P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 337-3345 , 2004.
- ARRUDA, O.D.L. Fitossociologia de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial às margens do Rio Dourados, MS. *Scientia Forestalis*, v. 68, p.69-86, 2005.
- ARSHAD, M.A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Ed.). *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.123-141. (SSSA special publication, 49).
- 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; SBCS, 1997. Seção 3.
- BALESDENT, J., MARIOTTI, A., GUILLET, B. Natural ¹³C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology Biochemistry*, v.19, p.25-30, 1987.
- BALIEIRO, F.de C; DIAS, L.E; FRANCO, A.A; CAMPELLO, E.F.C. & FARIA, S.M.de Acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serrapilheira acumulada sobre o solo e decomposição de filódios de *Acacia mangium* willd. *Ciência Florestal*, v. 14, p. 59-65, 2003.
- BARBOSA, J.H.C. & FARIA, S.M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na reserva biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* v. 57, n. 3, p. 461-476, 2006.
- BARLOW, A.J.; GARDNER, T.A.; FERREIRA,L.V. & PERES, C.A. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 247, p. 91–97, 2007.

- BARROS, E.; NEVES, A.; BLANCHART, E.; FERNANDES, E.C.M.; ANDELLI, E.; LAVELLE, P. Development of the soil macrofauna community under silvopastoral and agrosilvicultural systems in Amazônia. *Pedobiologia*, v.47, p.1-7, 2003.
- 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; SBSCS, 1997.
- BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A. & CAMARGO, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 9-23.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. & PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.39, p.677-683, 2004.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P.R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant and Soil*, v.238, p.133-140, 2002.
- BENITES, V.M.; MADARI, B.; MACHADO, P.L.O.A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 7p. (Embrapa Solos. Comunicado Técnico, 16).
- BENITO, N.P.; BROSSARD, M.; PASINI, A.; GUIMARÃES, M. de F.; BOBILLIER, B. Transformations of soil macroinvertebrate populations after native vegetation conversion to pasture cultivation (Brazilian Cerrado). *European Journal of Soil Biology*, v.40, p.147-154, 2004.
- BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; GERALDES, A.P.A.; FERNANDES, S.A.P. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronosequência de floresta tropical - pastagem de Paragominas. *Scientia Agricola*, v. 56, p. 777-783, 1999.
- BERTOL, I., ALMEIDA, J.A. de, ALMEIDA, E.X. de; KURTZ, C. Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem de Capim-elefante-anão cv. Mott. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 35, p. 1047-1054, 2000.
- BERTOL, I.; BEUTLER, J.F., LEITE, D. BATISTA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. *Scientia Agricola*, v. 58, p.555-560, 2001.
- BERTOL, I.; GOMES, K.E.; DENARDIN, R.B.N.; ZAGO, L.A.; MARASCHIN, G.E. Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem numa pastagem natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.33, p.779-786, 1998.
- BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. São Paulo, Ícone, 1990. 355p.
- BOEGER, M.R.T.; WISNIEWSKI, C. & REISSMANN, C.B. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa no sul do Brasil *Acta Botânica Brasileira*. v. 19, p.167-181, 2005.
- BONGIOVANNI, M.D. & LOBARTINI, J.C. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro and microaggregates as affected by cultivation. *Geoderma*, v.136, p. 660-665, 2006.
- BORÉM, R.A.T.; RAMOS, D.P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na

- serapilheira de um fragmento de mata atlântica. *Revista Cerne*, v. 8, p. 44-61, 2002.
- BOTREL, R.T.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A. & CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, v.25, p.195-213, 2002.
- BRASIL, F da C. Variabilidade espacial e temporal de características morfológicas do sistema radicular de gramíneas forrageiras, 2005. UFRRJ, Instituto de Agronomia, Seropédica, RJ. 2005. 138p. (Tese de Doutorado).
- BRAZ, A. J. B. P.; KLIEMANN, H. J. & SILVEIRA, P. M. da. Produção de fitomassa de espécies de cobertura em Latossolo Vermelho distroférico. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 35 , p. 55-64, 2005.
- BREVES, R. *San`тана do Piraí e a sua história*. Rio de Janeiro: Daiadorin Editora, 1994, 258p.
- BRUCE, J.P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H. & LAL, R. Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservations*, v.5, p.382-389, 1999.
- BRUN, E. J.; SCHUMACHER, M. V.; VACCARO, S. & SPATHELF, P. Relação entre a produção de serapilheira e variáveis meteorológicas em três fases sucessionais de uma floresta estacional decidual no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v. 9, p. 277-285, 2001.
- BÜCHS, 2003. Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture - introduction and background. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. v. 98, p. 1-16, 2003
- CABRAL, D.C. Produtores rurais e indústria madeireira no Rio de Janeiro do final do século XVIII – evidências empíricas para a região do Vale do Macacu. *Ambiente e Sociedade*, v.7, p.125-144, 2004.
- CAIRNS, M. A.; BROWN, M. & HELMER, G. A. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, v. 111, p. 1-11, 1997.
- CALILL, F.N. Aspectos da ciclagem de nutrientes em um sistema silvopastoril na região de Tupanciretã. 2003. 77p. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003. (Dissertação Mestrado).
- CAMBARDELLA, C.A. & ELLIOTT, E.T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society America Journal*, v.56, n.2, p.777-783, 1992.
- CAMPOS, D.V. B.de; MACHADO, P.L.O. de A. ; MADARI, B.E. ; TARRÉ, R. M.; MACEDO, R. de O. ; PINHEIRO, E.F.M. ; ALVES, B.J.R. ; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. ; SANTOS, G. de A. Fracionamento físico da matéria orgânica em argissolo sob capim elefante e brachiária após 2 e 4 anos da remoção da cobertura de floresta secundária no extremo sul da Bahia. In: XXX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2005, Recife-PE. Solos, sustentabilidade e qualidade ambiental, 2005.
- CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R.; RAMALHO, J.F.G.P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E. & SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.935-944, 2003.
- CARPENEDO, V. & MIELNICZUCK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de latossolos roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do*

Solo, v.14, p. 99-105, 1990.

CARVALHO, E.R.P. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. 1039p.

CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T.; BRAGA, J.M.A. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. Acta Botanica Brasilica, v.20, p. 727-740, 2006.

CASEIRO, I.; SANTOS, S.; SOUSA, J.P.; NOGUEIRA, A.J. A; SOARES, A. M.V.M. Optimization of culture conditions of *Porcellio dilatatus* (Crustacea, Isopoda) for laboratory test development. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 47, p. 285-291, 2000.

CASTANHO, C.T. Fatores de terminantes em no processo de decomposição em florestas do Estado de São Paulo. USP, Departamento de Biologia, Ribeirão Preto, SP. 2005. 100p. (Dissertação de Mestrado em Ciências).

CASTELLANOS J.; JARAMUÑO, V.J.; SANFORD JR, R.L. & KAUFFMAN J. B. Slash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in México. Forest Ecology and Management v.148, p. 41-50, 2001.

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. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 22, p. 527-538, 1998.

CASTRO, C. Gestão florestal no Brasil Colônia. Brasília: Centro de Desenvolvimento Sustentável/UnB, 2002. 199p. (Tese de Doutorado).

CASTRO, E.A.; KAUFFMANN, J.B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root biomass and consumption by fire. Journal of Tropical Ecology, v. 14, p. 263-283, 1998.

CASTRO, G.C. de. Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na região do Alto Rio Grande, MG. Lavras : UFLA, 2004. 83 p. (Dissertação de Mestrado).

CAVALIERI, K.M.V.; TORMENA, C.A.; VIDIGAL FILHO, P.S.; GONÇALVES, A.C.A.; COSTA, A.C.S. da. Effects of tillage systems on the soil physical properties of a dystrophic Red Latosol. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 30, p. 137-147, 2006.

CENTURION, J.F.; CARDOSO, J.P. & NATALE, W. Physical and chemical properties of an oxisol in different agroecosystems. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 5, p. 416-424, 2001.

CERRI, C.C. Dinâmica da matéria orgânica em solos de pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSISTEMAS DE PASTAGENS, Jaboticabal, 1989. Anais. Jaboticabal: FUNEP/UNESP, 1989. p.135-147.

CERRI, C.E.P.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; BERNOUX, M.; FALLOON, P.; POWLSON, D.S.; BATJES, N.H.; MILNE, E. & CERRI, C.C. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.122, p. 58-72, 2007.

CHAGAS, R. K., OLIVEIRA-FILHO, A.T., VAN DEN BERG, E. & SCOLFORO, J.R.S. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. Revista Árvore, v. 25, p. 39-57, 2001.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity

in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, v. 52, p. 345–353, 2001.

CIANCIARUSO, M.C.; PIRES, J.S.R.; DELITTI, W.B.C.; SILVA, E.F.L.P. Produção de serrapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v.20, p. 49-59, 2006.

COLEMAN, D.C.; OADES, J.M. & UEHARA, G. Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. NifTAL Project, University of Hawaii at Manoa, USA, 1989. 249 p.

COLLARD, S.J. & ZAMMIT, C. Effects of land-use intensification on soil carbon and ecosystem services in Brigalow (*Acacia harpophylla*) landscapes of southeast Queensland, Australia Agriculture. *Ecosystems and Environment*, v. 117, p. 185-194, 2006.

COLLINS, H.P.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. & ELLIOTT, E.T. Characterization of soil organic carbon relative to its stability and turnover. In: *Soil organic matter in temperate agroecosystems - long-term experiments in North America*. Boca Raton, CRC Press, 1997. p.51-72.

CONAMA. Resolução 006 de 4 de maio de 1994, Ministério do Meio Ambiente, site: <http://www.mma.gov.br/conama/legiano1.cfm>. Consulta: 25 janeiro 2005.

CONCEICAO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J. & SPAGNOLLO, E. Soil organic matter and other attributes as indicators to evaluate soil quality in conservation systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p. 777-788. 2005.

CORAZZA, E.J., SILVA, J.E., RESCK, D.V.S. & GOMES, A.C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, p. 425-432, 1999.

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.

CORDEIRO, F.C.; DIAS, F, de C.; MERLIM, A, de O.; CORREIA, M, E .F.; AQUINO, A. Mde e BROWN,G. Diversidade da macrofauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistema de manejo orgânico de produção. *Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida, Seropédica, RJ: EDUR*, v 24, n.2, p. 29-34, jul.-dez., 2004

CORRÊA, J.C. Efeito de sistemas de cultivo na estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo em Querência, MT. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, p. 203-209, 2002.

