

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

DISSERTAÇÃO

INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL EM
ÁREAS DE ENTORNO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS
NA BACIA DO RIO GUAPI-MACACU

Thiago Ventura Scoralick Braga

2011



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL EM
ÁREAS DE ENTORNO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS
NA BACIA DO RIO GUAPI-MACACU
THIAGO VENTURA SCORALICK BRAGA**

Sob a orientação da Professora
Eliane Maria Ribeiro da Silva

e Co-orientação da professora
Mariella Camardelli Uzêda

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ
Agosto, 2011

634.9
B813i
T

Braga, Thiago Ventura Scoralick, 1983-
Indicadores de qualidade ambiental em
áreas de entorno de fragmentos florestais
na Bacia do Rio Guapi-Macacu / Thiago
Ventura Scoralick Braga - 2011.
43.f. : il.

Orientador: Eliane Maria Ribeiro da
Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de
Pós-Graduação em Ciências Ambientais e
Florestais.

Bibliografia: f. 26-43.

1. Florestas - Mata Atlântica - Teses.
2. Paisagens fragmentadas - Mata Atlântica
- Teses. 3. Serapilheira - Teses. 4. Solos
florestais - Teses. I. Silva, Eliane Maria
Ribeiro da, 1956-. II. Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de
Pós-Graduação em Ciências Ambientais e
Florestais. III. Título.

□

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

THIAGO VENTURA SCORALICK BRAGA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 22/08/2011

Eliane Maria Ribeiro da Silva. Dr^a. UFRRJ
(Orientador)

Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dr^a. Embrapa Agrobiologia

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ

Luís Mauro Sampaio Magalhães. Prof. Dr. UFRRJ

AGRADECIMENTOS

Primeiramente eu agradeço a Deus por ter guiado e iluminado meu caminho por todos esses anos, depois a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

BRAGA, Thiago Ventura Scoralick. **Influência do uso do entorno sob os atributos de fragmentos florestais na bacia do rio guapi macacu.** 2011. 43f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.

A fragmentação da mata atlântica ainda é assunto pouco abordado quando comparado a importância deste bioma. A Mata Atlântica é considerada uma área de conservação prioritária, um “hot spot”, e estudos que envolvem a interação entre os fatores ali presentes tornam-se cada vez mais importantes. A serrapilheira é um importante constituinte do ecossistema florestal. São vários os fatores que podem influenciar a deposição deste material, sendo os fatores relacionados ao efeito de borda e suas consequências sobre estrutura florística os mais relevantes. Mudanças na composição ambiental que levam a perda de biodiversidade, podem provocar alterações significativas na composição da microbiota do solo. A intensificação das atividades agrícolas trouxe como resultado a redução dos remanescentes florestais, fragmentação e o isolamento de paisagens. O objetivo deste trabalho é verificar de que forma as áreas com uso intensivo do solo (UIS) diferem das áreas com uso extensivo do solo (UES) no tocante a manutenção dos fragmentos florestais. Os fragmentos submetidos a uso mais intensivo do seu entorno apresentaram uma maior deposição de serrapilheira, sendo a fração galhos e estrutura reprodutiva aquelas que apresentaram um comportamento mais característico do efeito do uso do solo do entorno e que representam as espécies de estádios sucessionais iniciais que predominam nesses fragmentos nestas áreas, nesse local também foi verificado que o estresse hídrico, associado aos efeitos causados pelo uso do entorno do solo, estimularam a maior densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares. Este tipo de abordagem aponta para uma interessante perspectiva de avaliação de práticas produtivas quanto a seu potencial de colaboração com a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: fragmentação, fungos micorrízicos arbusculares, mata atlântica, serrapilheira

ABSTRACT

BRAGA, Thiago Ventura Scoralick. **influence of the use of the surroundings under the attributes of forest fragments in the basin of the River macacu guapi**. 2011. 43f. Dissertation (Master Science in Science). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.

The Atlantic forest fragmentation is still subject little discussed when compared the importance of this biome. The Atlantic forest is considered a priority conservation area, a "hotspot", and studies involving the interaction between the factors there are becoming increasingly important. The litter is an important constituent of the forest ecosystem. There are several factors that can influence the deposition of material, whereby the factors related to the edge effect and its consequences on floristic structure of most relevance. Environmental composition changes that lead to loss of biodiversity, can cause significant changes in the composition of soil microbiota. The intensification of agricultural activities brought as a result the reduction of forest remnants, fragmentation and isolation of landscapes. The purpose of this paper is to look at how the areas with intensive use of soil (UIS) differ from areas with extensive use of soil (UES) as regards the maintenance of forest fragments. The fragments undergo most intense use of your surroundings have a larger landfilling of the leaf litter fraction twigs and reproductive structure those who have submitted most characteristic behavior of the effect of land use surrounding and representing the species of early successional stages in those that predominate in these areas there fragment was also verified that water stress, associated to the effects caused by use of the surrounding soil, spurred the highest density of Amf spores and present species composition of soil fauna characteristic of degraded areas. This type of approach points to an interesting perspective of productive practices on trial its potential for collaboration with the conservation of biodiversity.

Key words: arbuscular mycorrhizal fungi, atlantic forest, fragmentation, leaf litter

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização dos fragmentos florestais avaliados na bacia do rio Guapi Macacu-RJ.	10
Tabela 2. Participação das diferentes frações de serrapilheira produzidas em 6 fragmentos florestais amostrados na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu considerando as duas épocas do ano avaliadas.	14
Tabela 3. Aporte das diferentes frações de serrapilheira (Mg ha^{-1}), em fragmentos florestais submetidos a diferentes usos da sua área de entorno sendo, uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do entorno (UES), durante as diferentes estações do ano avaliadas.	15
Tabela 4. Aporte das diferentes frações de serrapilheira (Mg ha^{-1}) durante a estação seca, nos ambientes de borda, núcleo e clareira, em fragmentos florestais submetidos a diferentes usos da sua área de entorno sendo, uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do entorno (UES), durante as diferentes estações do ano avaliadas.	17
Tabela 5. Aporte das diferentes frações de serrapilheira (Mg ha^{-1}) durante a estação chuvosa, nos ambientes de borda, núcleo e clareira, em fragmentos florestais submetidos a diferentes usos da sua área de entorno sendo, uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do entorno (UES), durante as diferentes estações do ano avaliadas.	18
Tabela 6. Proporção das espécies e indivíduos pertencentes a diferentes grupos funcionais nos fragmentos avaliados.	18
Tabela 7. Frequência relativa (%) de ocorrência de espécies de FMAs encontradas na rizosfera de fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu (RJ) com entorno de uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do solo (UES), avaliados nas estações seca e chuvosa.	22

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Area onde os estudos foram conduzidos.	7
Figura 2. Totais mensais e extremos diários de precipitação pluviométrica para a área de estudo no período avaliado.	8
Figura 3. Mostra a metodologia de coleta da serrapilheira.	11
Figura 4. Mostra a metodologia de coleta de solo para avaliação de fungos micorrízicos arbusculares.	12
Figura 5. Participação média das frações da serrapilheira aportadas em seis fragmentos florestais amostrados na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu.	13
Figura 6. Abundância média de esporos de FMAs nos períodos seco e chuvoso, nos fragmentos avaliados na Bacia Guapi-Macacu (RJ), com entorno de uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do solo (UES).	20
Figura 7. Abundância média de esporos de FMAs no período seco, nos fragmentos avaliados na Bacia Guapi-Macacu (RJ), com entorno de uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do solo (UES), nos ambientes de borda, núcleo e clareira.	21
Figura 8. Abundância média de esporos de FMAs no período chuvoso nos fragmentos avaliados na Bacia Guapi-Macacu (RJ), com entorno de uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do solo (UES), nos ambientes de borda (B), núcleo (N) e clareira (C).	21
Figura 9. Agrupamento relativo à dissimilaridade de espécies presentes nos diferentes ambientes dos fragmentos avaliados na bacia Guapi-Macacu (RJ), com entorno de UIS (uso intensivo do solo) e UES (uso extensivo do solo).	25

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	01
2. REVISÃO DE LITERATURA	03
2.1. Mata Atlântica no contexto atual de ocupação e fragmentação florestal	03
2.2. A utilização do estoque de serrapilheira como indicadora de perturbação	04
2.3. A associação micorrízica como ferramenta indicadora nos processos de fragmentação	05
3. MATERIAL E MÉTODOS	06
3.1. Área de estudo	06
3.2. Escolha dos fragmentos e uso do solo no seu entorno	08
3.3. Composição florística de acordo com o estágio sucessional	10
3.4. Análise dos dados	11
3.5. Quanto à coleta da serrapilheira	11
3.6. Quanto à coleta de solo para análise dos fungos micorrízicos arbusculares	11
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
4.1. Quanto à avaliação do comportamento da serrapilheira	12
4.2. Quanto à avaliação dos fungos micorrízicos arbusculares	19
5. CONCLUSÕES	25
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	26

1 INTRODUÇÃO

Muitas vezes o conceito de meio ambiente é associado apenas ao “verde”, deixando-se de considerar as interações dos seres vivos com o meio que os cerca, isto de certa forma tem deixado de considerar os recursos hídricos e as questões relativas à poluição do ar, relegando muitas vezes, a um segundo plano, o meio ambiente urbano, que nada mais é que um ecossistema criado pelo homem (GOLDEMBERG & BARBOSA, 2004).

A Mata Atlântica é considerada uma área de conservação prioritária, um “hot spot”, a qual das 25 áreas selecionadas em todo planeta, pertencem as cinco mais importantes para conservação, junto somente com regiões como o Caribe, Madagascar, os Andes tropicais, o norte do Chile e Argentina, passando pela Bolívia, Peru, Equador, Colômbia e Venezuela, e o arquipélago que inclui a região da Indonésia e da Malásia (MYERS et al., 2000).

A agricultura intensiva é vista como uma das principais causas da redução da biodiversidade em diferentes locais no mundo, onde um grande número de animais, plantas e habitats estão ameaçados de extinção (JEDICKE, 1997).

O grande problema entre o estabelecimento de sistemas produtivos e a conservação, é a redução da diversidade de espécies e a manutenção da sustentabilidade dos processos ecológicos (HEYWOOD & WATSON, 1995).

Com toda essa pressão a Mata Atlântica está inserida neste contexto com apenas 7 % da sua cobertura inicial (MORELLATO & HADDAD 2000; MYERS et al., 2000), em áreas de pequenos e médios fragmentos que encontram-se em geral isolados, formando ilhas inseridas em uma matriz de sistemas antropizados (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2010), logo para uma efetiva conservação da Mata Atlântica é de suma importância pensar na conservação destes fragmentos.

Para que um bom modelo de conservação possa ser implantado, é importante que as variáveis envolvidas neste processo sejam bem exploradas.

A serrapilheira é um importante componente do ecossistema florestal e compreende o material adicionado ao solo pelos organismos. Este material inclui principalmente folhas, caules, frutos, sementes, flores e resíduos animais (GOLEY et al., 1978).

Devido a esta importância da serrapilheira em povoamentos nativos e plantados, vários projetos de pesquisa visam compreender a dinâmica de decomposição e produção de serrapilheira e o retorno dos elementos ao solo (PAGANO & DURIGAN, 2000, TOLEDO et al., 2002, AIDAR & JOLY, 2003).

É válido ressaltar também que em ecossistemas fragmentados o estudo da serrapilheira ganha maior importância já que a queda de serrapilheira é o principal causador de dano em plântulas (MACK, 1998; SCARIOT, 2000; GILLMAN et al., 2004).

Como o padrão de deposição da serrapilheira está relacionado com o tipo de vegetação do local, podendo variar de acordo com o grau de perturbação, o aporte de serrapilheira pode ser utilizado como indicador visando avaliar o processo de recuperação da vegetação no local. (MARTINS & RODRIGUES, 1999).

Considerando que em áreas antropizadas o estabelecimento de um ecossistema equilibrado encontra um grande número de barreiras, todo componente que de alguma forma facilite o estabelecimento de espécies no local, deve ter a sua utilização otimizada.

Com o aumento da degradação de áreas naturais nas últimas décadas, cada vez mais os pesquisadores se empenham para recompor a flora original e assim recuperar o potencial genético das mesmas (BARBOSA et al. 1989; KAGEYAMA et al. 1989).

Os fungos micorrízicos arbusculares têm papel muito importante no ciclo dos nutrientes no solo, pois os mesmos são capazes de absorver nutrientes além da zona de esgotamento da raiz, porém informações relacionadas aos mesmos, com ecossistemas desequilibrados são ainda escassas (BRUNDRETT et al., 1996; JOHNSON & WEDIN, 1997; VAN DER HEIJDEN et al., 2003).

O estudo do funcionamento dos FMAs em plantas nativas visando um manejo mais eficaz da interação fungo-hospedeiro é de grande importância para a recuperação de ecossistemas tropicais. Para isso é necessário um conhecimento sobre a atividade e comportamento do fungo nesses ecossistemas (MILLER & KLING, 2000).

Em ecossistemas perturbados a ciclagem de nutrientes desempenha um papel fundamental no que diz respeito à manutenção da qualidade do solo. Um dos aspectos funcionais da fauna do solo de maior relevância é a sua participação na ciclagem de nutrientes do ecossistema, processo este, fundamental para o crescimento vegetal (WARDLE, 1999).

Embora a mineralização ocorra principalmente devido à ação do nível trófico basal da teia alimentar do solo, a sua atividade é profundamente afetada pelos níveis tróficos superiores e, por conseguinte, exerce influência no ciclo da matéria orgânica, e na disponibilidade de nutrientes assimiláveis pelas plantas. Sendo este nível trófico basal de suma importância na criação de um ambiente favorável ao desenvolvimento de microrganismos simbióticos das plantas, como fixadores de nitrogênio e fungos micorrízicos, sendo também capaz de digerir de maneira seletiva microorganismos patogênicos (SILVA, 2006).

A região de Cachoeiras de Macacu tem como uma de suas características ser grande produtora de milho (*Zea mays*) e goiaba (*Psidium Guayaba*) do estado. As técnicas utilizadas para cultivo contribuem para o processo de degradação da Mata Atlântica, o que acaba por comprometer a qualidade do solo local e assim a capacidade produtiva.

O município de Cachoeira de Macacu tem 90% de sua área inserida na bacia Guapi-Macacu, que de acordo com a divisão hidrográfica do Rio de Janeiro encontra-se inserida na região hidrográfica V, sendo esta bacia de grande importância socio ambiental sendo a principal fonte de abastecimento de água da porção leste da Baía da Guanabara, abastecendo um contingente populacional de aproximadamente 3 milhões de pessoas.

O objetivo deste trabalho foi verificar de que forma as áreas com uso intensivo do solo (UIS) influenciam os indicadores de qualidade ambiental em áreas de entorno de fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu.

Objetivo Geral

- Verificar como a intensidade de uso do solo influencia na manutenção dos fragmentos florestais;
- Verificar através de atributos ambientais a influência do uso intensivo do solo em áreas de entorno de fragmentos florestais localizados na bacia Guapi-Macacu.

Objetivos Específicos

- Avaliar a quantidade, composição da serrapilheira (total e frações) e variação sazonal aportada nos fragmentos florestais;
- Avaliar a abundância e a variação sazonal de esporos de fungos micorrízicos arbusculares.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mata Atlântica no contexto atual de ocupação e fragmentação florestal

Quando os europeus iniciaram a colonização do território que posteriormente daria origem ao Brasil, encontraram duas grandes florestas, constituídas por verdadeiros mosaicos de diferentes fisionomias vegetais.

