



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

**Avaliação da dinâmica de fragmentos de diferentes
tamanhos na bacia do rio Guapi-Macacu**

THIAGO VENTURA SCORALICK BRAGA

SOB ORIENTAÇÃO DA PROFESSORA

ELIANE MARIA RIBEIRO DA SILVA

CO ORIENTAÇÃO

MARIELLA CAMARDELLI UZÊDA

SEROPÉDICA - RJ



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO

INSTITUTO DE FLORESTAS

**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**Avaliação da dinâmica de fragmentos de diferentes
tamanhos na bacia do rio Guapi-Macacu**

THIAGO VENTURA SCORALICK BRAGA

Sob a orientação da Professora

Eliane Maria Ribeiro da Silva

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 de 2011

**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

(Orientador)

Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dr^a. Embrapa Agrobiologia

Luís Mauro Sampaio Magalhães. Prof. Dr. UFRRJ

AGRADECIMENTOS

Primeiramente

Índice

1. INTRODUÇÃO GERAL	01
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	04
2.1 Mata Atlântica	04
2.2 O aporte de serrapilheira	05
2.3 Os fungos micorrízicos arbusculares	07
2.4 A fauna do solo	09
2.5 A cultura do milho e as pastagens no contexto atual de produção	10
3. MATERIAL E MÉTODOS	13
3.1 Área de estudo	13
3.2 Histórico da área	14
3.3 Clima da região	14
3.4 Escolha dos fragmentos	14
REFERÊNCIAS GERAIS	58
LISTA DE FIGURAS	
FIGURA 1. Mapa de localização da APA da Bacia do Rio Macacu e as unidades de conservação no entorno	13
LISTA DE TABELAS	
TABELA 1. Caracterização na paisagem com dados e índices referentes aos fragmentos florestais avaliados na Bacia do Rio Guapi Macacu-RJ.	15
CAPÍTULO I	17
RESUMO	17
ABSTRACT	17
LISTA DE FIGURAS	19
LISTA DE TABELAS	19
1-INTRODUÇÃO	20
2-MATERIAL E MÉTODOS	22
2.1-Coleta do material	22
2.2-Analise dos dados	22
3-RESULTADOS	22
4-DISSCUSSÃO	26
5-CONCLUSÕES	29
6-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29
CAPÍTULO II	34
RESUMO	34
ABSTRACT	34
LISTA DE FIGURAS	35
LISTA DE TABELAS	35
1-INTRODUÇÃO	36
2-MATERIAL E MÉTODOS	38

2.1-Coleta do material	38
2.2-Análise dos dados	38
3-RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4-CONCLUSÕES	45
5-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
CAPÍTULO III	48
RESUMO	48
ABSTRACT	48
LISTA DE TABELAS	49
1-INTRODUÇÃO	50
2-MATERIAL E MÉTODOS	52
2.1-Coleta do material	52
2.2-Análise dos dados	52
3-RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4-CONCLUSÕES	56
5-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

INTRODUÇÃO GERAL

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 “hotspot”, 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 e 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, AIDAR & JOLY, 2003, TOLEDO *et al.*, 2002)

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 comportamento da serrapilheira está relacionado com o tipo de vegetação do local, podendo variar dentro deste dependendo do grau de perturbação, logo 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 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 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 & WEDIN1997).

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 E 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 forma de utilização do solo pode afetar de forma direta ou indireta a fauna do solo, sendo direta as relacionadas com as modificações por via mecânica, como aração, gradagem e aos efeitos tóxicos do uso de agroquímicos e a indireta com a modificação da estrutura do habitat e dos componentes alimentares locais (GIRACCA 2003)

A região de Cachoeiras de Macacu tem como uma de suas características ser grande produtora de milho e goiaba 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 (RH-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 é verificar de que forma os plantios de milho e a pastagem influenciam na dinâmica dos diferentes fragmentos analisados, compreendendo de que forma esta pressão ocorre em fragmentos de diferentes tamanhos.

Objetivo

*** Geral**

* Verificar de que forma os plantios de milho e a pastagem influenciam na dinâmica de fragmentos da mata atlântica.

*** Específicos**

* Analisar o comportamento do aporte de serrapilheira nas áreas de fragmentos em áreas de pastagem e em áreas de plantio de milho.

* Analisar diversidade e número de esporos de Fungos Micorrízicos Arbusculares em fragmentos com entorno de pastagem e de plantação de milho.

* Observar e inferir sobre o comportamento da fauna de solo nas diferentes situações.

* A partir de análise estatística paramétrica contribuir de forma mais precisa para as avaliações de dinâmica dos fragmentos de mata atlântica.

2- Revisão Bibliográfica

2.1- Mata Atlântica no contexto atual de ocupação

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 a 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).

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 principio 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, dispoendo 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.