CORREIA, M.E.F. & A.G. ANDRADE. 1999. Formação de Serrapilheira e Ciclagem de Nutrientes. p. 197-225. In G.A. Santos & F.A.O. Camargo (Ed.). *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. Gênese, Porto Alegre. 491 p.

CORREIA, M.E.F. Organização de comunidades da fauna de solo: o papel da densidade e da diversidade como indicadores de mudanças ambientais. In: *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.

CORSINI, P.C.; FERRAUDO, A.S. Efeitos de sistemas de cultivo na densidade e macroporosidade do solo e no desenvolvimento radicular do milho em Latossolo Roxo.

- Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.34, p.289-298, 1999.
- COSTA, F.S.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, J.A. & FONTOURA, S.M.V. Aumento de matéria orgânica num Latossolo Bruno em plantio direto. *Ciência Rural*, v. 34, p. 587-589, 2004.
- COSTA, J.V. da. Caracterização e constituição do solo. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1991. 527p.
- CRAIG, H. Isotopic standards for carbon and oxygen and correction factors for mass spectrometric analysis of carbon dioxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v.12, p.133-149, 1955.
- CUNHA, G. C. da; GRENDENE, L.A.; DURLO, M.A. & BRESSAN, D.A. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira *Ciência Florestal*, v.3, p. 35-64, 1993.
- D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; & GUILHERME, L.R.G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.39, p.179-186, 2004.
- DAILY, G. Introduction: what are ecosystem services? In: Daily, G (org.) *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington: Island Press, 1997, cap. 1, p. 1-10
- DALLA ROSA, A. Práticas mecânicas e culturais na recuperação de características físicas de solos degradados pelo cultivo - solo Santo Ângelo (Latossolo Roxo distrófico). UFRGS, Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, RS. 1981. 136p. (Dissertação de Mestrado).
- DANTAS, M.E. Controles naturais e antropogênicos da estocagem diferencial de sedimentos fluviais: bacia do rio Bananal (SP/RJ), médio vale do rio Paraíba do Sul. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ. 1995, 142p. (Dissertação de mestrado).
- DAY, P.R. Particle fractionation and particle size analysis. In: BLACK, C.A. (ed.) *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, v.1., cap. 9, 1965. p.545-567.
- DEAN, W. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Cia. das Letras, 1997. 484p.
- DESJARDINS, T.; BARROS, E. ; SARRAZIN, M. , GIRARDIN, C. & MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, p. 365-373, 2004.
- DEXTER, A.R. & YOUNGS, I.M. Soil physics toward 2000. *Soil and Tillage Research*, v.24, p.101-106, 1992.
- DIAS, P.; SOUTO, S.M.; CORREIA, M.E.F.; RODRIGUES, K DE M.; FRANCO, A.A. Efeito de leguminosas arbóreas sobre a macrofauna do solo em pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 37, p. 38. 2006.
- DIAS, H.C.T.; FIGUEIRA, M.D.; SILVEIRA, V.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. de & SCOLFORO, J.R.S. Variação temporal de nutrientes na serapilheira de um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, MG. *CERNE*, v.8, p.1-16, 2002.
- DOLFFUS, O. O espaço geográfico. 3 ed. São Paulo, Difel, 1978. 89p.
- 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.

- DRUMMOND, J.A. Anotações de um integrante de bancas examinadoras: teses e dissertações defendidas recentemente na área de Ciências Ambientais. *Ambiente & Sociedade*, v.6, p.191-214, 2006.
- DRUMMOND, J.A. Devastação e preservação ambiental no Rio de Janeiro. Niterói: EDUFF, 1997. 180 p.
- DUBEUX JUNIOR., J.C.B.; SANTOS, H.Q. & SOLLENBERGER. Ciclagem de nutrientes: Perspectivas de aumento da sustentabilidade de pastagem manejada intensivamente. In: PEDREIRA, C.G.S.; MOURA, J.C. de & FARIA, V.P. de. Fertilidade do solo para pastagens produtivas. In: 21º Simpósio sobre manejo de pastagem. Piracicaba – SP. 2004.
- EMBRAPA/CNPS. Manual de métodos de análise de solos, Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- European Commission (Ed.). From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union. Brussels, Belgium. 2000.
- FANTE, L. JUNIOR.; REICHARDT, K.; JORGE, L.A. de C. & BACCHI, O.O.S. Distribuição do sistema radicular de uma cultura de aveia forrageira. *Scientia Agrícola*, v.56, p.1091-1100, 1999.
- FEHSE, J.; HOFSTEDE R.; AGUIRRE, N.; PALADINES C.; KOOIJMAN A. & SEVIN, K. High altitude tropical secondary forests: a competitive carbon sink? *Forest Ecology and Management*, v. 163, p. 9–25, 2002.
- FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, v. 79, p. 69-116, 1997.
- FERNANDES, F.A.; CERRI, C.C. & BERGAMIN, A.H.M.F. Alterações na matéria orgânica de um podzol hidromórfico pelo uso com pastagens cultivadas no pantanal mato-grossense. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.34, p.1943-1951, 1999.
- FERNANDES, M.M.; PEREIRA, M.G.; MAGALHÃES, L.M.S.; CRUZ, A.R.; GIÁCOMO, R.G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* benth.) e Andiroba (*Carapa guianensis* aubl.) na FLONA Mário Xavier, RJ. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 16, p. 163-175, 2006.
- FERNANDES, M.R. & ESPINDOLA, C.R. Aspectos micromorfológicos de latossolos argilosos submetidos ao uso agrícola. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., Goiânia, 1994. Resumos. Goiânia: SBCS. 1994. p.305-306.
- FERREIRA, D.F. Sisvar versão 4.6. Lavras: DEX/UFLA, 2004. 32p.
- FONSECA, D.M. DA & MARCELINO, K.R.A. Reciclagem de nutrientes sob condições de pastejo. Tópicos especiais em forragicultura (apostila). Viçosa – MG, 2002. 38 p.
- FONTANA, A., Caracterização química e espectroscópica da matéria orgânica em solos do Brasil. UFRRJ, Instituto de Agronomia. Seropédica, RJ. 2006. 60p. (Dissertação de mestrado).
- FONTANA, A.; MATIELLO, J.D.; ANJOS, L.H.C. dos & PEREIRA, M.G. Fracionamento químico da matéria orgânica em solo sob diferentes coberturas vegetais em Sooretama (ES). *Magistra*, v. 17, p. 135-141, 2005.
- FONTANA, A.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; CUNHA, T.J.F. & SALTON, J.C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.41, p.847-853, 2006.
- FONTANA, A.; PEREIRA, M.G.; NASCIMENTO G.B. do; ANJOS, L.H.C. dos &

- EBELING, A.G. Matéria orgânica em solos de tabuleiros na região Norte Fluminense-RJ. *Floresta Ambiente*, v. 8, p.114-119, 2001.
- FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.; SILVA, E.R. & FARIA, S.M. de. Revegetação de solos degradados. EMBRAPA – CNPAB, 1992. 9p. (Comunicado Técnico, nº 9).
- FREGO, K.A. Bryophytes as potential indicators of forest integrity. *Forest Ecology and Management*, v. 242, p. 65–75, 2007.
- FREIRE, L.R. & ALMEIDA, D.L. de. Fertilidade do solo. In: ALMEIDA, D.L.; SANTOS, G. de A.; DE-POLLI, H.; CUNHA, L.H.; FREIRE, L.R.; SOBRINHO, N.M.B. do A.; PEREIRA, N.N.C.; EIRE, P.A. da; BLOISE, R.M. & SALEK, R.C. Manual de adubação para o Estado do Rio de Janeiro. Itaguaí, Editora UFRRJ, 1988. 179 p, (Coleção Universidade Rural. Ciências agrárias; nº 2).
- FREITAS, S.R.; MELLO, M.C.S. de; CRUZ, C.B.M. Relações entre maturidade estrutural da floresta e índices de vegetação na Mata Atlântica. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, 2005, INPE, p. 1537-1544.
- FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; GUIMARÃES, C.M.; SILVA, C.A.; FADIGAS, F.S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, p.425-434, 2002.
- FUNDAÇÃO INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (RJ). A Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: www.ief.rj.gov.br/mata/conteudo.htm. Acessado em 18 março de 2007.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000. São Paulo, 2002. 47p.
- GAGGERO, M.R., TREIN, C.R. & IPPOLITI, G. Influência de sistemas de preparo e pastejo nas características físicas do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, Ribeirão Preto, 2003.
- GAMA-RODRIGUES, A.C.; BARROS, N.F.; SANTOS, M.L. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 1021-1031, 2003.
- 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.
- GONÇALVES, J.L.M. & MELLO, S.L.M. O sistema radicular das árvores. In: NUTRIÇÃO e fertilização de florestas. Piracicaba: IPEF, 2000. Capítulo 8. p. 221-267.
- GONDIM, F.R.A. Aporte de serapilheira e chuva de sementes como bioindicadores de recuperação ambiental em fragmentos de floresta atlântica. UFRRJ, Instituto de Florestas, RJ. 2005. 66 p. (Dissertação de Mestrado).
- GOSSSELIN, F. An assessment of the dependence of evenness indices on species richness. *Journal of Theoretical Biology*, v. 242, p. 591-597, 2006.
- GRACE, P.R.; LADD, J.N.; ROBERTSON, G.P. & GAGE, S.S. A simple model for predicting long-term changes in soil organic carbon in terrestrial ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 38, p. 1172–1176, 2006.