A maior dessas florestas, que ainda permanece muito preservada, se estendia pela bacia hidrográfica do Rio Amazonas, ocupando toda a região norte do Brasil e significativas porções dos países vizinhos. A esse complexo e diversificado conjunto de formações vegetais contínuas se convencionou chamar de Floresta Amazônica.

A outra, menor, porém de grandes dimensões, ocorria ao longo da costa, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul e se estendia por centenas de quilômetros, continente adentro, nas regiões Sul e Sudeste, chegando à Argentina e Paraguai. (DOSSIÊ MATA ATLÂNTICA, 2001).

Desde o descobrimento do Brasil as florestas e principalmente a Mata Atlântica tem sido alvo de intensos desmatamentos e fragmentação. A Mata Atlântica brasileira é uma das áreas naturais mais ricas e ameaçadas de todo o mundo, sendo que da sua área original de distribuição, apenas uma pequena porcentagem permanece florestada.

Desde a Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, este bioma tem sido protegido por sucessivas leis, decretos e normas regulatórias, no entanto, as ameaças ainda persistem de forma bastante destrutiva (GOLDEMBERG & BARBOSA, 2004). Essa situação de destruição tende a se agravar no caso de aprovação do novo código florestal, visto que o mesmo está mais benevolente em relação ao desmatamento.

Segundo Antunes (2000), a menção mais importante, em relação às florestas, está contida no § 4º do artigo 225 da Lei Fundamental, que estabelece que a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica e o Pantanal Mato-Grossense são parte do “Patrimônio Nacional”.

O documento “Diretrizes para a Política de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Mata Atlântica”, também chamado de Política da Mata Atlântica, aprovado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente em dezembro de 1998, resultou de um amplo processo de discussão entre todos os setores da sociedade interessados na conservação e uso sustentável do Bioma.

Princípios:

“Tem como princípio fundamental a otimização dos recursos da Mata Atlântica, protegendo a diversidade biológica e recuperando as áreas já impactadas. Assim com uma ação governamental integrada, visa promover o desenvolvimento social em bases sustentáveis, recuperando a importância das populações tradicionais além do fortalecimento de instrumentos para a conservação e desenvolvimento sustentável dos recursos naturais”.

Sendo o seu objetivo principal, delinear ações integradas que promovam a conservação e o desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica.

Visa proteger os remanescentes florestais e a diversidade biológica através da ampliação do sistema de unidades de conservação (UC), além de adequar o uso dos

recursos naturais a sua disponibilidade, recuperando a estrutura fitogeográfica, contribuindo para a proteção da diversidade biológica, conservação dos solos e garantia da integridade dos ecossistemas naturais.

Para que tal objetivo seja alcançado é de grande importância compatibilizar as políticas ambientais e as políticas setoriais para assegurar a conservação dos recursos naturais e seu uso em bases sustentáveis (DADOS DOSSIÊ MATA ATLÂNTICA, 2001).

Para a Mata Atlântica, em 2006, foi aprovada a Lei nº11.428, conhecida como a Lei da Mata Atlântica, dispondo sobre a utilização de proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica (Lei 11.428).

Considerando que os aproximadamente 7% de Mata Atlântica presentes no território nacional encontram-se em fragmentos em geral isolados (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2010), a maneira mais eficaz de preservação da mata atlântica é dando atenção especial a estes fragmentos, independente do seu tamanho.

2.2. A utilização do estoque de serrapilheira como indicador de alterações antrópicas

Segundo Schumacher (2004), o material vegetal que constantemente se acumula sobre o solo, composto principalmente de folhas, galhos, flores, frutos e, em menor proporção, por material de origem animal como insetos, restos de animais e material fecal é denominado chuva de serrapilheira, serrapilheira, liteira, folhedeo ou litter. Este material possui um padrão de deposição que obedece tanto a fatores espaciais como a fatores temporais, destacadamente aspectos macro e microclimáticos que influenciam também a dinâmica do estabelecimento de plântulas e a regeneração de fragmentos florestais.

A complexa estrutura e composição florística das florestas tropicais, afeta diretamente a produção de serrapilheira (VASCONCELOS & LUIZÃO, 2004), fazendo com que esta possua forte relação com a produtividade da comunidade de plantas (FACCELLI & PICKETT, 1991).

A serrapilheira depositada sobre o solo das florestas tem importante papel na dinâmica desses ecossistemas sendo um reservatório de nutrientes para as plantas, além de proteger o solo de forças erosivas (MORAES, 2002). Uma vez absorvidos os nutrientes, a energia gerada é em grande parte direcionada para a manutenção e crescimento das estruturas do dossel (galhos, folhas, flores e frutos).

Como os vegetais periodicamente substituem essas estruturas em resposta a tensões ambientais, coletar este material é uma forma não destrutiva e segura de estimar as alterações dos ecossistemas em face de vetores de pressão ambientais oriundos do uso do solo no entorno dos remanescentes florestais (CLARK et al., 2001).

De acordo com Ferreira (2001), a taxa de acúmulo e decomposição de serrapilheira é um indicativo da estratégia de adaptação das diferentes espécies às limitações nutricionais, climáticas e aos efeitos adversos aos quais os mesmos são submetidos em função da intensidade e propagação do efeito de borda.

Siqueira et al. (2004) destacam os principais sinais de intensificação do efeito de borda como aumento da temperatura do ar, aumento da intensidade dos ventos, diminuição da umidade do ar e do solo e o aumento da luminosidade no interior dos fragmentos. Benítez-Malvido & Martínez-Ramos (2003) apontam estes fatores abióticos como determinantes no aumento das taxas de mortalidade de árvores na proximidade da borda, redução da riqueza e abundância de espécies lenhosas e herbáceas e diminuição da densidade de plântulas.

A interferência desses fatores e a dinâmica de ocupação e uso do solo têm sido apontadas como um aspecto relevante e pouco estudado (METZGER, 2001). Em áreas fragmentadas, a criação de bordas abruptas propicia uma maior entrada de luz no interior dos fragmentos causando maior insolação, exposição ao vento e dessecamento (LAURANCE et al., 2002).

Essas modificações tendem aumentar a queda de galhos e folhas, além de favorecer o surgimento de espécies pioneiras, que tem por característica apresentar um rápido crescimento e ciclo de vida curto. A soma desses fatores tende a proporcionar um aumento temporário do aporte de serrapilheira no local (GASCON et al. 2000).

Tabarelli et. al (2008) ressaltam que o uso da terra no entorno dos fragmentos provoca reações em cadeia que avançam além do limite da borda, para dentro do fragmento. Assim diferenças na produção de serrapilheira entre trechos próximos podem estar relacionadas aos diferentes graus de perturbação que são encontrados dentro de um mesmo tipo florestal, seja pela intensidade de uso do solo nas áreas imediatas, seja pela formação de bordas abruptas entre o remanescente florestal e a área impactada (WERNECK et al., 2001). O que indica que os fragmentos florestais são um resultado da paisagem onde estão imersos.

De forma geral, os estudos relacionados à serrapilheira nos ecossistemas florestais têm se pautado em explicar a ciclagem de nutrientes, descrevendo a dinâmica de produção e decomposição da serrapilheira e o retorno dos nutrientes ao solo (SOUZA & DAVIDE, 2001; TOLEDO & PEREIRA, 2002). Entretanto, Vidal (2007) resalta a importância do avanço do conhecimento sobre os padrões de deposição de serrapilheira em ambientes florestais para o melhor entendimento da dinâmica e padrão dos ecossistemas. Araújo et al. (2005) destacam que os estudos utilizando a dinâmica temporal do estoque de serrapilheira podem ser balizadores para a definição de estratégias de manejo de paisagens e áreas afins, uma vez que bem representam a qualidade ambiental.

Conforme anteriormente citado, fatores bióticos e abióticos influenciam a produção de serrapilheira, destacadamente o efeito do uso da terra no entorno dos fragmentos florestais e as alterações relativas ao efeito de borda e a alteração da composição florística dele decorrentes.

2.3. A associação micorrízica como ferramenta indicadora nos processos de fragmentação

O estudo do funcionamento dos fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) em plantas nativas visando um manejo mais eficaz da interação fungo-hospedeiro é de grande importância para a recuperação de ecossistemas tropicais. Para isso é necessário um conhecimento sobre a atividade e comportamento do fungo nesses ecossistemas (MILLER & KLING, 2000).

Os fungos FMAs têm papel muito importante no ciclo dos nutrientes no solo, pois os mesmos são capazes de absorver nutrientes além da zona de esgotamento da raiz, porém informações relacionadas aos mesmos, em ecossistemas desequilibrados são ainda escassas (JOHNSON & WEDIN, 1997).

Mudanças na composição ambiental como a introdução de espécies exóticas ou a perda de biodiversidade, podem provocar mudanças significativas na composição da microbiota do solo, interferindo tanto na estrutura como na composição da comunidade microbiana (KOURTEV et. al., 2002). Distúrbios ambientais, seja de ordem natural ou antrópica, podem causar mudanças na distribuição de abundância de determinadas espécies de fungos micorrízicos.

O processo de fragmentação é considerado a modificação mais profunda causada pelo homem no ambiente. Habitats que em passado recente eram áreas contínuas, em pouco tempo se transformaram em áreas extremamente fragmentadas rodeadas por uma matriz diferente da original, gerando o que hoje é conhecido como ilhas de habitat (FERNANDEZ, 1997).

Este processo pode ser dividido em dois momentos, o primeiro de ocorrência quase imediata que é quando ocorre a separação das áreas antes contínuas, dando origem às manchas de fragmentos na paisagem. O segundo momento é aquele em que ocorre a perda de áreas (BOULINIER et al., 2001). Vários são os fatores que podem ou não se relacionar para a perpetuação destes fragmentos ou para a perda total dos mesmos, dentre eles o tamanho dos fragmentos, a heterogeneidade ambiental dentro de cada fragmento, a intensidade de uso na área avizinhada do fragmento, a conectividade entre os fragmentos e o efeito de borda (FAHRIG, 2003).

A fragmentação do habitat resulta em um mosaico de vegetação, onde podem ocorrer fragmentos florestais, pastagens, plantações e algumas vezes áreas de reflorestamentos. Dessa forma algumas espécies nativas podem ser estimuladas nos ambientes modificados, dentro e fora dos fragmentos, em detrimento de outras que possuem menor capacidade de adaptação e podem desaparecer do local, devido alterações bióticas e abióticas. (ALMEIDA et al., 2008).

O aumento da produção agrícola na última metade do século passado, devido à crescente demanda populacional, motivaram a ocupação de novas áreas florestadas e a sua transformação para em áreas de cultivo e produção agropecuária. O incremento dessas atividades econômicas trouxe como resultado a redução dos remanescentes florestais, fragmentação e o isolamento de paisagens (BROOKS, 2002).

De acordo com Fontaneli & Jacques (1988), o desenvolvimento de sistemas produtivos economicamente sólidos e compatíveis com a preservação dos ecossistemas naturais, só será possível se apoiado no conhecimento da dinâmica dos remanescentes de vegetação natural que respondem as práticas de manejo adotadas.

Considerando que em áreas antropizadas o estabelecimento de um ecossistema equilibrado encontra um grande número de barreiras, todo componente que de alguma forma facilitar o estabelecimento de espécies no local, deve ter a sua utilização otimizada. Com o aumento da degradação de áreas naturais nas últimas décadas, cada vez mais os cientistas e ambientalistas se empenham para recompor a flora original e assim recuperar o potencial genético das mesmas (BARBOSA et al., 1989; KAGEYAMA et al. 1989).

Os efeitos da fragmentação tem sido avaliados em vários grupos de vertebrados (MCCOY & MUSHINSKY, 1994), artrópodes e vegetais (LAURENCE et al., 1998; BRAGA, 2008), porém os estudos relacionando a influência deste processo na biologia dos FMAs são ainda escassos.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido na Bacia do rio Guapi-Macacu, situada na porção leste da Bacia da Baía da Guanabara (Figura 1). O clima predominante na região é o tropical úmido. O relevo é ondulado, representado por morros mamelonares de até 160 m e com solos predominantemente das classes dos Latossolos e Argissolos, a vegetação apresenta características típicas de Mata Atlântica, formado por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (NEGREIROS et al., 2002).

normalmente, em dezembro ou janeiro. A pluviosidade atinge 2.300 mm anuais, com maior concentração entre os meses de janeiro e março e menor em julho e agosto (figura 2). A frequência e a intensidade de chuvas estão muito relacionadas à atuação das frentes frias vindas do sul e à presença do relevo. Contrastando com momentos de grande precipitação, ocorrem períodos mais quentes e mais secos.

A média anual de precipitação pluviométrica situa-se entre 1.000 a 1.500 milímetros na Baixada. Nas escarpas da serra do Mar, a média anual está acima de 2.100 milímetros. Estas escarpas atuam como barreira às penetrações das massas de ar úmido provenientes do oceano em direção ao interior, originando chuvas orográficas. No verão climático estas chuvas constituem verdadeiros aguaceiros (CIBG, 2011).

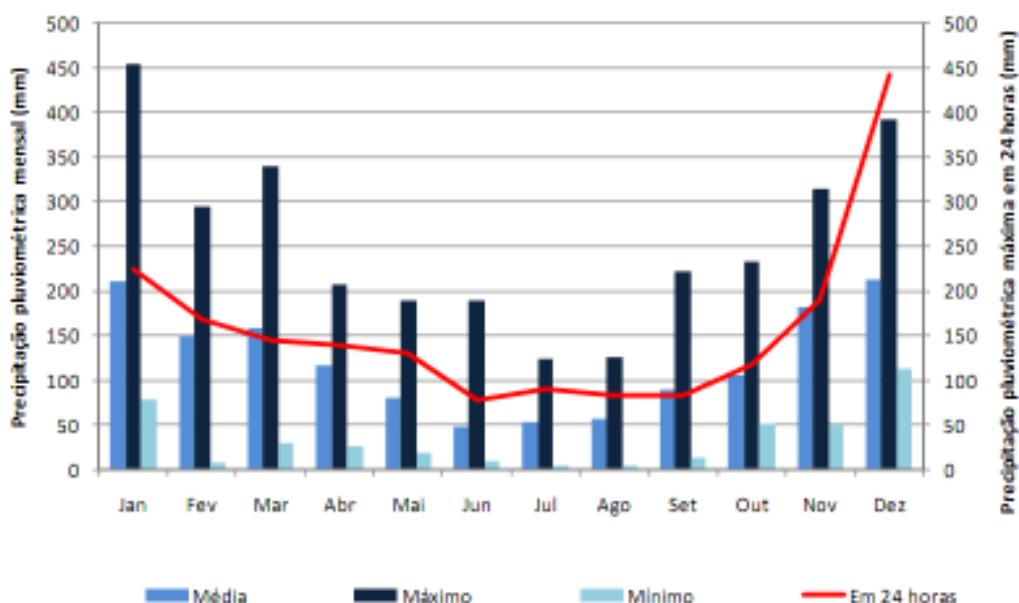


Figura 2. Totais mensais e extremos diários de precipitação pluviométrica para a área de estudo no período avaliado.

3.2. Escolha dos fragmentos e uso do solo no seu entorno

Para a condução do trabalho foram selecionados seis fragmentos, adotando os critérios de estrutura da vegetação nativa (dada pela estratificação, porte das árvores e formas de vida), manejo e histórico de uso. Houve um grande esforço em identificar fragmentos de estrutura similar e com dinâmicas semelhantes no seu entorno nos últimos dez anos no que se refere aos sítios representativos de uso intensivo e extensivo do solo.