2.2 O aporte de Serrapilheira

No Brasil existe um grande número de modelos de revegetação (KAGEYAMA, 1986; BARBOSA et al., 1997; GUEDES et al., 1997; PIÑA-RODRIGUES et al., 1997; KAGEYAMA e GANDARA, 2000), porem poucas pesquisas nacionais com bioindicadores para avaliar a restauração ecológica. Estudos sobre esse assunto têm envolvido a chuva de sementes (SORREANO, 2002; ARAÚJO, 2002), o banco de sementes do solo (SORREANO, 2002), a regeneração natural (NAPPO et al., 2004), a fauna do solo (CORREIA et al., 2005) e de formigas (PEREIRA et al., 2005) e a serapilheira (ARATO et al., 2003; ARAÚJO et al., 2005).

A serapilheira pode ser classificada como um bioindicador de reação, uma vez que responde com alterações em seus processos de deposição em função de alterações no meio (KLUMPP, 2001).

Vários fatores bióticos e abióticos influenciam a produção de serapilheira, tais como: tipo de vegetação, altitude, latitude, precipitação, temperatura, regimes de luminosidade, relevo, decíduosidade, estágio sucessional, disponibilidade hídrica e características do solo. Dependendo das características de cada ecossistema, um determinado fator pode prevalecer sobre os demais (PINTO *et al.* 2008).

O acúmulo de serapilheira pode produzir mudanças na estrutura de comunidades sucessionais, afetando a substituição de espécies dominantes. Além disso, a quantidade de serapilheira e seu conteúdo de nutrientes que são aportados ao solo pelo povoamento irão refletir na sua capacidade produtiva e no seu potencial de recuperação. Se a produção de serapilheira da área em avaliação está muito baixa em comparação com outras comunidades, pode estar ocorrendo problemas em nível de ciclagem de nutrientes (SCHUMACHER *et al.*, 2003; SOUZA *et al.*, 2006; MARTINS, 2001).

Os ecossistemas de florestas tropicais, via de regra, apresentam produção contínua de serapilheira no decorrer do ano, sendo que a quantidade produzida nas diferentes épocas depende do tipo de vegetação considerada (BERG, B. & MCCLAUGHERTY, C. 2007).

Áreas mais alteradas apresentam um número muito elevado de espécies pioneiras que têm um crescimento rápido, ciclo de vida mais curto, investindo intensamente na produção de biomassa em um curto espaço de tempo (MARTINS E RODRIGUES, 1999).

Por outro lado, as áreas menos modificadas possuem um pequeno número de espécies pioneiras, apresentando menor produção de biomassa (BARLOW *et al.* 2007). Dessa forma, diferenças na produção de serapilheira entre trechos próximos podem estar relacionadas aos diferentes graus de perturbação que são encontrados dentro de um mesmo tipo florestal (WERNECK *et al.*, 2001). No entanto, dependendo do tipo de manejo formações iniciais podem apresentar alta produção de serapilheira.

Segundo VIDAL 2007, o estudo dos padrões de deposição de serrapilheira é de grande importância para avaliação da dinâmica e do comportamento dos ecossistemas.

Segundo PAGANO *et al* (2002) e RODRIGUES (2000), o estudo da ciclagem de nutrientes minerais, via serapilheira, é fundamental para o conhecimento da estrutura e funcionamento de ecossistemas florestais. Parte do processo de retorno de matéria orgânica e de nutrientes para o solo florestal se dá através da produção de serapilheira,

sendo este considerado o meio mais importante de transferência de elementos essenciais da vegetação para o solo (DAVIDSON, E.A. & HOWARTH, R.W 2007).

Diversos estudos mostram que a qualidade nutricional da serapilheira desempenha um importante papel na regulação do processo de decomposição em diversos ecossistemas florestais (Hobbie & Vitousek 2000; Vilela & Proctor 2002; Cleveland et al. 2006; Kozovits et al. 2007).

2.3 Os Fungos Micorrízicos Arbusculares

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 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 & WEDIN1997).

Segundo BRUNDRETT (1991) e SIQUEIRA (1998), os principais benefícios dos FMA à planta hospedeira são a maximização na obtenção de fósforo (P) e o aumento na resistência a estresses diversos, principalmente o estresse hídrico. Com essa melhoria nas condições microclimáticas os fungos micorrízicos arbusculares propiciam condições favoráveis para o desenvolvimento de outros microorganismos(ALMEIDA & RAYMUNDO-JÚNIOR, 2006)

Segundo MARSCHNER (1995), sem um suprimento adequado de fósforo o crescimento e a reprodução das plantas fica comprometido, impedindo que a mesma atinja seu potencial máximo de produção, podendo até vir a desaparecer do local devido a falta de recursos (ALMEIDA *et.al.* 2008)

Dentre as funções do P no vegetal destacam-se, o fosfato presente nas moléculas de açúcares, intermediários da respiração e da fotossíntese, e dos fosfolipídios que compõem as membranas vegetais.Sendo ainda componente de nucleotídeos utilizados no metabolismo energético das plantas, como ATP, e de ácidos nucléicos (TAIZ & ZEIGER, 2004).

Em solos tropicais a baixa disponibilidade de P é uma das causas que mais limita a produção e o crescimento do vegetal (FRANCO 1994), sendo que em áreas que

apresentam uma alto grau de perturbação essa disponibilidade torna-se ainda menor, tornando ainda mais importante as associações simbióticas para os vegetais (MAIA *et al* 2006).