- GRISE, M. M. Partição da biomassa e de nutrientes na pastagem de Bahiagrass cv. pensacola em diferentes sistemas de manejo com novilhos. Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2005. 136 p. (Tese doutorado).
- GRUMBINE, R.E. What is ecosystem management? *Conserv. Biol.* v.8, p. 27-38, 1994.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology Management*, v.148, p. 85-206, 2001.
- GUGGENBERGER, G. & ZECH, W. Soil organic matter composition under primary forest, pasture, and secondary forest succession, Región Huetar Norte, Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, v. 124, p. 93-104, 1999.
- HAMMOND, A., ADRIAANSE, A., RODENBURG, E., BRYANT, D. & WOODWARD, R. Environmental Indicators, a Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development. World Resources Institute, Washington, DC, 1995.
- HAO, Y; PENG, S; MO, J; LIU, X; CHEN, Z; ZHOU, K; & WU, J. Roots of pioneer trees in the lower sub-tropical area of Dinghushan, Guangdong, China. *Journal of Zhejiang University Science B.*, v. 7, p. 377-385, 2006.
- HICKMAN, C.P.; ROBERTS, L.S.; LARSON, A. *Princípios Integrados de Zoologia*, 11ª edição, Rio de Janeiro, Ed. Guanabara Koogan, 2004, 846p.
- HILLEL, D. Solo e água, fenômenos e princípios físicos. Porto Alegre, Editora Meridional "EMMA", 1970. 231p.
- HOFIERKA, J. & SURI, M. (2002) The solar radiation model for Open source GIS: implementation and applications. In: *Proceedings of the Open source GIS - GRASS users conference*, Trento, p. 1-19, 2002.
- HOUGHTON, R.A.; LAWRENCE, K.T.H.J.L. & BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology*, v.7, p.731-746, 2001.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. IBGE, Rio de Janeiro. 1992. 92 p.
- ISLAM, K.R. & WEIL, R.R. Soil quality indicator properties in mid-atlantic soils as influenced by conservation management. *Soil Water Conservation*. v.55, p. 69-78, 2000.
- JANSSENS, I.A.; SAMPSON, D.A.; CURIEL-YUSTE, J.; CARRARA, A. & CEULEMANS R. The carbon cost of fine root turnover in a Scots pine forest. *Forest Ecology and Management* v. 168, p. 231-240, 2002.
- JIN, S.M., & SADER, S.A. Effects of forest ownership and change on forest harvest rates, types and trends in northern Maine. *Forest Ecology and Management*, v. 228, p. 177-186, 2006.
- JONES, B.; WALKER, J.; RIITTERS, K.H.; WICKHAM, J.D. & NOCOLL, C. Indicators of landscape integrity. In: WALKER, J. & REUTER, D.J. *Indicators of catchment health: a technical perspective*. CSIRO, Australia, 1996. p. 253.
- KAMONI, P.T.; GICHERU, P.T.; WOKABI, S.M.; EASTER, M.; MILNE, E.; COLEMAN, K.; FALLOON, P.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K. & KIHANDA, F.M. Evaluation of two soil carbon models using two Kenyan long term experimental datasets. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.122, p. 95-104, 2007.

- KARR, J.R. (1996). Ecological integrity and ecological health are not the same. In: Schulze P.C. Engineering Within Ecological Constraints. Washington, DC: National Academy Press. P. 97-109.
- 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.
- KENNEDY, R.E.; COHEN, W.B.; SCHROEDER, T.A. Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sensing of Environment*, v. 110, p. 370-386, 2007.
- KÖNIG, F.G.; SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J. & SELING, I. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. *Revista Árvore*, v. 26, p. 429-435, 2002.
- KOTWAL, P.C.; OMPRAKASH M.D.; GAIROLA, S. & DUGAYA, D. Ecological indicators: Imperative to sustainable forest management. *Ecological Indicators*, v. 8, p. 104-107, 2008.
- LARCHER, W. *Ecofisiologia vegetal*. São Paulo: Rima Artes e Textos, 2000. 531 p.
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* 33, 3-16, 1996.
- LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P. & ROSSIC, J.P. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, v. 42, p. 3-15, 2006.
- LEIFELD, J. & KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma*, v. 124, p. 143–155, 2005.
- 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, L.F.C.; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L.; MACHADO, P.L.O.A. & GALVÃO, J.C.C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 821-832, 2003.
- LIAO, J.D.; BOUTTON, T.W. & JASTROW, J.D. Organic matter turnover in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland: Evidence from natural ^{13}C and ^{15}N . *Soil Biology & Biochemistry*, v. 38, p. 3197–3210, 2006.
- LIMA, R.G.S. *Volta Redonda do Café e do Leite. 140 anos de história*. Volta Redonada – RJ: Nogueira Artes Gráficas, 2004. 70 p.
- LONGO, R.M. & ESPINDOLA, C.R. C-orgânico, n-total e substâncias húmicas sob influência da introdução de pastagens (*Brachiaria* sp.) em áreas de cerrado e floresta amazônica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, p.723-729, 2000.
- LOPES, G. Nossa história pela ótica do pau-brasil. Disponível em <http://cienciahoje.uol.com.br/controlPanel/materia/view/2782>. Acessado em 21 novembro de 2007.
- LOPES, M.I.M.; DOMINGOS, M. & VUONO, Y.S. Ciclagem de nutrientes. In: SYLVESTRE, L.S. & ROSA, M.M.T. da. *Manual metodológico para estudos botânicos na*

- Mara Atlântica. Seropédica, RJ: EDUR, 2002. p 72-94.
- LORD, J.M. & NORTON, D.A. Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. *Conservation Biology*, v. 4, p 197-202, 1990.
- LUTZOW, M. V., LEIFELD, J., KAINZ, M. , KOGEL-KNABNER I. & MUNCH, J.C. Indications for soil organic matter quality in soils under different management. *Geoderma*, v. 105, p. 243-258, 2002.
- LYNCH, D.H.; VORONEYR, P. & WARMAN, P.R. Use of ¹³C and ¹⁵N natural abundance techniques to characterize carbon and nitrogen dynamics in composting and in compost-amended soils. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 38, p. 103-114, 2006.
- MAGEAU, M.T., COSTANZA, R. & ULANOWICZ, R.E. The development and initial testing of a quantitative assessment of ecosystem health. *Ecosystem Health*. v. 1, p. 201-213. 1995.
- MANTOVANI, J. E. & PEREIRA, A. Estimativa da Integridade da Cobertura Vegetal de Cerrado Através de Dados TM/Landsat. *Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Santos, Brasil, 1998, INPE, p. 1455-1466.
- MARRIOTT E.E. & WANDER, M. Qualitative and quantitative differences in particulate organic matter fractions in organic and conventional farming systems. *Soil Biology & Biochemistry*, v 38, p.1527-1536, 2006.
- MARSHALL, T.J.; HOLMES, J.W. & ROSE, C.W. *Soil Physics*. Cambridge University Press, Cambridge-USA, 1996. 453 p.
- MARTINS, I.C.M.; SOARES, V.P.; SILVA, E. BRITES; R. S. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais “ipucas” – no Município de Lagoa da Confusão-Tocantins. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 26, p. 299-309, 2002.
- MARTINS, S.V. & RODRIGUES, R.R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecídua no Município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 22, p. 405-412, 1999.
- MARTÍNEZ, L.J. & ZINCK J.A. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil & Tillage Research*, v. 75, p. 3-17, 2004.
- MELO, A.W.F. DE. Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre. Piracicaba: ESALQ/USP, 2003, 73p. (Dissertação de Mestrado).
- MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I., NETTO, A C., KIEHL, J. C. 1989. Fertilidade do solo. São Paulo, Nobel, 399 p.
- MENEZES, C.E.G. Diagnóstico de degradação do solo em função da topografia e cobertura vegetal no município de Pinheiral, RJ. UFRRJ, Instituto de Agronomia, Seropédica, RJ. 1999. 186p. (Dissertação de Mestrado).
- MENEZES, M.C. de. Dinâmica da biomassa e dos nutrientes nas raízes em ecossistemas de floresta nativa e plantios de Eucalyptus na Amazônia Oriental. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém. 2002. 58 p. (Dissertação de Mestrado).
- MENEZES. L.A.S. & LEANDRO, W.M. Avaliação de espécies de coberturas do solo com potencial de uso em sistema de plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 34, p. 173-180, 2004.
- 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 toxicidade de alumínio às raízes do trigo pela complexação com ácidos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.16, p. 209-215, 1992.

MOÇO, M.K.; GAMA-RODRIGUES, E.F. da; GAMA-RODRIGUES, A.C. da & CORREIA, M.E.F. caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.555-564, 2005.

MORALES, J.& SARMIENTO, L. Dinámica de los macroinvertebrados edáficos y su relación con la vegetación en una sucesión secundaria en el paramo venezolano. *Ecotropicos*, v. 15, p. 99-110, 2002.

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

MORELLI, A.F. Identificação e transformação das unidades da paisagem do município de Rio Claro (SP) de 1500 a 2000. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2002. 437 p. (Tese de Doutorado).

MRABET, R.; SABER, N.; EL-BRAHLI, A.; LAHLOU, S. & BESSAM, F. Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. *Soil & Tillage Research*, v. 57, p. 225-235, 2001.

MÜELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H.; 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley & Sons. 547p.

MÜLLER, F. & WIGGERING, H. Umweltziele als Grundlagen für umweltpolitische Prioritätensetzungen. IN:WIGGERING, H., MÜLLER, F. (Eds.), *Umweltziele und Indikatoren: Wissenschaftliche Anforderungen an ihre Festlegung und Fallbeispiele*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 19-27, 2003.

MÜLLER, F., HOFFMANN-KROLL, R. & WIGGERING, H. Indicating ecosystem integrity- theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, v. 130, p. 13-23, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v.403, p. 845-853, 2000.

NASCIMENTO JUNIOR, D.; QUEIROZ, D.S. & SANTOS, M. V. F. Degradação de pastagens e critérios para avaliação. In: PEIXOTO, A.M.; MOURA, J.C. DE; FARIA, V.P. DE. *Manejo da pastagem*. 1º ed. Piracicaba: FEALQ, 1994, v. 1, p. 107-152.

NEPSTAD, D.C., C.R. DE CARVALHO, E.A. DAVIDSON, P.H. JIPP, P.A. LEFEBVRE, G.H. DE NEGREIROS, E.D. DA SILVA, T.A. STONE, S.E. TRUMBORE, AND S.VIEIRA. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* v. 372, p.666-69, 1994.

NUMATA, I; , CHADWICK, O.A., ROBERTS, D.A; SCHIME, J.P., SAMPAIO, F.F.; LEONIDAS, F.C. & SOARES, J.V. Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post- pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondônia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 118, p. 159-172, 2006.

- NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. de. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botanica Brasilica*, v. 17, p. 213-229, 2003.
- OKORE, I.K.; TIJANI-ENIOLA H.; AGBOOLA A.A. & AIYELARI E.A. Impact of land clearing methods and cropping systems on labile soil C and N pools in the humid zone Forest of Nigeria Agriculture. *Ecosystems and Environment*, v. 120, p. 250-258, 2007.
- OLIPHANT, A.J., SPRONKEN-SMITH, R.A., STURMAN, A.P., OWENS, I.F. Spatial Variability of Surface Radiation Fluxes in Mountainous Region. *Journal of Applied Meteorology*, v.42, p.113-128, 2003.
- 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. Pedologia aplicada. Jaboticabal, FUNEP. 414 p, 2001.
- 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, R.R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia*.v. 53, p.33-58, 2002.
- OLIVEIRA-FILHO, T.; CURI, N.; VILELA, E.A. & CARVALHO, D.A. Effects of Canopy Gaps, Topography, and Soils on the Distribution of Woody Species in a Central Brazilian Deciduous Dry Forest. *Biotropica*, v. 30, p. 362-375, 1998.
- OOSTERHOORN, M. & KAPPELLE, M. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* , v.126, p. 291-307, 2000.
- PADILHA, R.C.B.L.A. & KURKDJIAN, M.L.N.O. Aplicação da técnica de segmentação em imagens HRV/SPOT para a discriminação dos vazios urbanos. [CD-ROM]. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 8., Salvador, 1996, Anais.
- PÁDUA, J. A. Um sopro de destruição: pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista, 1786-1888. Rio de Janeiro: Jorge Zahar editor, 2002. 318 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.
- PANDEY, R.R.; SHARMA, G.; TRIPATHI, S.K. & SINGH, A.K. [Litterfall, litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical natural oak forest and managed plantation in northeastern India](#). *Forest Ecology and Management*, v. 240, p. 96-104, 2007.
- PASINI, A.; BENITO, N. P.; ROESSING, M.& BROWN, G. Macrofauna invertebrada do solo em pastagens do norte do estado do Paraná. In: *Fertibio 2004 Resumos (cd-room)*, Lages – SC: UDESC – Lages; SBCS; CNPq, 2004.
- PESSENDA, L.C.R.; GOUVEIA, S.E.M. & LISI, C.S. Isótopos estáveis do carbono da matéria orgânica do solo - uso como indicadores de trocas de vegetação e clima. In: PESSENDA, L.C.R. *Laboratório de 14C. Técnicas e Aplicações Paleoambientais*. (Série Didática). 1. ed. Piracicaba: CPG/CENA, 1998. v. 2. 57 p.
- PEZZATTO, A.W.& WISNIEWSKI, C. Produção de serapilheira em diferentes seres sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual no oeste do Paraná. *Floresta (UFPR)*, v. 36 p. 111-120, 2006.

- PIMENTA, A. Pá na memória. Revista Veja, v.36, p. 41, 1996.
- PIMENTA, L.M.M. Distribuição do sistema radicular e fertilidade do solo em pastagens de áreas de relevo declivoso em Itaperuna, RJ. UFRRJ, Instituto de Agronomia, Seropédica, RJ. 2007. 83p. (Dissertação de Mestrado).
- PINHEIRO, E.F.M. Frações orgânicas e agregação em Latossolo Vermelho em função dos sistemas de oleráceas em Paty do Alferes, RJ. UFRRJ, Instituto de Agronomia, Seropédica, RJ. 2002. 91 p. (Dissertação de Mestrado).
- 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).
- PIRES, L.A.; BRITZ, R.M.; MARTEL, G. & PAGANO, S.N. 2006. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma resinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. Acta Botanica Brasilica, v. 20, p. 173-184, 2006.
- PORTES, T. de A.; CARVALHO, S.I.C. de; OLIVEIRA, I.P. de & KLUTHCOUSK, J. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 35, n. 7, p. 1349-1358, 2000.
- POWERS, J.S.; TRESEDER, K.K. & LERDAU, M.T. Fine roots, arbuscular mycorrhizal hyphae and soil nutrients in four neotropical rain forests: patterns across large geographic distances. New Phytologist, v.165, p. 913-921, 2005.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. Biologia da conservação. Londrina, 2001, 338 p.
- 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.
- RAPPORT, D.J.; GAUDET, C., KARR, J.R.; BARON, J.S.; BOHLEN, C.; JACKSON, W.; JONES, B.; NAIMAN, R.J.; NORTON, B. & POLLOCK; M.M. Evaluating landscape health: integrating societal goals and biophysical process. Journal of Environmental Management. v. 53, p. 1-15, 1998.
- RASIAH, V.; FLORENTINEB, S.K.; WILLIAMSB, B.L. & WESTBROOKE, M.E. The impact of deforestation and pasture abandonment on soil properties in the wet tropics of Australia. Geoderma, v. 120, p. 35-45, 2004.
- REICH, P.B., ELLSWORTH, D.S. & UHL, C. Leaf carbon and nutrient assimilation and conservation in species of differing successional status in an oligotrophic Amazonian forest. Functional Ecology, v. 9, p.65, 1995.
- 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.
- RODRIGUES, E.R. & GALVÃO, F. Florística e fitossociologia de uma área de reserva legal recuperada por meio de sistema agroflorestal na região do pontal do Paranapanema, São Paulo. Revista FLORESTA, v. 36, p. 295-303, 2006.
- RODRÍGUEZ, A.C.M. Mapeamento multitemporal do uso e cobertura do solo do município de São Sebastião - SP, utilizando técnicas de segmentação e classificação de imagens TM - LANDSAT E HRV - SPOT. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos - SP. 2000. 82p. (Monografia de Especialização).

- RYAN, P.J. & MCGARITY, J.W. The nature and spatial variability of soil properties adjacent to large Eucalyptus forest. *Soil Science Society of America Journal*, v.47, p.286-292, 1983.
- SAMPAIO F.A.R.; FONTES L.E.F.; COSTA, L.M. & JUCKSCH, I. Balanço de nutrientes e da fitomassa em um argissolo amarelo sob floresta tropical amazônica após a queima e cultivo com arroz. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.1161-1170, 2003.
- SANTANA, C.A. DE A.; LIMA, C.C.D. de & MAGALHÃES, L.M.S. Estrutura horizontal e composição florística de três fragmentos secundários na cidade do Rio de Janeiro. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá*, v. 26, p. 443-451, 2004.
- SANTOS, K. & KINOSHITA, L.S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. *Acta Botanica Brasilica*, Porto Alegre, v. 3, n. 17, p. 325-341, 2003.
- SANTOS, R.D. dos; LEMOS, R.C. de; SANTOS, H.G. dos; KER, J.C. & ANJOS, L.H.C. dos. Manual de descrição e coleta de solo no campo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 2005. 100 p.
- SANTOS, R.S.M. dos; OLIVEIRA, I.P. de; MORAIS, R.F. de; URQUIAGA, S.C.; ROBERT, B. M. & ALVES, B.J.R. Componentes da parte aérea e raízes de pastagens de *Brachiaria* spp. em diferentes idades após a reforma, como indicadores de produtividade em ambiente de cerrado. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 37, p. 119-124, 2007.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, R.M. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, p. 18-27, 1991.
- SCHEDLBAUER, J.L. & KAVANAGH, K.L. Soil carbon dynamics in a chronosequence of secondary forests in northeastern Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, v. 255, p. 1326-1335, 2008.
- SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O. & BALBINOT JÚNIOR, A.A. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico álico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. Perdas de solo e água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.24, p.427-436, 2000.
- SCHNEIDER, P.R.; FINGER, C.A.G.; SOBRINHO, V.G. & SCHNEIDER, P.S.P. Determinação indireta do estoque de biomassa e carbono em povoamentos de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). *Ciência Florestal*, v. 15, p. 391-402, 2005.
- SCHOENHOLTZ, S.H.; MIEGROET, H.V.; BURGER, J.A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, v. 138, p. 335-356, 2000.
- SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J.; HERNANDES, J.I. & KÖNIG, F.G. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. *Revista Árvore*, v. 28, p.29-37, 2004.
- SCHUMACHER, M.V.; VOGEL, H.L. M.; BARICHELLO, L.R. & CALDEIRA, M. V. W. Quantificação do carbono orgânico em floresta de *Acacia mearnsii* De Wild. em diferentes idades. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE MANEJO FLORESTAL, 2. Santa Maria, 2001. Anais ... 2001. p. 387-399.
- SCHUMAN, G.E.; JANZEN, H.H.; HERRICK, J.E. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution*, v. 116, n. 391-396, 2002.
- SEYBOLD, C.A.; HERRICK, J.E. & BREJDA, J.J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*, v.164, p.224-234, 1999.
- 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. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.21, p.684-688, 1997.

SILVA, A.J.N.; RIBEIRO, M.R.; CARVALHO, F.G.; SILVA, V.N. & SILVA, L.E.S.F. Impact of sugarcane cultivation on soil carbon fractions, consistence limits and aggregate stability of a Yellow Latosol in Northeast Brazil. Soil & Tillage Research, v.19, p. 420-424, 2006.

SILVA, R.F. da . Roça caiçara: dinâmicode nutrientes, propriedades físicas e fauna do solo em um ciclo de cultura. Seropédica-RJ, UFRRJ, 1998. 167 p. (Dissertação de Mestrado).

SILVA, R.F. da; AQUINO, A.M. de; MERCANTE, F.M. &GUIMARÃES, M.F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado. Pesquisa agropecuária. Brasileira, v. 41, p. 697-704,2006.

SILVEIRA A.M.; VICTORIA, R.L.; BALLESTER, M.V.; C., P.B.; MARTINELLI, L. A. & PICCOLO, M.C. Simulação dos efeitos das mudanças do uso da terra na dinâmica de carbono no solo na bacia do rio Piracicaba. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.35, p. 389-399, 2000.

SILVER, W.L. & MIYA, R.K. Global partterners in root decomposition: coparrisons of climation of climate and litter quality effects. Oecologia, v, 29, p. 407 – 419, 2001.

SIMAS, F.N.B.; SCHAEFER, E.E.R.; FERNANDES FILHO, E.I.; CHAGAS, A.C. & VIEIRA, E.M. Características químicas e estoque de carbono em toposequência em solos altimontanos da Mantiqueira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, Ribeirão Preto, 2003.

SMITH, N. Home gardens as a springboard for agroforestry development in Amazonia. International Tree Crops Journal, v. 9, p.11-30, 1996.