Neste estudo o uso intensivo foi representado por áreas ocupadas por cultivo de milho verde (*Zea mays*) rotacionado com o cultivo de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), portanto dependendo de freqüente revolvimento do solo para o plantio das culturas e uso de insumos agroquímicos.

O cultivo do milho se dá de forma escalonada, de maneira a ocorrerem dois ciclos de noventa dias da cultura ou, em caso de pequenas áreas a semeadura ocorre visando a colheita progressiva do produto. De ambas as formas as áreas de cultivo de milho se mantêm ocupadas com a cultura entre novembro e junho. A inserção da cultura

da mandioca se dá a medida que é retirada a cultura do milho, a partir do mês de maio, e nunca ocupa áreas significativas da propriedade dando lugar ao milho que, por possuir ciclo de cultivo mais curto, representa garantia de renda ao produtor a maior parte do ano.

O preparo do solo se caracteriza por aração seguida de gradagem. Para o cultivo do milho são adicionadas em média 2 toneladas de calcário por hectare e 60 kg ha⁻¹ de adubo do tipo 4/14/8. Alguns dos proprietários utilizam composto orgânico, aplicado em cobertura, como complemento à adubação química.

No geral, agrotóxicos são utilizados no controle da lagarta-do-cartucho (*Spodoptera frugiperda*), sendo comum o uso de formulações de deltametrina (Decis). Alguns dos agricultores utilizam produtos a base de ditiocarbamato para o controle preventivo de fungos e da lagarta-de-rosca (*Agrotis ipsilon*) responsável por cortar o milho na fase de pós-emergência.

Um novo preparo do solo (aração seguido de gradagem) foi realizado para o cultivo da mandioca. Para esta cultura é aproveitado o efeito residual da adubação aplicada para a cultura do milho.

As áreas com pastagem formada por *Brachiaria brizantha* representam um sistema produtivo extensivo, onde ocorre pastoreio rotacionado com a alternância periódica do rebanho para outras pastagens da propriedade. Os pastos são regularmente limpos utilizando roçagem e queima e a lotação é em média de 1 cabeça ha⁻¹.

Dos seis fragmentos selecionados três possuem entorno de agricultura (UIS) e três possuem entorno de pasto (UES). Em todos os fragmentos selecionados o agroecossistema termina em contato com o fragmento e possuem entre 10 e 15 anos de uso contínuo seguindo uma mesma rotina de manejo. Na Tabela 1 os fragmentos são caracterizados quanto à sua área e localização.

Para obtenção dos atributos avaliados as parcelas foram distribuídas entre os ambientes de borda, o núcleo e a clareira buscando uma representatividade média do fragmento. Os fragmentos UES de 1 a 3 representam repetições de áreas com entorno de uso extensivo do solo (UES) e os fragmentos UIS de 1 a 3 representam repetições de áreas com entorno de uso intensivo do solo (UIS).

Em uma tentativa de padronizar a área amostrada, foi selecionada uma faixa de 20 m dentro de cada um dos ambientes de borda e núcleo e da clareira quando possível uma vez que este ambiente possui área variável. Foi também reservada uma distância mínima de 10 m entre a área de amostragem dos mencionados ambientes, como uma bordadura. Em cada uma das áreas foram estabelecidos 3 transectos de 50 m por ambiente interno do fragmento (borda, núcleo e clareira) onde foram coletadas as amostras de serrapilheira e identificadas as árvores.

Tabela 1. Caracterização dos fragmentos florestais avaliados na bacia do rio Guapi Macacu-RJ.

Tratamento*	Área (ha)	Localização
UES 1	8,46	22° 31.138'S 42° 50.073'W
UES 2	26,55	22° 34.751'S 42° 54.214'W
UES 3	19,26	22° 35.626'S 42° 51.443'W
UIS 1	9,18	22° 31.333'S 42° 50.121'W
UIS 2	29,34	22° 33.413'S 42° 50.688'W
UIS 3	173,25	22° 34.980'S 42° 53.204'W

* Os fragmentos UES de 1 a 3, com entorno de uso extensivo do solo e os fragmentos UIS de 1 a 3 possuem entorno de uso intensivo do solo.

3.3. Composição florística de acordo com o estágio sucessional

Para obtenção do percentual de espécies e indivíduos nos diferentes estádios sucessionais foi realizado um levantamento florístico nas nove parcelas distribuídas demarcadas nos ambientes de borda, do núcleo e da clareira buscando uma representatividade média do fragmento. Cada uma das parcelas possui 250 m² (50 X 5 m) o que totaliza uma área caracterizada de 2.250 m² por fragmento. Nessas parcelas todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP) maiores ou iguais a 15 foram identificados.

A partir do levantamento florístico realizado as espécies foram classificadas nos seguintes grupos funcionais (nicho de regeneração): pioneira, secundária inicial e secundária tardia, de acordo com as propostas de Gandolfi (1991), Leitão Filho et al. (1993) e Gandolfi et al. (1995), e com base nas observações feitas durante os trabalhos de campo realizados ao longo dos remanescentes da bacia. As espécies que não dispõem de informação na literatura e com comportamento variável foram estabelecidas como sem classificação. Mesmo que esta categorização possa ser considerada frágil pela ausência de dados completos sobre as espécies, optou-se pela sua inclusão e discussão, conforme já feito por Rodrigues (1991).

3.4. Análise dos dados

Foram verificadas as pressuposições para a realização de ANAVA, avaliando-se a normalidade e homogeneidade das variâncias pelos testes de Lilliefors e Cochran respectivamente. Os dados não homogêneos foram transformados por $\log(x+1)$ e as médias foram comparadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. Todas as análises descritas foram realizadas utilizando-se o software Biostat® 5.0, 2007. A variável tamanho foi avaliada quando a sua influência no referido estudo, após a sua padronização em relação a todos os fragmentos avaliados, a mesma foi relacionada como co-variável na avaliação dos dados.

3.5. Coleta da serrapilheira

O material foi coletado nas estações seca e chuvosa entre julho de 2009 e fevereiro de 2010, respectivamente, sempre com o auxílio de um gabarito com dimensões de 0,25 x 0,25 m representativo de uma subamostra, portanto uma amostra composta representa 3 vezes esta área. (Figura 3).



Figura 3. Gabarito empregado na coleta de serrapilheira

Em cada um dos transectos foram tomadas 3 amostras compostas, formando 9 amostras compostas em cada um dos ambientes e um total de 27 amostras de serrapilheira por fragmento e 162 amostras no todo dos fragmentos amostrados.

O material coletado foi seco em estufa de circulação de ar forçada a 65° até peso constante e em seguida as amostras foram triadas, sendo separadas nas seguintes frações: folha inteira, folha decomposta, galhos e estrutura reprodutiva. Posteriormente cada fração foi pesada obtendo-se o peso total do material seco e suas frações.

3.6. Fungos micorrízicos arbusculares

Para análise dos esporos de fungos micorrízicos arbusculares foram realizadas 162 coletas de solo, a uma profundidade de aproximadamente 5 cm da seguinte maneira, em cada um dos fragmentos foram coletadas 27 amostras, sendo 9 amostras para cada um dos ambientes (borda, núcleo e clareira) avaliados. Foram realizadas amostragens nas estações seca (agosto de 2009) e chuvosa (março de 2010) (Figura 4).

De cada amostra foram retirados 50 cm³ de terra, previamente seca à sombra onde foram feitas as extrações dos esporos dos FMAs seguindo a técnica de peneiramento úmido (GERDEMANN & NICOLSON, 1963), utilizando peneiras com malhas de 38 µm, seguida por centrifugação em água e posteriormente em sacarose (JENKINS, 1964).

A identificação das espécies de FMAs das amostras coletadas foi realizada segundo Schenck & Perez (1988) e através de consulta a base de dados da coleção internacional de FMAs (<http://invan.caf.wvu.edu>). A frequência relativa (expressa em %) das espécies foi obtida através da divisão do número de amostras em que a espécie ocorre pelo número total de amostras por tipo de uso do entorno (n=81) e o resultado foi multiplicado por 100.



Figura 4. Coleta de amostras de terra para avaliação de fungos micorrízicos arbusculares.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Estoque de serrapilheira

A biomassa total média de serrapilheira produzida pelos seis fragmentos avaliados foi de 6,96 Mg ha⁻¹ na estação seca e 6,22 Mgha⁻¹ durante a estação chuvosa (F=7,19; p=0,01).

Outros estudos envolvendo o aporte e estoque de serrapilheira (MORAES, 2002; VITAL, 2004; VIDAL, 2007) corroboram com os resultados encontrados (Figura 2), indicando maior acúmulo de material durante a estação seca do ano. Nas florestas tropicais existe uma maior tendência à produção de serrapilheira durante o período de maior restrição hídrica. entretanto, trabalhos realizados em locais sem uma estação seca definida (CESAR, 1993; GREEN, 1998; MORAES et al., 1999) foi encontrada uma maior deposição na estação de maiores índices pluviométricos.

Segundo Dias (2002) o maior aporte de serrapilheira no final da estação seca pode ser ocasionado pelo estresse hídrico ocorrido durante os meses de estiagem,

promovendo o aumento nos níveis endógenos dos promotores da senescência, etileno e ácido abscísico, resultando na queda das folhas.

Quanto ao percentual médio de cada uma das frações de serrapilheira para todos os seis fragmentos avaliados (Figura 5), observa-se que a fração galhos obteve a maior média (42,38%), seguida pelas frações folha decomposta (39,50%), estruturas reprodutivas (11,20%) e folhas inteiras (6,92%).

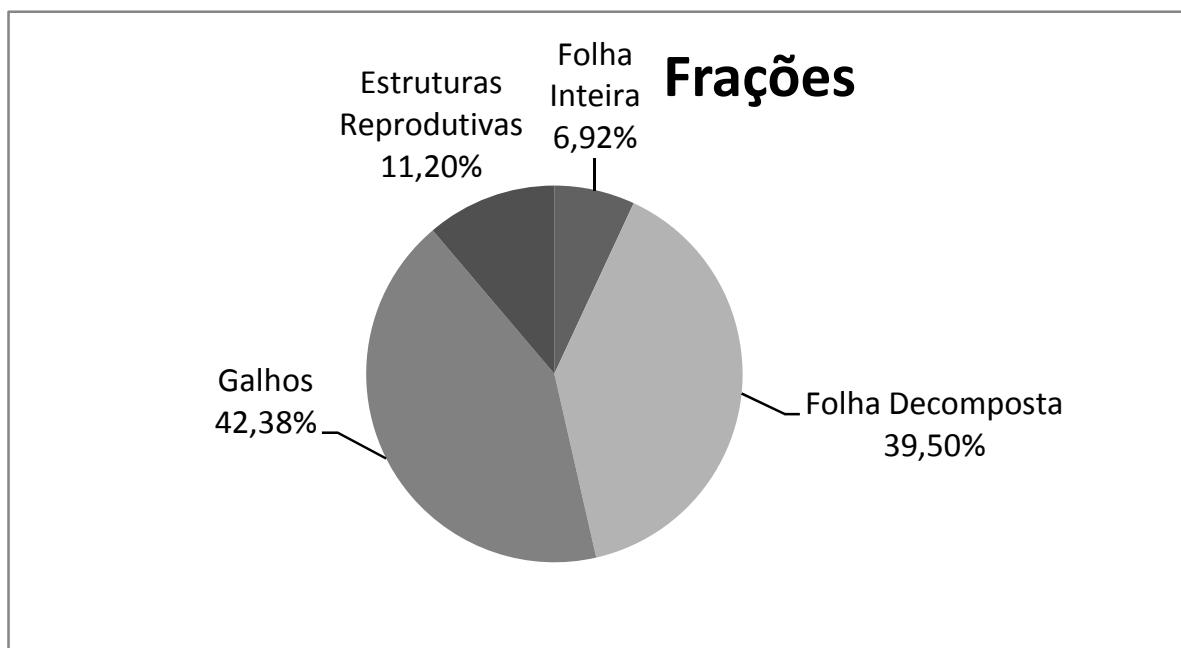


Figura 5. Participação média das frações da serrapilheira estocada em seis fragmentos florestais amostrados na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu.

Somando a contribuição percentual média anual das frações folha decomposta e inteira (46,42%), é possível notar uma deposição inferior a descrita por Bray & Gorham (1964) que quantificaram o valor de 70 % de contribuição média anual para a fração folha em ecossistemas florestais, localizados em áreas de Mata Atlântica.

Outros trabalhos apontam para uma média anual de acúmulo da fração folhas superior a encontrada neste trabalho, a saber: Figueiredo Filho (2003) 57 % em áreas naturais em uma Floresta Ombrófila localizada no Sul do estado do Paraná, Pagano (1989) 62% em fragmentos localizados em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo e Werneck et al. (2001) 77% em ecossistemas naturais em diferentes níveis de perturbação em Ouro Preto.

Essa diferença entre os dados encontrados na literatura e os dados obtidos neste trabalho podem se dever a condições climáticas, edáficas e composição florística dos diferentes locais de avaliação (VIDAL et al., 2007).

Quando considerada a média anual dos períodos avaliados, os fragmentos sob influência de UIS apresentaram um estoque de serrapilheira médio superior aos fragmentos com UES no seu entorno, com contribuições de 7,02 Mg ha⁻¹ e 6,15 Mgha⁻¹ respectivamente (F=8,13; p=0,05).

Analisando os resultados obtidos para o estoque das diferentes frações durante a estação seca (Tabela 2) é possível observar maior aporte da fração galhos ($2,98 \text{ Mg ha}^{-1}$), seguido pela fração folhas decompostas ($2,71 \text{ Mg ha}^{-1}$), estruturas reprodutivas ($0,86 \text{ Mg ha}^{-1}$) e por fim folhas inteiras ($0,43 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Durante a estação chuvosa (Tabela 2), a fração galhos foi aquela que apresentou maior contribuição no total da serrapilheira coletada, aportando de ($2,63 \text{ Mg ha}^{-1}$), seguido por folhas decompostas ($2,50 \text{ Mg ha}^{-1}$), estruturas reprodutivas ($0,65 \text{ T.ha}^{-1}$) e folhas inteiras ($0,45 \text{ Mg ha}^{-1}$). As frações galhos e estruturas reprodutivas, apresentaram diferença significativa entre as médias de deposição durante as estações do ano avaliadas ($F=7,62$; $P=0,01$ e $F=12,78$; $P=0,01$ respectivamente).

Tabela 2. Participação das diferentes frações de serrapilheira produzidas em 6 fragmentos florestais amostrados na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu considerando as duas épocas do ano avaliadas.

Frações	Estação Seca	Estação Chuvosa
	(Mg ha ⁻¹)	
Folhas Inteiras	0,43 a	0,45 a
Folhas Decompostas	2,71 a	2,50 a
Estruturas Reprodutivas	0,86 a	0,65 b
Galhos	2,98 a	2,62 b
Total	6,96 a	6,22 b

As médias das respectivas linhas seguidas pela mesma letra não diferiram significativamente (Teste Tukey, $P = 0,05$).

Quando observadas as frações folhas inteiras e decompostas separadamente foi possível verificar que a fração folhas decompostas apresentou maior contribuição relativa durante a estação chuvosa (Figura 5 e Tabela 3). Santana (2005) evidencia que o aumento da umidade nos períodos chuvosos acelera as taxas de decomposição da serrapilheira, o que incrementa a contribuição dessa fração em relação às demais.

A fração galhos, quando observada separadamente, teve uma contribuição média de 42,38% de toda a serrapilheira aportada (Figura 2). Os autores Bray & Gorham (1964) encontraram para a mesma fração valor médio de 15% para florestas localizadas em áreas de mata atlântica. Entretanto, é válido ressaltar, que os valores encontrados na literatura, para a participação dessa fração no estoque de serrapilheira, possuem grande variação, sendo o menor valor (4,86%) encontrado por Martins & Rodrigues (1999), no município de Campinas (São Paulo) e o maior valor (32,6%) relatado por Pagano (1989) em matas ciliares no Oeste do mesmo Estado.

Quando levado em consideração os diferentes usos do solo e as distintas estações do ano (Tabela 3), os fragmentos com entorno de UIS apresentaram estoque de serrapilheira significativamente maior durante a estação seca (7,72 Mg ha⁻¹), quando comparados aos fragmentos com UES no seu entorno (6,20 T.ha⁻¹; F=13,46; p=0,01).

Durante a estação chuvosa os fragmentos com UES no seu entorno apresentaram 6,11 Mg ha⁻¹ de produção média de serrapilheira e os fragmentos com UIS no seu entorno apresentaram um valor de 6,33 Mg ha⁻¹, não havendo diferença significativa nessa esta estação entre os fragmentos com tipos de uso distintos do seu entorno (Tabela 3).

Tabela 3. Aporte das diferentes frações de serrapilheira (Mg ha⁻¹), em fragmentos florestais submetidos a diferentes usos da sua área de entorno sendo, uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do entorno (UES), durante as diferentes estações do ano avaliadas.

Frações	Estação Seca		Estação Chuvosa	
	Mg ha ⁻¹ (%)			
	UIS	UES	UIS	UES
Folhas Inteiras	0,40a (5,2)	0,45a (7,3)	0,44a (7,0)	0,45a (7,4)
Folhas Decompostas	2,81a (36,4)	2,60a (41,9)	2,43b (38,4)	2,57a (42,1)
Estruturas Reprodutivas	1,21a (15,7)	0,50c (8,1)	0,76b (12,0)	0,54c (8,8)
Galhos	3,30a (42,7)	2,65b (42,7)	2,70b (42,7)	2,55b (42,7)
Total	7,72 ^a	6,20b	6,33b	6,11b

As médias das respectivas colunas seguidas pela mesma letra não diferiram significativamente (Teste Tukey, P = 0,05).

Neste contexto o entorno dos fragmentos e sua interação com a sazonalidade, aqueles com UIS no entorno apresentaram um maior acúmulo de serrapilheira médio anual (respectivamente de 7,02 Mg ha⁻¹ e 6,15 Mg ha⁻¹) e também em cada uma das estações avaliadas quando comparados aos fragmentos cujo uso do solo no entorno é UES. Na literatura são apontados vários fatores que explicam os resultados encontrados por influenciarem o maior aporte de serrapilheira, tais como: clima, fertilidade do solo, composição de espécies da comunidade, estrutura da vegetação, estágio sucessional da comunidade, perturbações de origem antrópica na floresta e no entorno (VITOUSEK & SANFORD, 1986; SONGWE et al., 1988; SCHLITTLER et al., 1993; DELITTI, 1995).

Quando levadas em consideração as diferentes frações de serrapilheira avaliadas (Tabela 3), observa-se que o aporte de galhos durante a estação seca foi significativamente maior nos fragmentos com UIS no seu entorno (3,30 Mg ha⁻¹), quando comparados com os fragmentos avizinados por áreas de UES no mesmo período (2,65 Mg ha⁻¹; F=4,27; P=0,05). Entretanto, observa-se que a participação

relativa dessa fração (Tabela 3) no estoque de serrapilheira avaliado se manteve constante para fragmentos com UES e UIS no entorno, nos diferentes períodos do ano avaliados (cerca de 42,0%).

Segundo König et al. (2002) as quantidades variáveis de queda de galhos podem ser atribuídas à ocorrência de fenômenos climáticos adversos como tempestades acompanhadas de ventos anormais. Portanto, as características do clima onde estão imersos os fragmentos e sua posição na paisagem pode ser determinante na diversidade de resultados verificados na literatura.

Vidal et al. (2007) chamam a atenção de que fragmentos com uma menor proporção de espécies em estádios sucessionais avançados tendem a produzir uma maior quantidade de galhos, uma vez que ficam sujeitos a maior penetração do vento e dessecação mais intensa. Sendo assim, o menor percentual de espécies secundárias tardias nos fragmentos com entorno de UIS (Tabela 4) se mostra coerente com os resultados de maior queda de ramos verificados.

Na estação chuvosa o estoque da fração folhas decompostas foi significativamente menor ($2,65 \text{ Mg ha}^{-1}$, $F=4,27$; $P=0,05$) nos fragmentos com entorno de UIS quando comparados aos valores obtidos nesses mesmos fragmentos no período seco e também inferior aos resultados apresentados por UES nos dois períodos do ano avaliados. Porém, a participação dessa fração na estação chuvosa aumentou em termos relativos tanto para os fragmentos com entorno de UIS como para aqueles com entorno de UES.

A fração estrutura reprodutiva (Tabela 3) apresentou estoques significativamente maiores nos fragmentos com vizinhança de UIS para as estações seca e chuvosa ($1,21$ e $0,76 \text{ Mg ha}^{-1}$ respectivamente), quando comparados com os fragmentos com entorno de UES para as mesmas estações ($0,52$ e $0,54 \text{ Mg ha}^{-1}$ respectivamente; $F=19,37$ $P=0,01$).

Este valor corrobora com o normalmente encontrado na literatura, que destaca que o aporte dessa fração em florestas varia em torno de 10% do total da serrapilheira coletada (SCHLITTLER et al., 1993; DIAS & OLIVEIRA FILHO, 1996; DINIZ & PAGANO, 1997; MARTINS & RODRIGUES, 1999).

Quando observada a intensidade de uso do entorno dos fragmentos, a fração estrutura reprodutiva apresenta maiores valores de estoque para os fragmentos com entorno de UIS quando comparados com fragmentos com entorno UES nos dois períodos avaliados (Tabela 3). De acordo com Martini et al. (2003) este resultado pode ser explicado pela tendência a uma maior produção de material reprodutivo por determinadas espécies quando submetidas a situações variadas de estresse, configurando assim uma possível estratégia de aumento de chance sobrevivência.

Quando são observados os ambientes internos de cada fragmento, durante a estação seca foi possível verificar um maior estoque das frações folhas decompostas e galhos no ambiente de borda, nos fragmentos com UIS (Tabela 4).

Tabela 4. Aporte das diferentes frações de serrapilheira (Mg ha^{-1}) durante a estação seca, nos ambientes de borda, núcleo e clareira, em fragmentos florestais submetidos a diferentes usos da sua área de entorno sendo, uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do entorno (UES), durante as diferentes estações do ano avaliadas.

Ambiente/Frações	UIS Seca				UES Seca			
	FI	FD	ER	G	FI	FD	ER	G
Borda	0,15 a	1,57 a	0,18 b	2,18 a	0,17 a	0,70 a	0,18 a	0,72 a
Núcleo	0,10 a	0,50 b	0,62 a	0,25 b	0,18 a	0,93 a	0,16 a	0,83 a
Clareira	0,15 a	0,74 b	0,41 a	0,87 b	0,10 a	0,97 a	0,16 a	1,10 a
Total	0,40	2,81	1,21	3,30	0,45	2,60	0,50	2,65

As médias das respectivas colunas seguidas pela mesma letra não diferiram significativamente (Teste Tukey, $P = 0,05$).

Considerando que os ambientes de borda apresentam-se mais expostos aos fatores externos, tais como os ventos fortes, a maior queda de galhos nesse ambiente pode estar relacionada a queda destes galhos ao serem atingidos por rajadas de ventos, esse padrão já foi verificado por König et al. (2002). Esse padrão dos galhos também foi verificado durante a estação chuvosa (Tabela 5).

Tabela 5. Aporte das diferentes frações de serrapilheira (Mg ha^{-1}) durante a estação chuvosa, nos ambientes de borda, núcleo e clareira, em fragmentos florestais submetidos a diferentes usos da sua área de entorno sendo, uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do entorno (UES), durante as diferentes estações do ano avaliadas.

Ambiente/Frações	UIS chuvosa				UES chuvosa			
	FI	FD	ER	G	FI	FD	ER	G
Borda	0,17 a	0,83 a	0,26 a	1,40 a	0,17 a	0,79 a	0,24 a	0,85 a
Núcleo	0,13 a	0,78 a	0,25 a	0,50 b	0,15 a	0,90 a	0,17 a	0,80 a
Clareira	0,14 a	0,82 a	0,25 a	0,80 b	0,13 a	0,88 a	0,13 a	0,90 a
Total	0,44	2,43	0,76	2,70	0,45	2,57	0,54	2,55

As médias das respectivas colunas seguidas pela mesma letra não diferiram significativamente (Teste Tukey, $P = 0,05$).

Avaliando a influência do uso do solo tanto no fragmento como um todo como nos seus ambientes em isolado, percebe-se que os usos mais intensivos do solo causariam alterações mais acentuadas não só pela formação de bordas abruptas nas áreas limítrofes entre os fragmentos de mata nativa e as áreas cultivadas, mas também devido às práticas de manejo adotadas, comprometendo o estabelecimento de espécies secundárias tardias, conforme observado neste trabalho (Tabela 6).

De acordo com Volk (2006) o uso do solo no entorno pode exercer um efeito tampão, mitigando o estresse hídrico ou, de modo contrário, pode potencializar os efeitos da estação seca em virtude da intensidade das alterações microclimáticas provocadas.

Tabela 6. Proporção das espécies e indivíduos pertencentes a diferentes grupos funcionais nos fragmentos avaliados.

Fragmento	Pioneira	Secundária inicial	Secundária tardia	Sem classificação
	Grupo Funcional (% de espécies)			
UES 1	20,7	36,4	31,4	11,5
UES 2	17,7	45,8	24,0	12,5
UES 3	20,5	40,9	34,1	4,5
Média UES	19,6	41,0	29,8	9,5
UIS 1	16,3	53,5	24,4	5,8
UIS 2	17,4	45,7	29,3	7,6
UIS 3	27,9	43,0	21,0	8,1
Média UIS	20,5	47,4	24,9	7,2
	Grupo Funcional (% de indivíduos)			
UES 1	23,7	40,7	26,9	8,7
UES 2	26,3	46,7	21,3	5,7
UES 3	50,6	29,9	18,2	1,3
Média UES	33,5	39,1	22,1	5,3
UIS 1	18,7	67,8	11,7	1,8
UIS 2	15,1	61,9	20,4	2,6
UIS 3	41,7	35,6	17,1	5,6
Média UIS	25,2	55,1	16,4	3,3

Os grupos funcionais das espécies encontradas no interior dos fragmentos avaliados (Tabela 6) mostram que os fragmentos circundados por UIS possuem maior percentual de espécies e indivíduos característicos de fase sucessional mais tardia (espécies secundárias tardias) quando comparados aos fragmentos com entorno de UES.

Diversos autores salientam a importância do uso do solo das áreas de entorno dos fragmentos como vetor de pronunciada influência sobre o efeito de borda

potencializando as alterações sobre os fatores bióticos e abióticos, anteriormente citados, provocando reações em cadeia que avançam além do limite da borda para dentro do fragmento (WERNECK et al., 2001; TABARELLI et al., 2008).

Uma maior concentração de indivíduos e espécies em fases sucessionais iniciais (pioneiras e secundárias iniciais), conforme constatado na Tabela 4, também colabora para o resultado encontrado, uma vez que esses grupos funcionais tendem a alocar mais energia na emissão de material reprodutivo do que na formação de biomassa. De acordo com Oliveira & Neto (1999) condições de maior perturbação propiciam o surgimento de espécies pioneiras, que tem como característica fisiológica um rápido crescimento e um ciclo de vida curto, sendo frequente a grande colaboração de material reprodutivo na serrapilheira de remanescentes em estádios sucessionais iniciais.

4.2. Avaliação dos fungos micorrízicos arbusculares

A densidade média de esporos encontrada foi significativamente diferente ($P < 0,05$) entre a estação seca, 527 esporos por 50 cm^3 de solo, e a estação chuvosa, 334 esporos por 50 cm^3 de solo. Comparando os valores de densidade de esporos obtidos nas estações seca e chuvosa para os fragmentos com entorno de UES e também para aqueles com entorno de UIS observa-se que os valores são significativamente maiores na estação seca ($P < 0,05$) (Figura 6).

Há relatos de que na estação chuvosa a umidade favorece a germinação dos esporos, resultando em baixa produção de esporos e alta colonização de raízes (GUADARRAMA & ALVAREZ-SÁNCHEZ, 1999).

A abundância média de esporos encontrada na estação seca do ano, foi de 621,35 esporos por 50 cm^3 de solo, nos fragmentos onde a área do entorno é utilizada sob forma intensiva de cultivo (UIS), estatisticamente superior a média de 433,11 esporos por 50 cm^3 de solo, nos fragmentos onde a área do entorno é utilizada sob forma extensiva de cultivo (UES).

Durante o período chuvoso foram encontrados os valores de 371,65 esporos por 50 cm^3 para os fragmentos com entorno de UIS, valor este que não diferiu significativamente do valor médio de 296,32 esporos por 50 cm^3 para os fragmentos com entorno de UES. Apesar dos resultados terem diferido estatisticamente apenas na estação seca, as médias dos valores de abundância de esporos observados nas áreas avaliadas, apresentaram mesma tendência, onde valores maiores foram sempre encontrados nas áreas com entorno de UIS (Figura 6).

Este fato tem sido relatado com frequência na literatura, uma vez que os esporos são estruturas de resistência, normalmente produzidas em razão de algum estresse que o organismo foi submetido, tende a ter seu número reduzido em situações favoráveis, quando outras estruturas como as hifas tendem a ser mais abundantes (CAPRONI, 2000).

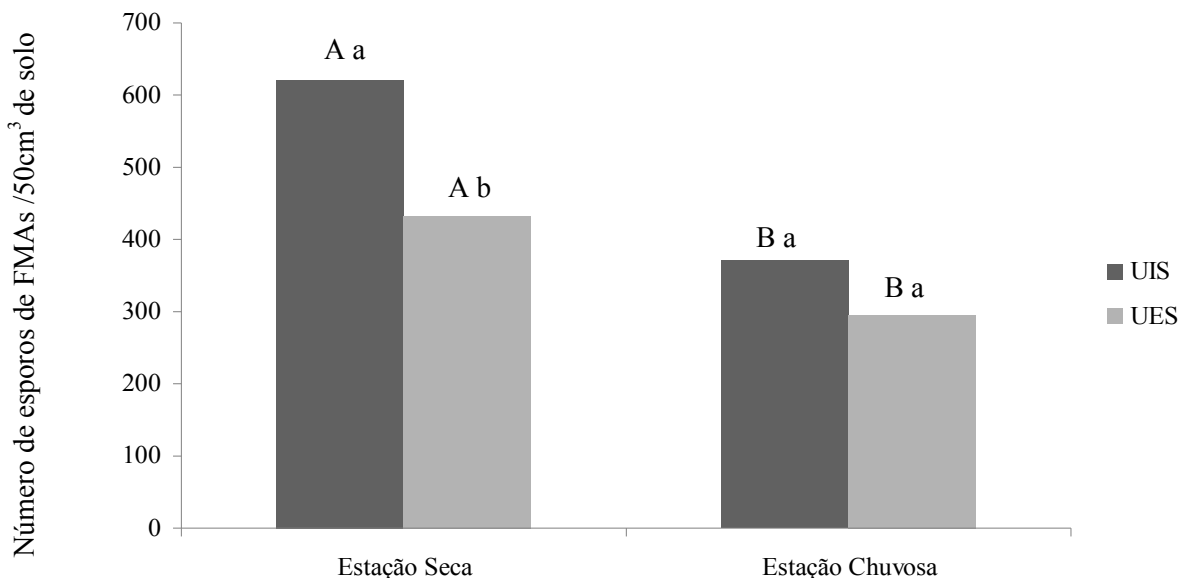


Figura 6. Abundância média de esporos de FMAs nos períodos seco e chuvoso, nos fragmentos avaliados na Bacia Guapi-Macacu (RJ), com entorno de uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do solo (UES).