SOARES, J.L.N. Degradação de solos cultivados ao longo de uma seqüência topográfica, em bariri(SP). FEAGRI – UNICAMP, Campinas – SP. 2001. (Dissertação de Mestrado).
páginas??

SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.; CERQUEIRA, G.C.; GARCIA, R.A.; RAMOS, C.A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P. & MCGRATH, D. Cenários de desmatamento para a Amazônia. Estudos Avançados, v. 19, p.137-152, 2005.

SOFFIATTI, A. Destruição e proteção da Mata Atlântica no Rio de Janeiro: ensaio bibliográfico acerca da eco-história'.História, Ciências, Saúde — Manguinhos, v. 4, p. 309-327, 1997.

SOUZA, E.D., CARNEIRO, M.A.C. e PAULINO, H.B. Atributos físicos de um Neossolo Quartzarênico e um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 40, p. 1135-1139, 2005.

STEVENSON, F.J. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions Wiley-Interscience, New York, 1994. 496 pp.

STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H.E. & CASANOVAS, E.M. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. Soil Science Society America Journal, v.61, 1466-1472, 1997.

SUNDARAPANDIAN, S.M. & SWAMY, P.S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. Forest Ecology and Management, v. 123, p.231-244, 1999.

SWIFT, M.J.; HEAL,O.W. & ANDERSON, J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems.

University of California Press, Berkeley, 1979. 372 p.

SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T. & SUMNER, M.E. (Eds.). *Methods of soil analysis*. Madison: Soil Science Society of America: American Society of Agronomy, (Soil Science Society of America Book Series, 5). Part 3. Chemical methods. p.1011-1020, 1996.

SYLVESTRE & ROSA. *Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica*. Editora UFRRJ, 2002. 123 p.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, v.59, n. 2, p. 239-250. 1999.

TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R.B.; REZENDE, C. de P.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S & R.M. BODDEY. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*, v. 234, p.15–26, 2001.

TEDESCO, M. J., GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S. J. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim técnico, 5).

TER BRAAK, C.J.F. & P. SMILAUER. 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, Microcomputer Power, 500p.

TEWKSBUURY, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORRROCK, J. L.; WELDON, A.; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Florida*, v. 99, n. 20, p 12923- 12926, 2002.

THENG, B.K.G.; TATE, K.R. & SOLLINS, P. Constituents of organic matter in temperate and tropical soils. In: *DYNAMICS of soil organic matter in tropical ecosystems*. Honolulu: University of Hawai, 1989. Cap.1, p.5-32.

THOMAS, R.J. & ASAKAWA, N.M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 25, p. 1351-1361, 1993.

TISDALL, J. M. & OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Science Society America Journal*, v. 33, p.141-163, 1982.

TOLEDO, L. de O. Aporte de serrapilheira, fauna edáfica e taxa de decomposição em áreas de floresta secundária no município de Pinheiral, RJ. UFRRJ, Instituto de Florestas, Seropédica, RJ. 2003. 80 f. (Dissertação de Mestrado).

TOLEDO, L. de O., PEREIRA, M.G. & MENEZES, C.E.G. Produção de serrapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. *Revista Ciência Florestal*, v.12 , p. 9-16, 2002.

TOLEDO, L.O. & PEREIRA, M.G. Dinâmica da deposição de serrapilheira: um estudo prolongado em florestas secundárias em área de mata Atlântica. *Revista Floresta e Ambiente*, v. 11, p. 39-46, 2004.

TORNQUIST, C.G.; GIASSON, E.; MIELNICZUK, J. & BAYER, C. Estoques originais do

carbono orgânico em solos do planalto do Rio Grande do Sul. In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005, Recife. Anais do XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005.

TOVAR-PESCADOR, J., POZO-VÁZQUEZ, D., RUIZ-ARIAS, J.A., BATLLES, F.J., LÓPEZ, G. & BOSCH, J.L. On the use of digital elevation model to estimate solar radiation in areas of complex topography. *Meteorological Applications*, v. 13, p. 279-287, 2006.

TRUJILLO W., FISHER M.J. & LAL R. Root dynamics of native savanna and introduced pastures in the Eastern Plains of Colômbia. *Soil & Tillage Research*, v. 87, n.28-38. 2006.

UEMAA, E.; ROOSAARE, J.; KANAL, A. & MANDER, U. Spatial correlograms of soil cover as an indicator of landscape heterogeneity. *Ecological Indicators*, v. 8, p. 783-794, 2008.

URBINATI, C.I. Política e escravidão no Brasil Império: a vida de Joaquim de Souza Breves. Rio de Janeiro: UFRJ, IFCS, Departamento de História; 2004. 68p. (Monografia de Bacharelado).

URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; ALVES, B.J.R. BODDEY, R.M. & GILLER, K.E. Influence of decomposition of roots of tropical forage species on the availability of soil nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 30, p. 2099 – 2106, 1998.

VENTURELLI, R.C. & GALLI, A. Integrated indicators in environmental planning: Methodological considerations and applications. *Ecological Indicators*, v. 6, p. 228–237. 2006.

VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais . In: congresso florestal brasileiro, 6, 1990. Campos do Jordão – SP. Anais. SBS/SBEF. p.113-118. 1990.

VIBRANS A.C. A recuperação da cobertura florestal numa sub-bacia do rio Itajaí em Santa Catarina entre 1956 e 2000. Anais XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Belo Horizonte, Brasil, 2003, INPE, p. 611-618.

VIDOTTO, E.; PESSENDA L.C.R.; RIBEIRO, A.S.; FREITAS, H.A. de & BENDASSOLLI, J.A. Dinâmica do ecótono floresta-campo no sul do estado do Amazonas no Holoceno, através de estudos isotópicos e fitossociológicos *Acta Amazônica*, v. 37, p. 385-400, 2007.

VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K.; FONSECA, R.C.B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária *Revista Árvore*, v.28, p. 793-800, 2004.

VOGT, K. A. Carbon budgets of temperate forest ecosystems. *Tree Physiology*, v.9, p.69-86, 1991.

WALKER, J.; ALEXANDER, D.; IRONS, C.; JONES, B.; PENRIDGE, H. & RAPPORT. Catchment health indicators: an overview. In: WALKER, J. & REUTER, D.J. Indicators of catchment health: a technical perspective. Australia: CSIRO, 1996. p. 3-18.

WEIL, R.R.; LOWELL, K.A. & SHADE, H.M. Effects of intensity of agronomic practices on a soil ecosystem. *American Journal of Alternative Agriculture*, v. 8, p.5-14, 1993.

WEINSTOERFFER, J. & GIRARDIN, F., Assessment of the contribution of land use pattern and intensity to landscape quality: use of a landscape indicator. *Ecological Modelling*. v. 130, p. 95-109, 2000.

WERNECK, M. S., PEDRALLI, G. & GIESEKE, L. F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação

- Ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG. Revista Brasileira de Botânica, v. 24, p. 195-198, 2001.
- WEST A., J.B.; ESPELETAA, J.F. & DONOVANA, L.A. Fine root production and turnover across a complex edaphic gradient of a *Pinus palustris*–*Aristida stricta* savanna ecosystem. Forest Ecology and Management, v. 189, p. 397-406, 2004.
- WHALEN, J.K.; BOTTOMLEYA, P.J. & MYROLD, D.D. Carbon and nitrogen mineralization from light- and heavy- fraction additions to soil. Soil Biology & Biochemistry, v. 32, p. 1345-1352, 2000.
- WIGGERING, H.; DALCHOWA, C. GLEMNITZ, M.; HELMING, K.; MÜLLER, K., SCHULTZ, A.; STACHOW, U. & ZANDER, P. Indicators for multifunctional land use-Linking socio-economic requirements with landscape potentials. Ecological Indicators, v.6, p. 238-249, 2006.
- WITSCHORECK, R.; SCHUMACHER, M. V. & CALDEIRA M. V. W. Estimativa da biomassa e do comprimento de raízes finas em *Eucalyptus urophylla* s.t. blake no município de Santa Maria-RS. Revista. Árvore, v.27, p.177-183, 2003.
- XIAO, C. W.; SANG, W. G. & WANG, R.Z. Fine root dynamics and turnover rate in an Asia white birch forest of Donglingshan Mountain, China. Forest Ecology and Management, v. 255, p. 765-773, 2008.
- YAMASHITA, T., FLESSA, H., JOHN, B., HELFRICH, M. & LUDWIG, B. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: effect of land use. Soil Biology & Biochemistry, v. 38, p. 3222-3234, 2006.
- YANKELEVICH, S.N.; FRAGOSO, C; NEWTON, A. C.; RUSSELL, G.; HEAL, O. W. Spatial patchiness of litter, nutrients and macroinvertebrates during secondary succession in a Tropical Montane Cloud Forest in Mexico. Plant and Soil, v.286, p. 123-139, 2006.
- ZIMMERMANN, M.; LEIFELD, J. & FUHRER, J. Quantifying soil organic carbon fractions by infrared-spectroscopy. Soil Biology & Biochemistry, v. 39, p. 224-231, 2007.
- ZINN, Y.L.; RATTAN, L & RESCK, D.V.S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. Soil & Tillage Research, v. 84, p. 28-40, 2005.
- ZONNEVELD, I. S. Land evaluation and landscape science. Enschede: ITC, Textbook VII-4, 1979. 134 p.

ANEXOS

Anexo I- Roteiro básico para entrevista de antigo moradores da região do estudo

ENTREVISTA

Nome do entrevistado:

Idade:

Endereço:

Tempo que mora na região:

Atividade profissional:

PERGUNTAS:

1- Gerais:

a- Quanto tempo conhece as áreas do estudo?

b- Que mudanças lembra ter ocorrido na paisagem durante o tempo que conhece a área?

2- Sobre a área de pastagem:

a- Qual a área aproximada do pasto?

b- Quantos animais usam a área e com que periodicidade? Faz rodízio de pasto?

c- Quando foi introduzida a Braquiária?

d- Que tipo de vegetação lembra já ter ocupado a área antes da Braquiária?

e- Que tipo de preparo e adubação foi realizada na introdução da Braquiária?

f- Quantas vezes esse pasto foi reformado?

g- Que tipo de preparo e adubação foi realizada na(s) reforma(s)?

h- Que conceito daria para a produtividade da área (leite ou carne)? Ruim, boa, muito boa ou ótima?