*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre os usos do entorno, e maiúsculas entre as estações, diferem significativamente entre si pelo teste t ($P < 0,05$).

Bianchi (2009) encontrou tendência diferenciada na densidade de esporos em área de vegetação nativa da Mata Atlântica, sendo obtidos resultados mais expressivos na estação seca (644 esporos por 50 cm³ de solo na estação seca e 1.006 esporos por 50 cm³ na estação chuvosa).

Quando são comparados os entornos UIS e UES para cada ambiente (borda, núcleo e clareira) avaliado dentro dos fragmentos foi possível observar uma abundância média de esporos significativamente superior nos fragmentos com entorno de UIS, em todos os três ambientes na estação seca (Figura 7). Para o mesmo período, quando comparados os ambientes entre si, o ambiente de borda apresenta resultados significativamente superiores ao núcleo e a clareira que não diferiram entre si, indicando um maior grau de perturbação no ambiente de borda.

Siqueira et al. (2004) destaca como principais sinais de intensificação do efeito de borda o aumento da temperatura do ar, o aumento da intensidade dos ventos, a diminuição da umidade do ar e do solo e o aumento da luminosidade no interior dos fragmentos o que provoca fortes alterações na borda dos fragmentos. Segundo Munyanziza et al. (1997), em florestas não perturbadas o número de esporos é muito baixo, aumentando a partir de um pequeno grau de perturbação.

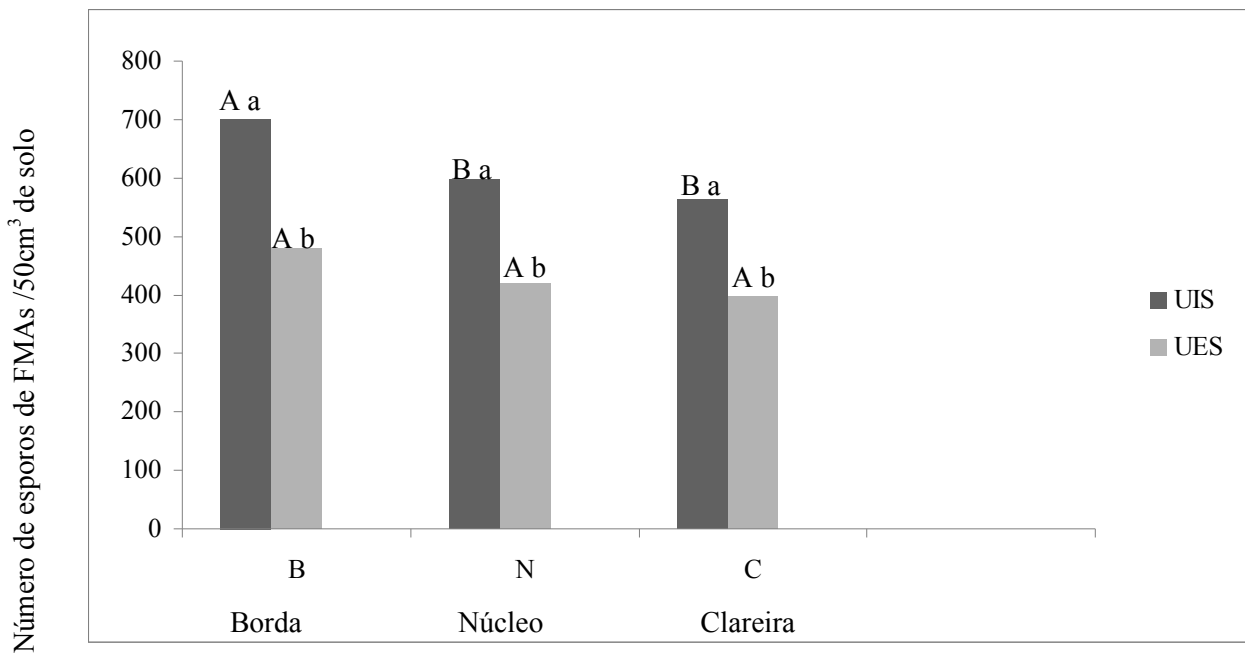


Figura 7. Abundância média de esporos de FMAs no período seco, nos fragmentos avaliados na Bacia Guapi-Macacu (RJ), com entorno de uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do solo (UES), nos ambientes de borda, núcleo e clareira.

*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre os usos do entorno, e maiúsculas entre os ambientes, diferem significativamente entre si pelo teste t ($P < 0,05$).

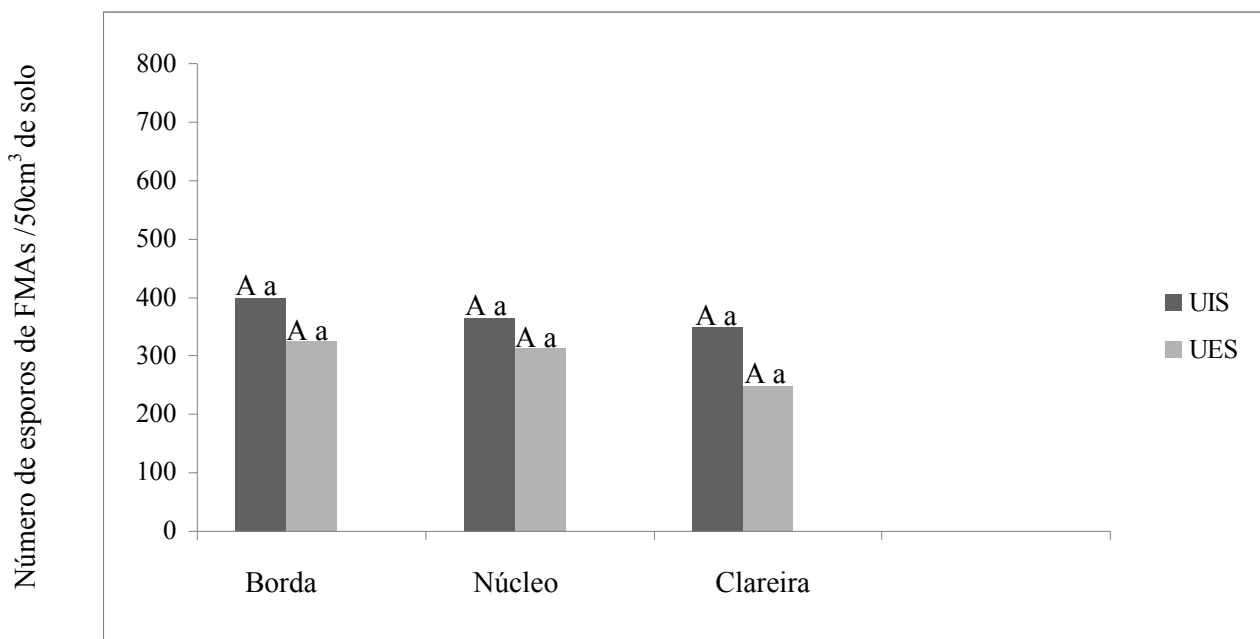


Figura 8. Abundância média de esporos de FMAs no período chuvoso nos fragmentos avaliados na Bacia Guapi-Macacu (RJ), com entorno de uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do solo (UES), nos ambientes de borda (B), núcleo (N) e clareira (C).

*Médias seguidas de letras distintas, minúsculas entre os usos do entorno, e maiúsculas entre os ambientes, diferem significativamente entre si pelo teste t ($p < 0,05$).

Em estudo comparativo entre agroecossistemas no Cerrado e áreas com vegetação nativa, Cordeiro et al. (2003), também verificaram menor densidade de esporos de FMAs nas áreas de mata nativa em relação à ecossistemas sob influência antrópica. Picone (2000) em estudos realizados na Nicarágua e Costa Rica observou que os esporos dos FMAs foram igualmente ou mais abundantes em pastagem do que em áreas de florestas.

Na coleta realizada durante a estação chuvosa (Figura 8) não foi verificada diferença significativa entre as áreas ou entre os ambientes internos aos fragmentos. Entretanto os resultados mantiveram a mesma tendência, onde as áreas com entorno de UIS apresentaram sempre maior abundância de esporos, destacadamente no ambiente de borda. Esta tendência mostra que o estresse hídrico durante a estação seca intensificou os efeitos causados pelo uso do entorno do solo, favorecendo assim ao aumento da densidade de esporos produzidos por FMAs, tal comportamento já foi verificado por Bonfim et al. (2007), sugerindo que com a restrição de disponibilidade hídrica da estação, a planta apresentava menor vigor vegetativo, induzindo assim uma maior produção de esporos.

As áreas amostradas apresentaram um total de 14 espécies identificadas (Tabela 7), pertencentes a 5 gêneros. Deste total, 13 espécies ocorreram nas amostras coletadas na época seca e 10 espécies ocorreram nas amostras coletadas na época chuvosa, sendo que 9 espécies foram comuns a ambas. O maior número de espécies identificadas pertenceu ao gênero *Acaulospora* (5 espécies), seguida pelo gênero *Glomus* (4 espécies), seguidos por *Scutellospora* (3 espécies), *Entrophospora* (1 espécie) e *Gigaspora* (1 espécie), representando respectivamente, 36, 29, 21,7 e 7% do total de espécies identificadas em todo o levantamento. De acordo com Munyanziza et al. (1997), em florestas não perturbadas, a diversidade de espécies, avaliada com base na morfologia de esporos, não costumam ser grande.

Assim como a densidade de esporos, a diversidade também foi maior na avaliação realizada na estação seca (Tabela 7). Este padrão foi relatado por Guadarrama & Alvarez - Sánchez (1999), em estudo comparando áreas com diferentes regimes de distúrbios em florestas tropicais úmidas no México, verificaram que o número de espécies e esporos de FMAs era maior na estação seca e reduziam significativamente na estação chuvosa. Padrão este também relatado por Janos et al. (1995); Singüenza et al. (1996) e Ramírez-Gerardo et al. (1997) em estudos feitos em solos dos trópicos úmidos em área de baixada.

Tabela 7. Frequência relativa (%) de ocorrência de espécies de FMAs encontradas na rizosfera de fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu (RJ) com entorno de uso intensivo do solo (UIS) e uso extensivo do solo (UES), avaliados nas estações seca e chuvosa.

Gênero/Espécie	Estação Seca		Estação Chuvosa	
	UIS	%	UES	UES
Acaulospora				
<i>Acaulospora foveata</i>	12,35		0	0
<i>Acaulospora laevis</i>	0		0	6,17
<i>Acaulospora mellea</i>	40,74		0	0
<i>Acaulospora</i>	6,17		1,23	0

<i>rugosa</i>				
<i>Acaulospora</i>	86,42	12,35	24,69	0
<i>scrobiculata</i>				
Entrophospora				
<i>Entrophospora sp.</i>	25,93	0	0	0
Glomus				
<i>Glomus sp.</i>	1,23	6,17	0	0
<i>Glomus clarum</i>	55,56	1,23	6,17	39,51
<i>Glomus macrocarpum</i>	100,00	100,00	100,00	100,00
<i>Glomus sp1</i>	0	1,23	32,10	0
Gigaspora				
<i>Gigaspora sp.</i>	3,70	0	12,35	8,64
Scutellospora				
<i>Scutellospora sp.</i>	20,99	23,46	0	11,11
<i>Scutellospora scutata</i>	83,95	16,05	0	54,32
<i>Scutellospora pellucida</i>	2,46	0	0	0

De forma geral os gêneros *Glomus* e *Acaulospora* foram os que apresentaram o maior número de espécies em todas as áreas avaliadas, sendo mais abundantes na estação seca. Segundo Carrenho (1998), esses gêneros são mais resistentes a perturbações ambientais, muitas vezes ocasionadas por solos submetidos a diferentes variações nos teores de matéria orgânica, calagem, textura, entre outros fatores.

A espécie *Glomus macrocarpum* é comum a todas as amostras analisadas. Em estudo realizado por Caproni et al. (2003 b) onde foi avaliada a capacidade infectiva de espécies de FMA, a espécie *Glomus macrocarpum* Tulasne & Tulasne foi mais rápida e competitiva que as demais espécies, produzindo também maior número de propágulos e esporos. Este comportamento característico de espécies generalista pode explicar os resultados encontrados.

A ocorrência de espécies de FMAs não apresentou um padrão que pode ser definido como resposta ao período da coleta (chuvosa ou seca), entretanto é bastante nítida a interferência do uso do solo do entorno das áreas avaliadas. Nos fragmentos com entorno de UIS é possível observar uma maior riqueza de espécies, sendo as espécies *Scutellospora pellucida*, *Acaulospora mellea* e o gênero *Entrophospora* de ocorrência exclusiva nessas áreas. Em estudo realizado por Trufem & Bononi (1985), os autores verificaram que algumas espécies tendem a ocorrer em um mesmo hospedeiro durante todo o ano, independente da época do ano considerada, outras já são restritas a uma época específica do ano. Tais observações sugerem que a presença de cada espécie na população de FMAs nativos é resultado de suas interações com o solo, clima, planta hospedeira, outros FMAs e a biota do solo em geral (COLOZZI-FILHO & BALOTA, 1994).

A partir da análise de agrupamento é possível notar que foram gerados dois grandes grupos (G1 e G2) (Figura 9). Em G1 dominam as áreas com entorno de UIS e em G2 são dominantes as áreas com entorno de UES, sendo possível concluir que as áreas com distintos usos do solo no seu entorno tendem a desenvolver dinâmicas de interface solo/planta bastante particulares e diferenciadas em função da comunidade florística existente.

Estes dados são corroborados pelos resultados obtidos por Uzêda et al. (2011) que encontraram que a densidade relativa de indivíduos de espécies secundárias tardias se mostrou correlacionada negativamente com a proporção do perímetro do fragmento que faz limite com áreas agrícolas de uso intensivo, ou seja, os fragmentos que possuem área limítrofe com agricultura, de maneira geral, possuem menor percentual de espécies secundárias tardias.

Moreira & Siqueira (2002) ressaltam que os FMAs possuem ocorrência generalizada nas plantas superiores, exceto alguns membros das famílias Amarantaceae, Brassicaceae, Chenopodiaceae, Commelinaceae, Cyperaceae, Juncaceae, Polygonaceae e Proteaceae.

Conforme Caproni (2003) a expressão dos fungos quanto à densidade de esporos pode ser fortemente influenciada pela composição de espécies de plantas uma vez que diferentes espécies induzem a diferentes níveis de esporulação. Tais observações indicam que a resposta da composição florística aos diferentes usos do solo no entorno dos fragmentos possivelmente influenciou a densidade e riqueza de espécies de FMAs encontradas.

Siqueira et al. (1994) resalta a influência da simbiose micorrízica na estruturação das comunidades vegetais auxiliando no suprimento da demanda por água e nutrientes. Por tanto, as diferenças encontradas nas comunidades de FMAs, se caracterizadas como um padrão, podem determinar uma alteração definitiva na composição de espécies arbóreas desses fragmentos, uma vez que algumas dessas espécies encontram grande dificuldade em se estabelecer na ausência de FMAs.