3- Sobre a área de mata:

a- Há quantos anos conhece essa área com cobertura de mata?

b- Em sua opinião, ela já foi mais frondosa, densa ou robusta do que é hoje?

c- Que tipo de exploração lembra já ter visto ou feito na área e em que período?

d- Vê algum benefício da existência dessa mata para propriedade ou região? Quais?

Anexo II- Descrição e Classificação dos Perfis do Solo das Unidades de Estudo

PERFIL: FSEI

DATA: 01/12/2005

CLASSIFICAÇÃO: CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico.

LOCALIZAÇÃO: Peixoto, antiga Fazenda Pinheiros, Pinheiral-RJ, latitude 22°32'32" S e longitude 44° 00'47".

SITUAÇÃO: Terço superior de encosta com pendente linear/convexa, sob vegetação de floresta nativa secundária inicial.

ALTITUDE: 467 m

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Biotita Muscovita Gnaisse e Complexo do Paraíba do Sul.

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 Estacional Semidecidual.

USO ATUAL: Floresta secundária inicial

DESCRITO E COLETADO POR: Marcos Gervasio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA:

A 0 – 17 cm, bruno-escuro (7,5YR 4/2 úmido) e bruno-acinzentado (10YR 5/2 seco); franco-argiloarenosa; moderada pequena e média granular e blocos subangulares; dura, muito friável, não-plástica e ligeiramente pegajosa; transição ondulada e clara.

AB 17 – 22 cm, bruno (7,5YR 5/4 úmido) e bruno-claro (7,5YR 6/4 seco); argiloarenosa; moderada pequena e média granular e blocos subangulares; muito dura, friável, não-plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

BA 22 – 42 cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4); argiloarenosa; fraca pequena blocos subangulares; muito dura, friável, não-plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e difusa.

Bi1 42 – 57 cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4); argiloarenosa; moderada pequena e média blocos angulares e subangulares; muito dura, friável, não-plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e difusa.

Bi2 57 – 100+ cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4); argila; moderada pequena e média blocos angulares e subangulares; muito dura, friável, plástica e ligeiramente pegajosa.

PERFIL: FSEM

DATA: 01/12/2005

CLASSIFICAÇÃO: CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico.

LOCALIZAÇÃO: Peixoto, antiga Fazenda Pinheiros, Pinheiral-RJ, latitude 22°32'31" S e longitude 44° 00'45" W.

SITUAÇÃO: Terço superior de encosta com pendente linear/convexa, sob vegetação de floresta nativa secundária média.

ALTITUDE: 473 m

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Biotita Muscovita Gnaisse e Complexo do Paraíba do Sul.

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 Estacional Semidecidual.

USO ATUAL: Floresta secundária média

DESCRITO E COLETADO POR: Marcos Gervasio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA:

A1 0 – 7 cm, cinzento-avermelhado-escuro (5YR 4/2 úmido) e cinzento-rosado (5YR 6/2 seco); argiloarenosa; fraca pequena granular; ligeiramente dura, muito friável, não-plástica e não-pegajosa; transição plana e clara.

A2 7 – 16 cm, cinzento-avermelhado-escuro (5YR 4/2 úmido) e cinzento-rosado (5YR 6/2 seco); franco argiloarenosa; moderada pequena média granular e blocos subangulares dura, friável, não-plástica e não pegajosa; transição plana e clara.

AB 16 – 27 cm, bruno-escuro (7,5YR 4/2 úmido) e cinzento-rosado (7,5YR 6/2 seco); argiloarenosa; moderada pequena e média blocos subangulares; muito dura, firme, não-plástica e não-pegajosa transição plana e clara.

BA 27 – 34 cm, bruno (7,5YR 5/4); argiloarenosa; moderada pequena e média blocos subangulares; muito dura, friável, não-plástica e não-pegajosa; transição ondulada e clara.

Bi1 31 – 41 cm, bruno (7,5YR 5/4); argiloarenosa; forte pequena e média blocos subangulares; muito dura, firme, plástica e ligeiramente pegajosa, transição plana e gradual.

Bi2 41 – 62 cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4); argiloarenosa; moderada pequena e média blocos subangulares; muito dura, firme, plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e difusa.

Bi3 62 – 100+ cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4); argiloarenosa; moderada pequena e média blocos subangulares, muito dura, friável, plástica e ligeiramente pegajosa.

PERFIL: FSEA

DATA: 01/12/2005

CLASSIFICAÇÃO: CAMBISSOLO HÁPLICO tb Distrófico Típico.

LOCALIZAÇÃO: Peixoto, antiga Fazenda Pinheiros, Pinheiral-RJ, latitude 22°32'00" S e longitude 44° 01'55"W.

SITUAÇÃO: Terço superior de encosta com pendente linear/convexa, sob vegetação de floresta nativa secundária avançada.

ALTITUDE: 524 m

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Biotita Muscovita Gnaiss e Complexo do Paraíba do Sul.

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 Estacional Semidecidual.

USO ATUAL: Floresta Secundária Avançada

DESCRITO E COLETADO POR: Marcos Gervasio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA:

A 0 – 6 cm, bruno-escuro (10YR 4/3 úmido) e bruno-claro-acinzentado (10YR 6/3 seco); franco argiloarenosa; moderada pequena média granular; ligeiramente dura, muito friável, não-plástica e não-pegajosa; transição plana e clara.

AB 6 -15 cm, bruno-escuro (10YR 4/3, úmido) e bruno-claro-acinzentado (10YR 6/3, seco); argiloarenosa; moderada pequena granular; ligeiramente dura, friável, não-plástica e não-pegajosa transição plana e clara.

BA 15 – 22 cm, bruno (7,5YR 5/4) ; argiloarenosa; moderada pequena blocos subangulares; dura, friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Bi1 22 – 32 cm, bruno (7,5YR 5/4) ; argiloarenosa; moderada e forte pequena blocos subangulares; dura, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Bi2 32 – 44 cm, bruno (7,5YR 5/4) ; argiloarenosa; moderada pequena e média blocos subangulares dura, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual.

Bi3 44 – 100+ cm, bruno-avermelhado (5YR 5/4) ; argiloarenosa; moderada forte pequena blocos subangulares; muito dura, muito friável, ligeiramente plástica e pegajosa.

OBSERVAÇÕES: presença de “stone line” no horizonte B.

PERFIL: PMM

DATA: 28/12/2005

CLASSIFICAÇÃO: CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico.

LOCALIZAÇÃO: Peixoto, antiga Fazenda Pinheiros, Pinheiral-RJ, latitude 22°33'22" S e longitude 44° 02'05"W.

SITUAÇÃO: terço superior de encosta com pendente linear/convexa., sob vegetação de pasto formado(Brachiaria decumbes).

ALTITUDE: 495 m

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Biotita Muscovita Gnaisse e Complexo do Paraíba do Sul.

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 Estacional Semidecidual.

USO ATUAL: Pasto formado

DESCRITO E COLETADO POR: Marcos Gervasio Pereira e Carlos Eduardo Gabriel Menezes

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA:

A1 0 -10cm, cinzento-escuro (10YR 3/3 úmido) e cinzento (10YR 3/2 seco); franco argiloarenosa; moderada pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa, transição plana e gradual.

A2 10 – 25 cm, cinzento-escuro (10YR 3/3 úmido) e cinzento (10YR 3/2 seco); franco argiloarenosa; fraca pequena granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

AB 25 – 45 cm, cinzento-avermelhado-escuro (10YR 4/2 úmido) e bruno (10YR 3/2 seco); franco argiloarenosa; fraca pequena blocos subangulares e granular; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

BA 45 – 67 cm, vermelho-acinzentado (10YR 4/3); argiloarenosa; fraca pequena blocos angulares; ligeiramente dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição ondulada e clara.

Bi 67 – 100 +, vermelho-acinzentado (5YR 4/4); muito argilosa; moderada pequena bloco angular dura, firme, plástica e pegajosa.

Anexo III- Resolução CONAMA N° 006, de 04 de maio de 1994

O CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, no uso das atribuições que lhe são conferidas pela Lei no. 6.938, de 31 de agosto de 1981, alterada pela Lei no. 8.028, de 12 de abril de 1990, regulamentadas pelo Decreto no. 99.274, de 06 de junho de 1990, e Lei no. 8.746, de 09 de dezembro de 1993, considerando o disposto na Lei no. 8.490, de 19 de novembro de 1992, e tendo em vista o disposto em seu Regimento Interno, e:

Considerando o disposto no §1º, do artigo 1º, da Resolução CONAMA N° 10, de 01 de outubro de 1993, publicada no D.O.U. de 03/11/93, que determina a apresentação de parâmetros mensuráveis para análise dos estágios de sucessão ecológica da Mata Atlântica, resolve:

Art. 1º- Considera-se vegetação florestal primária no Estado do Rio de Janeiro a forma de vegetação de máxima expressão local, com grande diversidade biológica, sendo os efeitos das ações antrópicas mínimos, a ponto de não afetar significativamente suas características originais de estrutura e de espécies.

Art. 2º- As formações florestais abrangidas pela Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro, compreendem a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual que, em seus estágios sucessoriais secundários, apresentam os seguintes parâmetros estipulados com base em amostragens que consideraram indivíduos arbóreos com DAP médio de 10 centímetros.

§1º. Estádio Inicial:

a) fisionomia herbáceo/arbustiva, cobertura aberta ou fechada, com a presença de espécies predominantemente heliófitas; plantas lenhosas, quando ocorrem, apresentam DAP médio de 5 centímetros e altura média de até 5 metros;

b) os indivíduos lenhosos ocorrentes pertencem a, no máximo, 20 espécies botânicas por hectares;

c) as espécies são de crescimento rápido e ciclo biológico curto;

d) a idade da comunidade varia de 0 a 10 anos;

e) a área basal média é de 0 a 10 metros quadrados/hectare;

f) epífitas raras, podendo ocorrer trepadeiras;

g) ausência de subosque;

h) serapilheira, quando existente, forma uma camada fina pouco decomposta, contínua ou não;

i) as espécies herbáceas ou de pequeno porte mais comuns e indicadoras desse estágio são:

Alecrim-do-campo- *Baccharis dracunculifolia* (Compositae); Assa-peixe- *Vernonia polyanthes* (Compositae); Cambará- *Lantana camara* (Verbenaceae); Guaximba- *Urena lobata* (Malvaceae); Guizo-de-cascavel- *Crotalaria mucronata* (Leguminosae); Erva-colégio- *Elephantopus mollis* (Compositae), Juá- *Solanum aculeatissimum* (Solanaceae); Jurubeba- *Solanum paniculatum* (Solanaceae), Pindoba- *Attalea humilis* (Palmae); Pixirica- *Clidemia hirta* (Melastomataceae); Sapê - *Imperata brasiliensis* (Gramineae); Samambaia-das-taperas- *Pteridium aquilinum* (Polypodiaceae); Oficial-de-sala- *Asclepias curassavica* (Asclepiadaceae); Vassourinha - *Sida spp.* (Malvaceae); Falsa-poaia- *Borreria verticillata* (Rubiaceae); Cipó-cabeludo- *Mikania spp.* (Compositae).

j) as espécies lenhosas mais frequentes e indicadoras desse estágio são: Angico- *Aradenanthera colubrina* (Leguminosae); Araçá- *Psidium cattleyanum* (Myrtaceae); Aroeira- *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae); Crindiúva - *Trema micrantha* (Ulmaceae); Embaúbas- *Cecropia spp.* (Moraceae); Esperta- *Peschiera laeta* (Apocynaceae); Goiabeira- *Psidium guayava* (Myrtaceae); Maricá- *Mimosa bimucronata* (leguminosae); Candeia- *Vanillosmopsis erythropappa* (Compositae); Tapiá- *Alchornea iricurana* (Euphorbiaceae); Sangue-de-drago- *Croton urucurana* (Euphorbiaceae).

§2º. Estádio Médio:

a) fisionomia arbustivo/arbórea, cobertura fechada com início de diferenciação em estratos e surgimento de espécies de sombra;

b) as espécies lenhosas, por sombreamento, eliminam as componentes herbáceas ou de pequeno porte do estágio inicial;

c) as árvores têm DAP médio variando de 10 a 20 centímetros, altura média variando de 5 até 12 metros e idade entre 11 e 25 anos;

d) sempre existe uma serapilheira, na qual há sempre muitas plântulas;

e) a área basal média varia de 10 a 28 metros quadrados/hectare;

f) muitas das árvores do estágio inicial podem permanecer, porém mais grossas e mais altas;

g) subosque presente;
h) trepadeiras, quando presentes são predominantemente lenhosas;
i) outras espécies arbóreas surgem nesse estágio sendo dele indicadoras: Açoita-cavalo- *Luethea grandiflora* (Tiliaceae); Carrapeta - *Guarea guidonia* (Meliaceae); Maminha-de-porca- *Zanthoxylon rhoifolium* (Rutaceae); Jacatirão- *Miconia fairchildiana* (Melastomataceae); Guaraperê - *Lamanonia ternata* (Cunoniaceae); Ipê-amarelo- *Tabebuia chrysotricha* (Bignoniaceae); Cinco-folhas- *Sparattosperma leucanthum* (Bignoniaceae); Caroba- *Cybistax antisiphilitica* (Bignoniaceae); Guapuruvu- *Schizolobium parahiba* (Leguminosae); Aleluia- *Senna multijuga* (Leguminosae); Canudeiro- *Senna macranthera* (Leguminosae); Pindaíba- *Xylopia brasiliensis* (Annonaceae); Camboatá- *Cupania oblongifolia* (Sapindaceae).

j) as espécies mais frequentes que estruturam o subosque são: Aperta-ruão, Jaborandi- *Piper spp.* (Piperaceae); Caapeba- *Potomorphe spp.* (Piperaceae); Fumo-bravo- *Solanum sp.* (Solanaceae); Grandiúva-d'anta- *Pshychotria leiocarpa* (Rubiaceae); Sonhos-d'ouro- *Pshychotria nuda* (Rubiaceae); Caeté- *Maranta spp.*, *Ctenanthe spp.* (Marantaceae); Pacová- *Helioconia spp.* (Musaceae).

§3º. Estádio Avançado:

a) fisionomia arbórea, cobertura fechada formando um dossel relativamente uniforme no porte, podendo apresentar árvores emergentes com subosque já diferenciado em um ou mais estratos formados por espécies esciófilas;

b) grande variedade de espécies lenhosas com DAP médio 20 centímetros e altura superior a 20 metros;

c) comunidade com idade acima de 25 anos;

d) há cipós, trepadeiras e abundância de epífitas;

e) a área basal média é superior a 28 metros quadrados/hectare;

f) serapilheira sempre presente, com intensa decomposição;

g) as espécies arbóreas podem ser remanescentes do estágio médio acrescidas de outras que caracterizam esse estágio, como: Canela-santa- *Vochysia laurifolia* (Vochysiaceae); Aararibá- *Centrolobium robustum* (Leguminosae); Canela- *Ocotea*, *Nectandra*, *Cryptocarya* (Lauraceae); Canjerana- *Cabrlea canjerana* (Meliaceae); Cedro- *Cedrela fissilis* (Meliaceae); Xixá - *Sterculia chicha* (Sterculiaceae); Sapucaia- *Lecythis pisonis* (Lecythidaceae); Cotieira- *Johannesia princeps* (Euphorbiaceae); Garapa - *Apuleia leiocarpa* (Leguminosae) figueira - *Ficus spp.* (Moraceae) jequitibá-branco - *Cariniana legalis* (Lecythidaceae) jequitibá-rosa - *Cariniana estrellensis* jequitibá-rosa - *Couratari pyramidata* (Lecythidaceae) bicuíba - *Virola oleifera* (Misticaceae) vinhático - *Plathymenia foliolosa* (Leguminosae) perobas - *Aspidosperma spp.* (Apocynaceae) guapeba - *Pouteria spp.* (Sapotaceae) pau-d'alho - *Gallezia integrifolia* (Phytolaccaceae) airi - *Astrocaryum aculeatissimum* (Palmae) aricanga - *Geonoma spp.* (Palmae) palmito - *Euterpe edulis* (Palmae) pindobuçú - *Attalea dubia* (Palmae)

h) o subosque é menos expressivo que no estágio médio e geralmente muito rico em espécies esciofilas; aumenta o número de espécies de rubiáceas e de marantáceas, principalmente, surgindo, ainda criciúma *Olyra spp* (Gramineae), *Leandra spp* (melastomataceae), e muitas espécies e famílias de Pteridophyta.

§4º. Os parâmetros definidos neste artigo não são aplicáveis para restingas que serão objeto de regulamentação específica.

Art. 3º Os parâmetros apresentados para tipificar os diferentes estágios de sucessão ecológica secundária variam de uma região geográfica para outra e dependem das condições topográficas, edáficas, climáticas, assim como do uso pretérito que teve a área onde se situa uma determinada formação florestal, devendo os casos de dúvida ou aqueles não previstos nesta Resolução serem analisados e definidos pelo Órgão competente.

Art. 4º Esta Resolução entra em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Anexo IV- Tabela de Dados Climáticos

Tabela 31. Dados climáticos⁽¹⁾ do município de Pinheiral-RJ no período de estudo.

Ano	Mês	Características meteorológicas			
		TMe (°C)	UR (%)	Ppt (mm)	Vv (ms ⁻¹)
2005	Janeiro	25,3	86,2	300,2	1,9
	Fevereiro	24,7	83,5	134,4	2,1
	Março	25,1	85,5	202,8	1,8
	Abril	22,7	88,4	95,4	0,7
	Maiο	19,7	89,8	66,6	0,6
	Junho	18,2	90,1	22,6	0,5
	Julho	17,0	90,3	42,8	0,6
	Agosto	19,8	82,3	2,4	0,8
	Setembro	19,5	89,9	18,8	0,9
	Outubro	22,5	86,0	53,4	0,7
	Novembro	21,7	88,7	133,8	0,8
	Dezembro	21,9	89,9	221,2	0,7
2006	Janeiro	24,1	85,3	188,2	0,7
	Fevereiro	24,0	91,6	340,0	0,4
	Março	23,4	91,1	81,8	0,4
	Abril	21,5	90,9	29,8	0,3
	Maiο	18,1	91,3	40,8	0,3
	Junho	17,4	89,5	7,4	0,5
	Julho	17,4	84,9	51,2	0,4
	Agosto	19,2	84,5	33,8	0,5
	Setembro	19,2	86,5	55,6	0,6
	Outubro	20,9	91,8	147,8	0,6
	Novembro	21,7	93,0	243,8	0,5
	Dezembro	23,3	92,7	195,0	0,6
2007	Janeiro	23,0	95,0	188,8	0,5
	Fevereiro	24,1	89,3	125,6	0,5
	Março	24,6	85,2	61,2	0,5
	Abril	22,7	91,1	66,6	0,3
	Maiο	18,3	92,1	54,4	0,4
	Junho	18,1	89,8	13,2	0,3
	Julho	17,7	88,0	38,0	0,4
	Agosto	15,5	69,4	3,2	0,6
	Setembro	17,6	52,7	4,0	0,6
	Outubro	22,4	83,0	84,2	1,1
	Novembro	21,4	93,0	115,8	2,7
	Dezembro	23,4	91,3	25,4	2,2

⁽¹⁾ Estação meteorológica do Colégio Agrícola Nilo Peçanha – Pinheiral - RJ.