Stamford et al. (2005) ressaltam que a alteração de qualquer característica do solo (física, química ou biológica) implica em alterações subseqüentes que podem levar a alteração do comportamento e composição da microbiota do solo. Os autores citam como exemplo, a elevação da umidade que resulta em redução da aeração (oxigênio), e em conseqüente diminuição da atividade dos microrganismos aeróbios e favorece a dos microaeróbios e anaeróbios (variável biológica). Sendo assim, cabe enfatizar que alterações abióticas, decorrentes do efeito de borda, como redução da umidade e aumento da temperatura possivelmente também podem influenciar a comunidade de FMAs e a forma como esta se expressa.

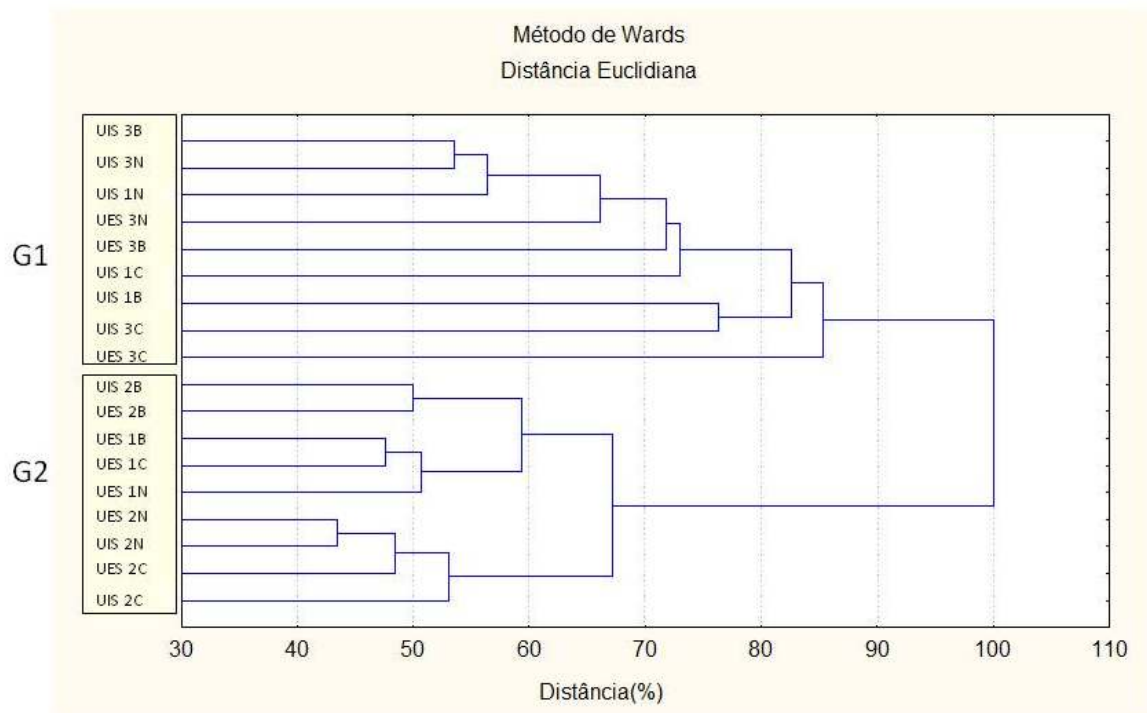


Figura 9. Agrupamento relativo à dissimilaridade de espécies presentes nos diferentes ambientes dos fragmentos avaliados na bacia Guapi-Macacu (RJ), com entorno de UIS (uso intensivo do solo) e UES (uso extensivo do solo).

*As letras finais são representativas dos ambientes avaliados dentro de cada um dos fragmentos: B (borda), N (núcleo), C (clareira). G1 e G2 são grupos formados considerando uma faixa de corte de 90% de distância.

5 CONCLUSÃO

A estação seca apresentou maior aporte de serrapilheira quando comparada a estação chuvosa.

Os fragmentos florestais submetidos à pressão de um uso mais intensivo na sua área de entorno apresentaram maior aporte de serrapilheira quando comparados aos fragmentos florestais com uso extensivo do entorno.

As diferentes frações de serrapilheira avaliadas se mostraram sensíveis tanto as perturbações advindas do uso das terras no entorno dos fragmentos, quanto a sazonalidade, especialmente as frações galho e estrutura reprodutiva.

A composição florística de grupos funcionais encontrada nos remanescentes florestais respondeu ao uso das terras do entorno, apresentando relações qualitativas com os resultados encontrados para o estoque total de serrapilheira e suas diferentes frações.

Quanto aos fungos micorrízicos, verifica-se que a produção de esporos foi influenciada pelo uso do entorno do solo dos fragmentos, sendo encontrada uma maior produção de esporos nos fragmentos cujo entorno está submetido a usos mais intensivos destacadamente no ambiente de borda.

O manejo realizado nas áreas de entorno dos fragmentos influenciou a composição das espécies dos FMAs nas áreas dos fragmentos, sendo encontrada maior riqueza de espécies nas áreas circundadas por um uso mais intensivo do solo, sendo as

espécies *Scutellospora pellucida*, *Acaulospora mellea* e o gênero *Entrophospora* de ocorrência exclusiva nessas áreas.

Ainda em relação a esses organismos, no que concerne a sazonalidade, na estação seca foi observada uma produção mais elevada de esporos quando comparada à estação chuvosa; porém, não houve um padrão definido na composição das espécies de FMAs quanto à época seca ou chuvosa. As diferenças na composição florística, decorrentes do uso no entorno do fragmento, possivelmente tiveram influência sobre os resultados de densidade de esporos e diversidade de FMAs obtidos.

Os resultados obtidos evidenciam o efeito do uso das terras sobre a dinâmica dos remanescentes florestais. Este tipo de abordagem, ainda pouco utilizada no Brasil, aponta para uma interessante perspectiva de avaliação de práticas produtivas quanto a seu potencial de colaboração com a conservação da biodiversidade. Outros estudos com este enfoque devem ser conduzidos, buscando contribuir na identificação de técnicas de manejo que gerem serviços ambientais.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, I.G.; REIS, N.R.; ANDRADE, A.R.; GALLO, P.H. **Mamíferos de médio e grande porte de uma mata nativa e um reflorestamento no município de Rancho Alegre, Paraná, Brasil.** In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; SANTOS, G.A.S.D. *Ecologia de mamíferos*, Londrina, cap.11, p.133-143, 2008.

ALMEIDA, A.F.; RAYMUNDO JR. O. **Crescimento de mudas de *Anadenanthera falcata*, em casa-de-vegetação, inoculadas com rizóbio e micorrizas.** *Holos Environmental*, v.6, p. 22-30, 2006.

ANDRADE, R. L.; SOUTO J S.; SOUTO, P. C.; BEZERRA, D. M. Deposição de serrapilheira em área de caatinga na rppn “fazenda tamanduá”, Santa Terezinha – PB. *REVISTA CAATINGA*, v. 21, n 2, p. 223-230, 2008

ANDERSEN, A.; BENJAMIN, D.H.; MÜLLER, W. **Using ants as bioindicator in land management: simplifying assessment of ant community responses.** *Journal of Applied ecology*, v.39, p.8-17, 2002.

ANDRÉS, P.; MATEOS, E. **Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments.** *Applied Soil Ecology*, v. 33, p. 67-78. 2006.

ANTUNES, P. de B. **Direito Ambiental.** Rio de Janeiro: Editora Lúmen Júris, 2000.

AQUINO, A. M. de; ASSIS, R. L. de (ed.). **Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável.** Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2005. 516 p.

ARAÚJO, R. S. et al. Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Revista Floresta e Ambiente**, v.12, n.2, p.16-24, 2005.

ARAÚJO, R. S. **Chuva de sementes e deposição de serrapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas (RJ).**

2002. 92f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2002.

ARAÚJO, R. S. et al. **Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ.** Revista Floresta e Ambiente, v.12, n.2, p.16-24, 2005.

ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. S. **Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG.** Revista Árvore, v.27, n.5, p.715-721, 2003.

ARGENTA, G.; SILVA, P. R. F.; BORTOLINI, C. G.; FORNSTHOFER, E. L.; MANJABOSCO, E. A.; BEHEREGARAY NETO, V. **Resposta de híbridos simples de milho à redução do espaçamento entre linhas.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 6, n. 1, p. 71-78, 2001.

BALL, P.R.; RYDEN, J.C. **Nitrogen relationships in intensity managed temperate grasslands.** Plant and Soil. 76:23-33. 1984.

BARBOSA, L. M., BARBOSA, J.M.; BATISTA, E. A .; MANTOVANI, W.; VERONESE, S. A . & ANDREANI JR, R. 1989. **Ensaio para estabelecimentos de modelos para a recuperação de áreas degradadas de mata ciliar, Moji Guaçu (SP)** – nota previa. Pp. 268-283. In: Anais do simpósio sobre mata ciliar. Fundação Cargill, Campinas.

BAREA, J. M. 1991. **Vesicular-arbuscular mycorrhizae as modifiers of soil fertility.** Adv. Soil Sci., 15 (1): 1-39.

BEDINI, S.; AVIO, L.; ARGESE, E.; GIOVANNETTI, M. **Effects of long-term land use on arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin-related soil protein.** Agriculture Ecosystems & Environment, Amsterdam, NL, v. 120, p. 463-466, 2007.

BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; FERREIRA, L.V. & PERES, C.A. 2007. **Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon.** Forest Ecology and Management 247: 91-97.

BENGTSSON, J.; LUNDKVIST, H.; SAETRE, P.; SOHLENIUS, B.; SOLBRECK. **Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory.** Applied Soil Ecology, v. 9, p. 137-143, 1998.

BIANCHI, M.O. **Avaliação da Funcionalidade do Solo em Sistemas Florestais Enriquecidos com Leguminosas,** Dissertação de mestrado- UFRRJ, 2009.

BERG, B. & MCCLAUGHERTY, C. 2007. **Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration.** Berlin Heidelberg, Springer Verlag.

BONFIM, J.A.; MATSUMOTO, S.N.; MIGUEL, D.L.; SANTOS, M.A.F.; CÉSAR, F.R.C.F.; ARAÚJO, G.S.; GUIMARÃES, M.M.C.; COELHO, R.A.; LIMA, J.M.; LEMOS, C.L.; SOUZA, A.J.de J. **Determinação da densidade de esporos de fungos**

micorrízicos arbusculares em cafeeiros cultivados em sistema agrofloretoal e a pleno sol, no município de Vitória da Conquista, Bahia. Rev. Bras. Agroecologia. v. 2, n. 2. 2007.

BOULINIER, T., J. D. NICHOLS, J. E. HINES, J. R. SAUER, C. H. FLATHER & K. H. POLLOCK. 2001. **Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scales.** Ecology 82: 1159-1169.

BRAY, J.R.; GORHAM, E. Liter productions in Forest of the world. In: **Advances in ecology research.** [S.I.], 1964. p.101-157.

BROWN, S. & LUGO, A.L. 1990. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology** 6:1-32.

BROWN, K.S. JR & G.G. BROWN. 1992. **Habitat alteration and species loss in Brazilian forests,** p. 119-142. In: T.C. WHITMORE & J.A. SAYER (Eds). **Tropical deforestation and species extinction.** London, Chapman and Hall, 156p.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. **Habitat loss and extinction in the Hotspots of Biodiversity.** Conservation Biology, Gainesville, v.16, n.4, p.909-923, ago. 2002.

BRUNDRETT, M. C. 1991. **Mycorrhizas in natural ecosystems.** Advances in Ecological Research 21: 131-171.

BRUNDRETT, M. C.; ASHWATH, N. & JASPER, D. A. 1996. **Mycorrhizas in the Kakadu region of tropical Australia: I. Propagules of mycorrhizal fungi and soil properties in natural habitats.** Plant and Soil 184(1): 159-171.

BUSCHBACHER, R.J. **Cattle productivity and nutrient fluxes on na Amazon pasture.** *Biotropica*, n.19, v.3, p:200-207. 1987.

CAPRONI, A.L.; FRANCO, A.A.; ABOUD, A.C.S.; BERBARA, R.L.L.; GRANHA, J.R.O. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em áreas degradadas pela mineração de bauxita e reflorestadas com espécies florestais nativas em Porto Trombetas-PA. In: XXIV REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS; VIII REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS; V SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO; III REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO. 2000, Santa Maria. **Anais...**, Santa Maria, 2000.

CAPRONI, A.L.; FRANCO, A.A.; BERBERA, R.L.L.; TRUFEM, S.B. GRANHA, J.R.D. de O.; MONTEIRO, A.B. **Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas, Pará.** Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília, v.38, n.12, p. 1409-1418, dez. 2003b.

CAPRONI, A.L.; FRANCO, A.A.; BERBERA, R.L.L.; GRANHA, J.R.D. de O.; MARINHO, N.F. **Fungos micorrízicos arbusculares em estéril revegetado com**

Acacia mangium, após mineração de bauxita. Revista *Árvore*, v. 29, n.3, p. 373-381, 2005.

CARRENHO, R. **Influência de diferentes espécies de plantas hospedeiras e fatores edáficos no desenvolvimento de fungos micorrízicos arbusculares(FMA).** Tese de doutorado. Rio Claro, UNESP, 1998, 227.

CESAR, O. 1993. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, Município de Anhembi, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 53:671- 681
CHAER, G. M; TÓTOLA, M. R. **Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo.** R. Bras. Ci. Solo, v. 31, p. 1381-1396. 2007.

CHIARELO, A.G. **Density and population size os mammals remnants of BrazilianAtlantic Forest.** *Conservation Biology*, v.4, n.6, p.1649-1657, dez.2000.

CLARK, A.D.; BROWN, S.; KICLIGHTER, D. W.; CHAMBERS, J. Q.; THOMLINSON, J. R.; NI, J; HOLLAND, E. A. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*, v. 11, n. 2, p. 371-384, 2001.

CLEVELAND, C.C.; REED, S.C. & TOWNSEND, A.R. 2006. **Nutrient regulation of organic matter decomposition in a tropical rain forest.** *Ecology* 87(2): 492-503
COLEMAN, D.C.; HENDRIX,P.F. **Invertebrates as webmastess in ecosystems.** London, CABI Publishing, 2000. 336 p.

CORREIA, M. E. F. et al. **Fauna edáfica como indicadora da recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita, em Porto Trombetas (PA).** In: SIMPÓSIO NACIONAL E LATINOAMERICANO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 4., 2005, Curitiba.**Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2005. p.13-25.

CORREIA, M.E.F; ANDRADE, A.G. **Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes.** In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A. de. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** 2 ed. Rev. e atual. - Porto Alegre: Metrópole. p.137-158, 2008.

CORDEIRO, M.A.S.; SAGGIN-JÚNIOR, O.J.; AZEVEDO, W. PAULINO, H.B. & CARNEIRO, M.A.C. **Fungos micorrízicos arbusculares em diferentes sistemas de manejo de um Neossolo quartzênico.** In: Congresso Brasileiro de Ciência do solo, 2003.

COLOZZI-FILHO, A.; BALOTA, E.L. **Micorrizas arbusculares.** In:HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R.S., (Ed.) **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola.** Brasília: EMBRAPA/SPI, 1994.p.383-418.

COSTA, P. da. **Fauna do solo em plantios experimentais de Eucalyptus grandis Maiden, Pseudo samanea guachapele Dugand e Acacia mangium Willd.** 2002. 93f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

DANTAS, M. **Ecosistema de pastagens cultivadas. Algumas alterações ecológicas.** EMBRAPA, CNPTU, Miscelânea no. 1, 1980.

DAVIDSON, E.A. & HOWARTH, R.W. 2007. **Nutrients in synergy.** Nature 449: 1000-1001.