Anexo V- Tabela das Propriedades Químicas e Físicas do Solo

Tabela 32. Análises físicas do perfil do solo da unidade de estudo Floresta Secundária Estádio Inicial (FSEI)

Horizonte		Granulometria g kg ⁻¹			Argila dispersa em água g kg ⁻¹	Grau de flocculação %	Relação silte/argila	Densidade kg dm ⁻³		Porosidade cm cm ⁻³
Símbolo	Profundidade. (cm)	Areia	Silte	Argila				Solo	Partícula	
A	0-17	590	60	340	240	30	0,18	1,48	2,43	0,40
AB	17-22	500	60	440	290	34	0,15	1,53	2,52	0,39
BA	22-42	480	50	460	320	31	0,12	1,56	2,50	0,39
Bi1	42-57	460	60	480	320	34	0,12	1,60	2,60	0,38
Bi2	57-100	450	50	500	320	36	0,10	1,60	2,56	0,38

Tabela 33. Análises químicas do perfil do solo da unidade de estudo Floresta Secundária Estádio Inicial (FSEI)

Horizonte		pH H ₂ O (1:2,5)	Complexo Sortivo								Carbono orgânico g kg ⁻¹	Valor V %	Saturação por Al %	P assimil. mg kg ⁻¹
Símbolo	Prof. cm.		Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	S	H+Al	T	Al ⁺³				
A	0-17	4,6	0,61	0,98	0,29	0,06	1,94	7,26	9,20	1,61	16,09	21	45	1,60
AB	17-22	4,5	0,29	0,64	0,12	0,05	1,10	6,85	7,95	1,87	12,26	14	63	0,50
BA	22-42	4,6	0,23	0,41	0,12	0,05	0,81	6,06	6,87	1,83	9,26	12	69	0,60
Bi1	42-57	4,6	0,19	0,31	0,08	0,05	0,63	5,57	6,20	1,71	6,64	10	73	0,50
Bi2	57-100	5,0	0,16	0,26	0,08	0,04	0,54	5,12	5,66	1,59	5,12	10	75	0,20

Tabela 34. Análises físicas do perfil do solo da unidade de estudo Floresta Secundária Estádio Médio (FSEM)

Horizonte		Granulometria g kg ⁻¹			Argila dispersa em água g kg ⁻¹	Grau de flocculação %	Relação silte/argila	Densidade kg dm ⁻³		Porosidade cm cm ⁻³
Símbolo	Profundidade. (cm)	Areia	Silte	Argila				Solo	Partícula	
A1	0-7	540	90	370	180	51	0,24	1,29	2,52	0,49
A2	7-16	570	90	340	200	41	0,27	1,40	2,56	0,46
AB	16-27	570	70	360	200	43	0,21	1,51	2,61	0,43
BA	27-34	560	80	360	230	37	0,21	1,51	2,65	0,43
Bi1	34-41	520	80	400	260	34	0,20	1,54	2,64	0,42
Bi2	41-62	490	50	460	300	35	0,11	1,58	2,67	0,40
Bi3	62-100	470	80	450	310	30	0,18	1,61	2,65	0,40

Tabela 35. Análises químicas do perfil do solo da unidade de estudo Floresta Secundária Estádio Médio (FSEM)

Horizonte		pH H ₂ O (1:2,5)	Complexo Sortivo								Carbono orgânico g kg ⁻¹	Valor V %	Saturação por Al %	P assimil. mg kg ⁻¹
Símbolo	Prof cm.		Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	S	H+Al	T	Al ⁺³				
A1	0-7	5,0	2,33	2,69	1,45	0,06	6,53	6,57	13,10	0,03	21,00	50	0	2,40
A2	7-16	4,6	1,54	0,86	0,23	0,06	2,69	6,57	9,26	1,07	17,29	29	28	1,80
AB	16-27	4,4	0,54	0,64	0,17	0,06	1,41	6,56	7,97	1,26	11,45	18	47	1,00
BA	27-34	4,5	0,17	0,49	0,15	0,06	0,87	6,46	7,33	1,41	8,52	12	62	0,80
Bi1	34-41	4,5	0,11	0,42	0,13	0,06	0,72	6,36	7,08	1,54	7,70	10	68	0,60
Bi2	41-62	4,5	0,10	0,37	0,12	0,07	0,65	5,91	6,56	1,46	6,16	10	69	0,10
Bi3	62-100	4,7	0,07	0,41	0,11	0,06	0,65	5,47	6,12	1,48	5,38	11	70	0,10

Tabela 36. Análises físicas do perfil do solo da unidade de estudo Floresta Secundária Estádio Avançado (FSEA)

Horizonte		Granulometria g kg ⁻¹			Argila dispersa em água %	Grau de floculação %	Relação silte/argila	Densidade kg dm ⁻³		Porosidade cm cm ⁻³
Símbolo	Profundidade. (cm)	Areia	Silte	Argila				Solo	Partícula	
A	0-6	670	20	310	16	48	0,08	1,31	2,52	0,48
AB	6-15	590	40	370	24	36	0,11	1,37	2,55	0,47
BA	15-22	550	50	400	26	34	0,13	1,47	2,56	0,43
Bi1	22-32	520	60	410	31	26	0,15	1,52	2,59	0,41
Bi2	32-44	480	40	470	33	31	0,09	1,54	2,58	0,41
Bi3	44-100	470	40	490	35	29	0,08	1,55	2,61	0,40

Tabela 37. Análises químicas do perfil do solo da unidade de estudo Floresta Secundária Estádio Avançado (FSEA)

Horizonte		pH H ₂ O (1:2,5)	Complexo Sortivo								Carbono orgânico g kg ⁻¹	Valor V %	Saturação por Al %	P assimil. mg kg ⁻¹
Símbolo	Prof cm.		Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	S	H+Al	T	Al ⁺³				
A	0-6	4,1	1,03	1,05	0,15	0,06	2,29	7,22	9,51	1,08	16,45	24	32	3,80
AB	6-15	4,2	0,69	0,83	0,09	0,06	1,67	7,14	8,81	1,38	14,46	19	45	3,10
BA	15-22	4,1	0,29	0,73	0,06	0,06	1,14	6,70	7,84	1,65	10,35	15	59	1,90
Bi1	22-32	4,5	0,24	0,80	0,06	0,06	1,16	6,32	7,48	1,44	8,22	16	55	1,60
Bi2	32-44	5,2	0,28	0,76	0,05	0,06	1,15	5,54	6,69	1,44	6,77	17	56	3,50

Bi3	44-100	4,5	0,16	1,02	0,04	0,06	1,28	5,40	6,68	1,21	5,29	19	48	2,25
-----	--------	-----	------	------	------	------	------	------	------	------	------	----	----	------

Tabela 38. Análises físicas do perfil do solo da unidade de estudo Pasto Misto Manejado (PMM)

Horizonte		Granulometria g kg ⁻¹			Argila dispersa em água g kg ⁻¹	Grau de floculação %	Relação silte/argila	Densidade kg dm ⁻³		Porosidade cm cm ⁻³
Símbolo	Profundidade. (cm)	Areia	Silte	Argila				Solo	Partícula	
A1	0-10	610	90	300	140	54	0.12	1,41	2,48	0,43
A2	10-25	660	50	290	160	44	0.29	1,47	2,53	0,42
AB	25-45	620	40	340	220	35	0.16	1,56	2,57	0,39
BA	45-67	550	30	420	250	41	0.08	1,58	2,58	0,39
Bi	67-100	370	30	610	20	97	0.05	1,53	2,58	0,41

Tabela 39. Análises químicas do perfil do solo da unidade de estudo Pasto Misto Manejado (PMM)

Horizonte		pH H ₂ O (1:2,5)	Complexo Sortivo								Carbono orgânico g kg ⁻¹	Valor V %	Saturação por Al %	P assimil. mg kg ⁻¹
Símbolo	Prof cm.		Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	S	H+Al	T	Al ⁺³				
A1	0-10	5,2	1,43	1,90	0,47	0,08	3,88	6,27	10,15	0,19	17,81	38	5	3,20
A2	10-25	5,3	1,08	1,77	0,13	0,07	3,05	5,68	8,73	0,35	8,49	35	10	2,90
AB	25-45	5,2	0,81	1,43	0,05	0,07	2,36	6,11	8,47	0,90	6,20	28	27	2,30
BA	45-67	5,2	0,57	1,65	0,05	0,07	2,34	5,34	7,68	0,65	4,71	30	22	1,90
Bi	67-100	5,6	0,49	2,22	0,05	0,06	2,82	4,73	7,55	0,43	4,47	37	13	2,12

AnexoVI- Tabela de Frações do Material Formador da Serapilheira

Tabela 40. Valores médios⁽¹⁾ de produção das diferentes frações e do total de material formador da serrapilheira (Mg ha⁻¹) nas diferentes unidades de estudo (UEs) e meses de coleta

MESES	UES		
	FSEI	FSEM	FSEA
	FOLHAS		
Janeiro	0,306	0,359	0,317
Fevereiro	0,396	0,254	0,229
Março	0,395	0,539	0,316
Abril	0,396	0,341	0,161
Maiο	0,660	0,487	0,256
Junho	0,612	0,546	0,250
Julho	0,776	0,626	0,546
Agosto	0,731	0,767	1,049
Setembro	0,551	0,438	0,973
Outubro	0,256	0,274	0,764
Novembro	0,358	0,669	0,624
Dezembro	0,120	0,272	0,221
	RAMOS		
Janeiro	0,069	0,153	1,106
Fevereiro	0,024	0,091	0,185
Março	0,026	0,068	0,064
Abril	0,004	0,013	0,032
Maiο	0,005	0,018	0,082
Junho	0,010	0,035	0,049
Julho	0,021	0,024	0,112
Agosto	0,018	0,177	0,557
Setembro	0,020	0,071	0,307
Outubro	0,011	0,093	0,361
Novembro	0,028	0,301	0,782
Dezembro	0,017	0,152	0,126
	MATERIAL REPRODUTIVO		
Janeiro	0,022	0,013	0,022
Fevereiro	0,190	0,100	0,011
Março	0,012	0,002	0,018
Abril	0,028	0,001	0,023
Maiο	0,013	0,001	0,020
Junho	0,018	0,003	0,006
Julho	0,004	0,012	0,013
Agosto	0,038	0,019	0,033
Setembro	0,014	0,022	0,092
Outubro	0,026	0,043	0,051
Novembro	0,057	0,072	0,029
Dezembro	0,215	0,133	0,007
	OUTROS		
Janeiro	0,012	0,023	0,422
Fevereiro	0,050	0,037	0,066
Março	0,003	0,033	0,017
Abril	0,029	0,036	0,090
Maiο	0,001	0,009	0,018
Junho	0,004	0,007	0,010
Julho	0,002	0,002	0,005
Agosto	0,006	0,005	0,173
Setembro	0,009	0,010	0,031
Outubro	0,007	0,032	0,009
Novembro	0,013	0,043	0,231
Dezembro	0,001	0,019	0,076

		TOTAL	
Janeiro	0,409	0,547	1,866
Fevereiro	0,660	0,482	0,491
Março	0,436	0,642	0,415
Abril	0,457	0,391	0305
Maiο	0,679	0,517	0,377
Junho	0,643	0,591	0,314
Julho	0,804	0,664	0,675
Agosto	0,793	0,968	1,812
Setembro	0,592	0,544	1,403
Outubro	0,300	0,442	1,185
Novembro	0,456	1,085	1,665
Dezembro	0,354	0,576	0,431