DAVIS, A.J.; HOLLOWAY, J.D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPRIGGS, A.H.; SUTTON, S.L. **Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo.** Journal of Applied Ecology, n.38, p.593-616. 2001.

DELITTI, W.B.C. 1995. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. Oecologia Brasiliensis 1:469-486.

DEN BOER, P.J. **On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment.** Oecologia 50: 39-53, 1981.

DINIZ, S. & PAGANO S. N. 1997. Dinâmica de folhedo em floresta mesófila semidecídua no Município de Araras, SP – Produção, decomposição e acúmulo. **Revista do Instituto Florestal** 9(1): 27-36.

DIAS, H. C. T. et al. Variação temporal de nutrientes na serapilheira de um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, MG. **Revista Cerne**, v.8, n.2, p.1-16, 2002.

DIAS, H.C.T. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1996. **Fenologia de quatro espécies arbóreas de uma floresta semidecídua Montana em Lavras, MG.**

Dossie Mata Atlantica 2001: **projeto monitoramento participativo da Mata Atlantica.**

DUARTE, J. O; CRUZ, J. C.; GARCIA, J. C.; MATTOSO, M. J. **Economia da Produção** <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho/economiadaprodu.htm>

EDATHIL, T. T.; MANIAN, S.; UDAIYAN, K. Interaction of multiple VAM fungal species on root colonization, plant grown and nutrient status of tomato seedlings (*Lycopersicon esculentum* Mill). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 59, n. 1-2, p. 63-68, 1996.

DUNGER, W. **Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues: Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose.** Abh. Ber. Naturkundemuseums Görlitz 43: 1-256, 1968.

DUNGER, W. **The return of soil fauna to coal mined areas in the German Democratic Republic.** In: MAJER, J.D. (Ed.) **Animals in Primary Succession. The role of Fauna in reclaimed Lands.** Cambridge University Press: New York, pp. 307-337, 1989.

DUNGER, W.; VOIGTLÄNDER, K. **Assessment of biological quality in wooded reclaimed mine sites.** Geoderma, v.129, p.32-44. 2005.

DWORSCHAK, U. **Earthworm populations in a reclaimed lignite opencast mine of the Rhineland.** Eur. J. Soil Biol. 33: 75-81, 1997.

FAGAN, W. F., P. J. UNMACK, C. BURGESS & W. L. MINCKLEY. 2002. **Rarity, fragmentation, and extinction risk in desert fishes.** Ecology 83: 3250-3256.

FAHRIG, L. 2003. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** Annu. Rev. Ecol. Syst. 34: 487-515.

FERNANDEZ, F. A. S. 1997. **Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação.** pp. 48-68. In Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Volume 1 (Conferências e Palestras), Curitiba, PR.

FERREIRA, S.A.N.; CLEMENT, C.R.; RANZANI, G. **Contribuição para o conhecimento do sistema radicular da pupunheira (*Bactris gasipaes* H.B.K. - *Guilielma gasipaes* (H.B.K.) Bailey):I. Solo Latossolo Amarelo, textura média.** Acta Amazônica,v.10, p.245-249, 1980.

FERREIRA, C. A. et al. **Deposição de material orgânico e nutrientes em plantios de *E. grandis* em diferentes regimes de adubação.** **Boletim de Pesquisa Florestal**, v.43, p.75-86, 2001.

FIDALGO, E. C. C.; PEDREIRA, B. C. C. G.; ABREU, M. B; MOURA, I. B.; GODOY, M. D. P. **Uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G.F.; SCHAAF, L.B.; FIGUEIREDO, D.J. **Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila mista localizada no Sul do estado do Paraná.** Ciência florestal, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

FONTANELI, R.S., JACQUES, A.V.A. **Melhoramento de pastagem natural: ceifa, queima, diferimento e adubação.** Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia, Viçosa, v.17, n.2, p.180-194, 1988.

FOWLER, H.G. **Ecologia, formigas indicam nível de recuperação de áreas degradadas pela mineração.** Ciência Hoje, v.4, p.69-71, 1998.

FRANCO, A. A. 1994. **Regevegação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas - PA com leguminosas arbóreas noduladas e micorrizadas,** p. 145-154. In Simpósio Sul-Americano e Simpósio Nacional Recuperação de Áreas Degradadas, 1. Foz do Iguaçu, PR, 1994. 680 p. Resumos.
Fundação SOS Mata Atlântica/INPE. 2010. **Atlas dos remanescentes florestais do Rio de Janeiro.**

GASCON, C.; WILLIAMSON, G.B.; FONSECA, G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288:1356-1358.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, v.91, p.223-230, 1999.

GERDEMANN, J.W.; NICOLSON, T.H. 1963. **Spores of mycorrhizal endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting** *Trans. Br. Mycol. Soc.* 46:235-244.

GILMAN, L.N., OGDEN, J., WRIGHT, S.D., STEWART, K.L., WALSH, D.P., (2004) The influence of macro-litterfall and forest structure on litterfall damage to seedlings. *Austral Ecology* 29, 305-312

GIRACCA, M.N.E.; ANTONIOLI, Z.I.; ELTZ, F.L.; BENEDETTI, E.; LASTA, E.; VENTURINI, S.F.; VENTURINI, E.F.; BENEFETTI, T. 2003. Levantamento da meso e macrofauna do solo na microbacia do Arroio Lino, Agudos, RS. *Revista Brasileira de Agrociência* 9(3): 257-261.

GOLDEMBERG, J.; BARBOSA, L.M. 2004. **O meio Ambiente no Brasil e no mundo**. 01 set. 2004. Disponível em: <www.ibot.sp.gov.br>.

GOLLEY, F. B., Mc GINNIS, J. T., CLEMENTS, R. G., CHILD, G. L.; DUEVE, M. S. 1978. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo, Pedagógica e Universitária. 256p.

GREEN, P.T. 1998. Litterfall in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: quantity, seasonality, and composition. *Biotropica*, 30:671-676.

GUEDES, M. C. et al. **Seleção de espécies para recuperação de áreas degradadas por meio de formação de ilhas de vegetação**. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. Anais. Ouro Preto: SOBRAD, 1997. p.276-282.

GUADARRAMA, P.; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, F.J. 1999. **Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain for Veracruz, Mexico**. *Mycorrhiza* 8: 267- 270.

HENDRIX, P. F.; CROSSLEY JR., D. A.; BLAIR, J. M.; COLEMAN, D. C. **Soil biota as components of sustainable agroecosystems**. In: EDWARDS, C. A.; LAL, R.; MADDEN, P.; MILLER, R. H.; HOUSE G. (Ed.). *Sustainable Agricultural System*. Ankey: Soil and Water Conservation Society, p.637-654, 1990.

HEYWOOD V.H.; WATSON, R.T., 1995. **Global biodiversity assessment**. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

HOBBIE, S.E.; VITOUSEK, P.M. 2000. **Nutrient Limitation of Decomposition in Hawaiian Forests.** Ecology 81(7): 1867-1877

HUTSON, B.R. **The role of fauna in nutrient turnover.** In: MAJER, J.D. (Ed.) **Animals in Primary Succession. The role of Fauna in Reclaimed Lands.** Cambridge University Press: New York, pp. 51-70, 1989.

IBGE. Censo agropecuário. 2006. Disponível em: <
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/default.shtm>

JANOS, D.P.; SAHLEY, C.T.; EMMONS, L.H. **Rodent dispersal of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in Amazonian Peru.** Ecology, n. 76, p. 1852-1858. 1995

JASEN, A. 1997. **Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project.** Restoration Ecology, 5 (2): 115-124.

JENKINS, W.R. **A rapid centrifugation technique for separating nematodes from soil.** PlantDisease Reporter, v.48, p.692, 1964.

JASPER, D. A, L. K.; ABBOTT A. D.; ROBSON. 1991. **The effect of soil disturbance on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in soils from different vegetation types.** New Phytologist, 118 (2): 471-476.

JEDICKE E (ed) 1997. **DIE ROTEN LISTEN – Gefährdete Pflanzen und Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern.** Ulmer, Stuttgart.

JOHNSON, N. C. & WEDIN, D. A. 1997. **Soil carbon, nutrients, and mycorrhizae during conversion of dry tropical forest to grassland.** Ecological Applications 7(1): 171-182.

KAGEYAMA, P. Y. **Estudo para implantação de matas ciliares de proteção na bacia hidrográfica do Passo Cinco, visando à utilização para abastecimento público.** Piracicaba: DAEE/USP/FEALQ, 1986. 235p. (Relatório Técnico)

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C.F.A. & CARPANEZZI, A. A. 1989. **Implantação de matas ciliares : estratégias para auxiliar a sucessão secundária .** pp. 130-143. In: Anais do simpósio sobre mata ciliar. Fundação Cargill, Campinas.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. **Recuperação de áreas ciliares.** In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP, 2000. p.249-269.

KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. Journal of Tropical Ecology 5:173-185.

KIM, K.C. **Biodiversity, conservation and inventory: Why insects matter.** Biodiversity and Conservation, v.2, p.191-214, 1993.

KÖPPEN, W. 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Fundo de Cultura Econômica. México.

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, Viçosa, v.26, n.4, p. 429-435, 2002.

KLUMPP, A. **Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais.** In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (Eds.). **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações.** São Paulo: EDUC/COMPED/INEP, 2001. p.77-94.

KOZOVITS, A.R.; BUSTAMANTE, M.M.; GAROFALO, C.R.; BUCCI, S.; FRANCO, A.C. & Goldstein, G. 2007. **Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna.** Functional Ecology 21: 1034-1043.

KOURTEV, P., J. EHRENFELD Y W. HUANG. 2002. **Enzyme activities during litter decomposition of two exotic and two native plant species in hardwood forest of New Jersey.** Soil Biol. Biochem. 34, 1207-1218.

LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., MERONA, J.R. & LAURANCE, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** 79:2032-2040.

LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIDHAM, R.K., STOUFFER, P.C., GASCON, C., BIERREGAARD, R.O., LAURANCE, S.G. & SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology** 16:605618.

LAVELLE, P., BLANCHART, E., MARTIN, A., SPAIN, A. V.; MARTIN, S. **Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics.** SSSA Special Publication no 29, p. 157-185. USA, 1992.

LAVELLE, P. **Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function.** Advances in Ecological Research, New York, v.27, p. 93-132, 1997.

LEI 11.428, DE 22 DE DEZEMBRO DE 2006- Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências.

LEITÃO-FILHO, H. F. et al. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão.** São Paulo: EDUSP, 1993. 184p.

LINDEN, D. R.; HENDRIX, P. F.; COLEMAN, D. C.; VAN VLIET, P. C. J. **Faunal Indicators of Soil Quality.** In: J. W. DORAN, D. C. COLEMAN, D. F. BEZDICEK; B. A. STEWART. **Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Wisconsin: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy,** (SSSA Special Publication n. 35). p. 91-106, 1994.

MACK, A.L., (1998). **The potential impact of small-scale physical disturbance on seedlings in Papuan Rainforest.** *Biotropica* 30(4): 547-552.

MAIA, L.C.; YANO-MELO, A.M. & GOTO, B.T. 2006. Filo Glomeromycota. PP. 109-126. IN: GUSMÃO, L.F.P. & MAIA, L.C. (orgs.). **Diversidade e caracterização dos fungos do semiárido brasileiro.** vol. 2. Recife: Associação Plantas do Nordeste - APNE.

MAIA, L.C.; SILVA, G.A.; YANO-MELO, A.M. & GOTO, B.T. 2010. **Fungos micorrízicos arbusculares no Bioma Caatinga.** In: Siqueira, J.O.; Souza, F.A de; Cardoso, E.J.B.N. & Tsai, S.M. (eds.). *Micorrizas: 30 Anos de Pesquisas no Brasil.* Lavras, Editora UFLA.

MARTINI, A.M.Z.; SANTOS, F.A.M. & PRADO, P.I. 2003. Distribuição anual da chuva de sementes em ambientes perturbados e não perturbados em região sob clima não-sazonal. *Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil* 3: 164-166.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. 1999. Produção de serrapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no Município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, 22 (3): 405-412.

MARTINS, S.V., **Recuperação de Matas Ciliares.** Editora Aprenda Fácil, Viçosa, MG, 2001.

MARTINS, S.V. & RODRIGUES, R.R. 1999. **Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP.** *Revta brasil. Bot.*, São Paulo, v.22,n.3, p.405-412, dez.1999.

MARSCHNER H. (1995) **Mineral Nutrition of Plants**, Ed 2. Academic Press, Boston.
MENEZES, C. E. G.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BATISTA, I.; RODRIGUES, K. de M. C., W. H.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA; Í. P. de. **Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral-RJ.** *R. Bras. Ci. Solo*, v.33, p.1647-1656. 2009.

MILHOMEM, M.S.; MELLO, F.Z.V. de; DINIZ, I.R. **Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no Cerrado.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.38, n.11, p.1249-1256, 2003.

MEURER, F.; HAYASHI, C.; COSTA, M.M. et al. **Uso da *Saccharomyces cerevisiae* como probiótico para a tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) durante o período de reversão sexual.** In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 41., 2004, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2004.

MCCOY, E. & MUSHINSKY, H.R. 1994. **Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat.** *Ecology* 75: 446-457.

MILLER, R.M. & KLING, M. (2000). **The importance of integration and scale in the arbuscular mycorrhizal symbiosis.** *Plant and Soil.* 226:295-309.

MUNYANZIZA, E.; KEHRI, H. K.; BAGYARAJ, D. J. **Agricultural intensification, soil biodiversity and agro-ecosystem function in the tropics: the role of mycorrhiza in crops and trees.** *Applied Soil Ecology* 6:77-85, 1997.

MILLER, R.M. & KLING, M. (2000). **The importance of integration and scale in the arbuscular mycorrhizal symbiosis.** *Plant and Soil.* 226:295-309.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** Lavras: Editora UFLA, 2002. 626p.

MORALES, A.L.; VARGAS, H.S. **Observaciones sobre la distribución radical del pejibaye (*Bactris gasipaes* H.B.K.) para palmito en un andosol.** *ASBANA*, v.14, p.9-15, 1990.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b):786-792.

MYERS, N., MITTERMELER, R.A., MITTERMELER, C., FONSECA, G.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature*, V.403, p.24, 2000.

METZGER, Jean Paul. O que é ecologia de paisagens. *Biota Neotropica*, Campinas/SP, v.1, n.1/2, ISSN 1676-0611, Dez. 2001.

MORAES, R.M., DELITTI, W.B.C. & VUONO, Y.S. 1999. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. *Revista Brasileira de Botânica* 22:9-16.

MORAES, R.M. 2002. **Ciclagem de nutrientes na floresta do PEFI: produção e decomposição da serapilheira.** In Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. (D. Bicudo, M. Forti & C. Bicudo, eds). Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, p.133-142.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10:58-62.

NABINGER, C. **Técnicas de melhoramento de pastagens naturais no Rio Grande do Sul.** In: SEMINÁRIO SOBREPASTAGENS: de que pastagens necessitamos, 1980, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre : FARSUL, 1980. p.28-58.

NABINGER, C. **Princípios da exploração intensiva de pastagens.** In: Peixoto, A.M; MOURA, J.C.; FARIA, V.P., Eds. **Produção de bovinos a pasto.** Anais do 13º Simpósio sobre manejo da pastagem. FEALQ, Piracicaba, 1996.

NAPPO, M. E. et al. **Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em subbosque de *Mimosa scabrella* Bentham em área minerada, em Poços de Caldas, MG.** *Revista Árvore*, v.28, n.6, p.811-829, 2004.

NEGREIROS, D. H.; ARAÚJO, F. P.; COREIXAS, M. A. "Nossos Rios". Instituto Baía de Guanabara. Niterói, 2002.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: UFV, 1999. 399 p.

OLIVEIRA, R.R. & NETO, A.L.C. 1999. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em três estádios sucessionais sob manejo caiçara (Ilha Grande, RJ). In I Congresso da Sociedade Brasileira de Botânica, **Anais....** Blumenau.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., MELLO, J.M. & SCOLFORO, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology** 131:4566.

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo**, Brasil, 2002

PAGANO, S.N. Produção de folheto em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49, p. 633-639. 1989.

PAOLETTI, M. G. **Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability**. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.74, p.1-18, 1999.

PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H. **Restauração florestal em áreas de mineração de bauxita na Amazônia**. In: KAGEYAMA, P.Y. (org.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF, 2003. p.308-330.

PASCHOAL, A. D. **A instabilidade dos ecossistemas agrícolas**. *Ciência Hoje*. V. 5, n. 28, jan-fev 1987.

PEZZATTO, A.W. & WISNIEWSKI, C. 2006. Produção de serapilheira em diferentes seres sucessionais da floresta estacional semidecidual no Oeste do Paraná. **Floresta** 36 (1): 11-31

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L.; MARQUES, S. S. Sistemas de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo-benefício com o sistema tradicional. **Revista Floresta e Ambiente**, v.4, p.30-41, 1997.

PINHEIRO, L. B. A. **O papel funcional de termiteiro do cupim-de-montículo (Isoptera:Termitidae) em solos de áreas de encostas no município de Pinheiral-RJ. 2005**. 93p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)– Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

PINTO, S.I.; MARTINS, S.V.; DIAS, H.C. 2008. **Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG**. *Revista Árvore* 32(3): 545-556.

PICONE, C. **Diversity and abundance of arbuscularmycorrhizal fungus spores in tropical forest and pasture**. *Biotropica*, 32:734-750, 2000.

POTT, A. **O papel da pastagem na modificação da vegetação clímax**. In: FAVORETTO, V. E RODRIGUES, L.R.A. Ecosistema de pastagens. FCAVJ, Jaboticabal-SP, 1989.

RAMÍREZ -GERARDO, M. ; ÁLVAREZ -SÁNCHEZ, J.; GUADARRAMA, P.; SÁNCHEZ-GALLÉN, I. (1997). **Estúdio de hongos micorrizógenos arbusculares bajo árboles remanentes em um pastizal tropical**. Boletín de la Sociedad Botánica de México, n 61, p. 15-20.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biología vegetal**. 5.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A., 1996. 728p.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. 1999. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. Série Cadernos da Biosfera, 14. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, Brasil, 42 pp.ed. 1988. Biodiversity. National Acad. Press, Washington.

RIBASKI, J. ; INOUE, M. T. . **Disponibilidade e qualidade da forragem de buffel grass (Cenchrus ciliaris L.) em um sistema silvipastoril com algaroba (Prosopis juliflora (SW.) DC.) na região semi-árida do Brasil**. In: IV Taller Internacional Silvopastoril: los árboles y arbustos en la ganadería tropical, 2000, Matanzas. IV Taller Internacional Silvopastoril: los árboles y arbustos en la ganadería tropical. Matanzas : EEPF Indio Hatuey: FAO, 2000. v. 1. p. 163-165.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p.109-123.

ROVEDDER, A.P.; ANTONIOLLI, Z.I.; SPAGNOLLO, E.; VENTURINI, S.F.; **Fauna edáfica em solo suscetível à arenização na região sudoeste do Rio Grande do Sul**. Revista de Ciências Agroveterinárias, Lages, v.3, n.2, p. 87-96, 2004.

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

SANTOS, G. A. ; CAMARGO, F. A. O. ; CAELLAS, L. P. ; SILVA, L. S. da. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo. Ecosistemas tropicais e subtropicais..** Porto Alegre: Gênese, 2008. v. 2. 636 p.

SAUTER, K.D. **Insetos bioindicadores na recuperação de solos**. Ciência Hoje, v. 12, n.72, p.20-21, 1991.

SAUTTER, K.D.; SANTOS, H.R. dos. **Avaliação da estrutura da população da mesofauna edáfica, em diferentes regimes de reabilitação de um solo degradado pela mineração de xisto**. Rev. Set. Ciênc. Agrár., v.13 (1-2), p.31-34, 1994.

SCHENCK, N. C.; PEREZ, Y. **A manual of identification of vesicular –arbuscular mycorrhizal fungi**, 2 ed., University of Florida, Gainesville, Florida, 241p. 1988.

- SIEVERDING, E. Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystem. Federal Republic of Germany, Eschborn. Friedland Bremer, 1991. 371p.
- SILVA, R. F. da; ANTONIOLLI, Z. I.; ANDREAZZA, R. KAMISNKI, **Comunidade de Fungos micorrízicos arbusculares em solo cultivado com eucalipto, pinus e campo nativo em solo arenoso, São Francisco de Assis, RS.** Ciência Florestal, Santa Maria, v. 18, n. 3, p. 353-361, jul.-set., 2008.
- SINGÜENZA, C. ESPEJEL, I.; ALLEN, E.B. **Seasonality of mycorrhizae in coastal sand dunes of Baja California.** Mycorrhiza, n.6, p.151-157. 1996
- SLAFFER, G. A.; OTEGUI, M. **Is there a niche for physiology in future genetic improvement of maize yields?** In: SLAFFER, G. A.; OTEGUI (Eds.). Physiological bases for maize improvement. New York: Haworth Press, 2000. cap. 1, p.1-14.
- SIEVERDING, E. Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystem. Federal Republic of Germany, Eschborn. Friedland Bremer, 1991. 371p.
- SCHUMACHER, M. V. et al. 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.; BRUN, E. J.; RODRIGUES, L.M.; SANTOS, E. M. **Retorno de Nutrientes Via Deposição de Serapilheira em um Povoamento de Acácia-negra (Acacia mearnsii De Wild.) no Estado do Rio Grande do Sul.** Revista Arvore vol.27 no.6 Viçosa Nov./Dec. 2003
- SCHENCK, N. C.; PEREZ, Y. **A manual of identification of vesicular –arbuscular mycorrhizal fungi**, 2 ed., University of Florida, Gainesville, Florida, 241p. 1988.
- SCHITTLER, F.H.M., MARINIS, G. & CÉSAR, O. 1993. Produção de serapilheira na floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema – SP. **Naturalia** 18:135-147.
- SONGWE, N.C., FASEHUN, F.E. & OKALI, D.U.U. 1988. Litterfall and productivity in a tropical rain forest, Southern Bankundu Forest, Cameroon. **Journal of Tropical Ecology** 4:25-37.
- SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracinga (Mimosa scabrela) e de eucalipto Eucalyptus saligna) em áreas de mineração de bauxita. **CERNE**, Viçosa, MG, v. 7, n. 1, p. 101-113, fev. 2001.
- SCARIOT, A., (2000). Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica** 32:662-669
- SILVA, F.R.; AQUINO, A.M.; MERCANTE, M.F.; GUIMARÃES, F. M. 2006. Macrofauna invertebrado do solo sob diferentes sistemas de produção em latossolo da região do cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 41(4): 697-704.

SYDOW, V. G. ; PODGAISKI, LUCIANA REGINA ; BARBOSA, A. F. ; PINTO, JOSÉ ALVENIR MACHADO ; RODRIGUES, G. G. . **Aspectos estruturais da fauna de solo em áreas sob influência do processamento do carvão mineral no sul do Brasil**. In: VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007, Caxambu, MG. VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007.

SIQUEIRA, J. O.; CARNEIRO, M. A. C.; CURI, N.; ROSADO, S. C. S. & DAVIDE, A. C. 1998. **Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native wood species as related to sucessional groups in southeastern Brazil**. Forest Ecology and Management 107: 241-252.

SIQUEIRA, J. O. & O. J. SAGGIN JUNIOR. 1992. **The importance of mycorrhizae association in natural in low fertility**. p.240-280. In A. T. Machado, R. Magnavaca, S. Pandey & A. F. Silva (Ed.). **Poc. Int. Symposium on Environmental Stress: maize in perspective**, 3. Embrapa - CNPMS, Sete Lagoas, Minas Gerais, 353 p. Resumos

SAHAI, H.; AGEEL, M.I., 2000. **The analysis of variance: fixed, random and mixed models**. Birkhäuser, Boston.

SIMÓN, L.; HERNANDEZ, I.; DUQUESNE, P. **Efecto del pastoreo de *Albizia lebbek* Benth. (Algarrobo de olor) en el comportamiento de hembras bovinas en crecimiento**. Pastos y Forrajes, v.18, n.1, p.67-72, 1995.

SNYDER, B. A., HENDRIX, P.F. **Current and potencial roles of soil macroinvertebrates (Earthworms, millipedes and isopods) in Ecological Restoration**. Restoration Ecology, v. 16,n. 4 p. 629-636, 2008.

SOUZA, R.C. de; CORREIA, M.E.F.; PEREIRA, M.G.; SILVA, E.M.R. da; PAULA, R.R.; MENEZES, L.F.T. de. **Estrutura da comunidade da fauna edáfica em fragmentos florestais na Restinga da Marambaia, RJ**. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.3, n.1, p.49-57. 2008.

SOCARRÁS, A., **La vida del suelo: un indicados de su fertilidad**, In: Agricultura orgânica. 4 (1) Abril. Cuba: Asociación Cubana de técnicos Agrícolas e Forestales.1998. p. 12– 4.

SORREANO, M. C. M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. FOLHAS Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2002.

SOUZA, P. A.; VENTURIM, N.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V. **Avaliação do Banco de Sementes Contido na Serapilheira de um Fragmento Florestal Visando Recuperação de Áreas Degradadas**. Revista Cerne, v.12, n.1, p. 56- 67, Larvas, Jan. / Mar., 2006.

SLAFFER, G. A.; OTEGUI, M. **Is there a niche for physiology in future genetic improvement of maize yields?** In: SLAFFER, G. A.; OTEGUI (Eds.). **Physiological bases for maize improvement**. New York: Haworth Press, 2000. cap. 1, p.1-14.

STORK, N E.; EGGLETON, P. **Invertebrates as determinants and indicators of soil quality.** American Journal of Alternative Agriculture, London v. 7, n. 1/2, 1992.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in Terrestrial Ecosystems.** Studies in Ecology, Vol.5., Oxford: Blackwell Scientific Publications, p.372, 1979.

SUDO, A.; SILVA, E.M.R.; BOVI, M.L.A.; ALMEIDA, D.L.; COZZOLINO, K. **Produção de mudas de pupunheira colonizadas por fungos micorrízicos arbusculares.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.20, p.529-532, 1996.

TAIZ L.; ZEIGER E., 2004; **Fisiologia vegetal**; Universitat Jaume I; 774p

TILMAN, David et al. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. **Science's Compass Review.** Vol. 292, 13 de abril de 2001.

THOMAZ, E. L. . **Mudanças nas características físicas do topo do solo causados por erosão laminar em agricultura de subsistência no sistema de rodízio de terras, Gurupava/PR..** Geosul (UFSC), Florianópolis, v. 22, p. 67-94, 2007.

TOLEDO, L. O., PEREIRA, M. G. & MENEZES, C. E. G. **Produção de serrapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ.** Ciência Florestal. v.12,p.9-16, 2002.

TOLLENAAR, M.; McCULLOUGH, D. E.; DWYER, L. M. **Physiological basis of the genetic improvement of corn.** In: SLAFER, G.A. **Genetic improvement of field crops.** New York: Marcel Dekker, 1994. cap. 4, p. 183-236.

TOPP, W.; SIMON, M.; KAUTZ, G.; DWORSCHAK, U.; NICOLINI; PRÜCKNER, S. **Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: improvement of soil quality by surface pattern.** Ecological Engineering 17: 307-322, 2001.

TOPP, W.; GEMESI, O.; GRÜNING, C.; TASCH, P.; ZHOU, P. **Forstliche Rekultivierung mit Altwaldboden Rheinischen Braunkohlenrevier. Die Sukzession der Bodenfauna.** Zool. Jb. Syst. 119: 505-533, 1992.

TRUFEM, S.F.B. & BONONI, V.L. 1985. **Micorrizas vesículo-arbusculares de culturas introduzidas em áreas de cerrado.** *Rickia* 12: 165-187.

UZÊDA, M., 2004. **Caminhos da Sustentabilidade: Planejamento Ambiental e Recuperação Florestal na Sub-Bacia Guapimirim-Macacu, Rio de Janeiro. Demanda Espontânea.** Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA)/ Ministério do Meio Ambiente (MMA).

UZÊDA, M., 2005. **Entre Serras e Águas: Consolidação do Corredor Central Fluminense através da elaboração do plano de manejo da APA da Bacia do Rio Macacu.** Edital 01/2005 Programa Demonstrativo Ambiental (PDA)/ Ministério do Meio Ambiente (MMA). Projeto 96/ MA.

VASCONCELOS, H.L. **Respostas das formigas à fragmentação florestal.** Série Técnica IPEF, Piracicaba, v.12, p.95-98, 1998.

VANDERMEER, J. **Observations on the root system of the Pejibaye palm (*Bactris gasipaes* H.B.K.) in Costa Rica.** Turrialba, v.27, p.239-242, 1977.

VALLADARES, LÍCIA DO PRADO . **Favelas et Mondialisation: www.rocinha.com.** In: **Colloque Mondialisation Economique et Gouvernement des Sociétés, 2000, Paris.** Analle sous forme des CD-ROM. Paris : GREITD, IRD, Universidade de Paris I (IEDES) e Paris XIII, 2000.

VEIGA, J. B. da; SERRÃO, E. A. S. **Sistemas silvopastoris e produção animal nos trópicos úmidos: a experiência da Amazônia brasileira.** In: PEIXOTO, A. M. et al. (Eds.). **Pastagens: Fundamentos da exploração racional.** Piracicaba: FEALQ, 2ª ed., 908p, 1994.

VILLELA, D.M. & PROCTOR, J. 2002. **Leaf litter decomposition and monodominance in the *Peltogyne* forest of Maracá Island, Brazil.** *Biotropica* 34(3): 334-347

VIDAL, M.M.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; METZGER, J.P. **Produção de serapilheira em floresta atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos.** *Revista brasileira de Botânica*, v. 30, n. 3, p 521-532, 2007.

VITAL, A. R. T. et al. **Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária.** *Revista Árvore*, v. 28, n° 6, p.793-800, 2004.

VITOUSEK, P.M. & SANFORD, R.L.JR. 1986. **Nutrient cycling in moist tropical forest.** *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:137-167.

VOLK, L. B. S. **Avaliação de condições físicas de superfície e subsuperfície do solo para fins de predição da erosão hídrica e indicação da qualidade da sua estrutura.** 149 f. 2006. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

WANNER, M.; DUNGER, W. **Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany.** *European Journal of Soil Biology* 38: 137-143, 2002.

WARDLE, D.A. 1999 How soil food webs make plants grow. *Ecology and Evolution* 14(11): 418-420.

WRIGHT, S. F.; FRANKE-SNYDER, F. M.; MORTON, J. B.; UPADHYAYA, A. **Time-course study and partial characterization of a protein on arbuscular mycorrhizal hyphae during active colonization of roots.** *Plant and Soil*, The Hague, v. 181, p. 193-203, 1996.

WERNECK, M. S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L. F. **Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecidual com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica de Tripuí, Ouro Preto, MG.** Revista Brasileira de Botânica, v.24, n.2, p.195-198, 2001.

ZAR J., 1999. **Biostatistical Analyses**, 4 edn. Prentice Hall Chicago: Chicago University Press Tropical.