De acordo com NOVAIS & SMYTH (1999), ainda que se tenha uma quantidade considerável de P no solo, na maioria das vezes, menos de 0,1% encontra-se em solução (P-disponível), ou seja, imediatamente disponível para a absorção do vegetal. Tal fato ocorre devido ao solo de regiões tropicais ser de caráter geralmente ácido, apresentando quantidades significativas de oxihidróxidos de Fe, Al, com carga positiva, fixando assim o P, que fica adsorvido às superfícies dos colóides (MEURER *et. al.*,2004).

De acordo com BAREA (1991) e SIQUEIRA & SAGGIN JUNIOR (1992), quando se tem baixa quantidade de P e água no solo, normalmente a associação da planta ao FMA é benéfica, porém em altas concentrações de P, ocorre à diminuição da colonização radicular.

A capacidade de maximizar o aproveitamento dos nutrientes realizada por FMA já foi demonstrada em experimentos usando ³²P radiativo (RAVEN *et al.*, 1996).

Logo se conclui que determinados fatores associados são fundamentais para o sucesso desta simbiose, sendo eles, a eficiência do fungo e a dependência da planta, modulada pelo ambiente (Maia *et al* 2010).

Segundo JASPER *et al.* (1991), a inoculação com FMA na fase de produção de mudas, para espécies florestais, é fundamental para programas de reflorestamento, dada a baixa fertilidade natural do solo e o baixo potencial de inóculo de áreas a serem reflorestadas.

A inoculação com fungos micorrízicos arbusculares estimula o crescimento inicial de mudas transplantadas e o aumento da produção florestal, estas respostas variam em menos de 10% em culturas anuais a 8.000% em espécies arbóreas com elevada dependência (SIQUEIRA & FRANCO 1988).

As paredes celulares das hifas dos FMAs possuem uma glicoproteína denominada glomalina acumula-se no solo após o processo de decomposição das hifas por microrganismos edáficos (WRIGHT *et al.*, 1996), possuindo importante papel nos processos de estabilidade de agregados e o estoque de carbono do solo (BEDINI *et al.*, 2007).

Segundo SOUZA *et al.* (2006), quando são consideradas as características edafoclimáticas, a aptidão agro-silvo-pastoril e a escassez de recursos financeiros, percebe-se que o Brasil se caracteriza como um local de grande potencial para o uso de FMA.

2.4 A Fauna do Solo

Uma importante característica do solo é a complexidade vasta existente entre as suas teias de relação e dessas com os seres que nelas habitam, os quais o usam como abrigo e fonte de nutriente para seu desenvolvimento. O solo está entre um dos mais complexos habitats do globo, sendo o sistema biológico pobremente conhecido (Assad, 1997; Coleman e Grossley, 1995). Os processos de um ecossistema são influenciados por uma gama de fatores incluindo clima, vegetação, solo e fauna (Wright e Coleman, 2000). Ao interferir na dinâmica da decomposição dos resíduos orgânicos do solo, a fauna edáfica desempenha um importante papel na manutenção da cadeia alimentar e do fluxo energético.

A forma como o solo é utilizado, pode acarretar modificações nas propriedades químicas físicas e biológicas. No aspecto biológico além de ocorrer uma seleção dos grupos de insetos a abundância e diversidade dos mesmos pode ser alterada. Estes organismos, desta forma, podem funcionar como indicadores de sua qualidade (Baretta et al., 2003).

Segundo TOPP et al (2001) a fauna do solo melhora significativamente as propriedades físicas e químicas do solo em áreas submetidas a processos de recuperação. A intensidade desta melhoria depende de como a fauna do solo coloniza o substrato, sua taxa de sobrevivência e sua capacidade de manter altas densidades no solo.

A quantidade, diversidade de organismos no solo e atividade de organismos no solo e substratos permite estimar níveis de qualidade ambiental (CHAER E TÓTOLA 2007). Considerando que a colonização pela fauna do solo ocorre de forma gradativa, é possível relacionar a presença de determinada ordem a um determinado estágio ou evento de recuperação da área (FOWLER, 1998).

Nas fases iniciais da sucessão primária, altas densidades populacionais de Collembola, Diptera e Coleoptera são encontradas (DUNGER, 1968, 1989; TOPP et al, 2001).

Adicionalmente, espécies de minhocas e milípedes, são conhecidas como colonizadores de áreas em recuperação, durante a segunda ou terceira fase de sucessão (TOPP ET AL, 1992; DWORSCHAK, 1997; TOPP et al, 2001).

Muitas espécies da fauna do solo morrem devido à dessecação ou períodos de frio e isto leva ao estabelecimento, extinção e restabelecimento de subpopulações (DEN BOER, 1981).

Segundo SNYDER & HENDRIX (2008) minhocas, diplópodes e isópodes são importantes não só como bioindicadores, mas como agentes de processos importantes para a restauração ecológica e de ecossistemas degradados.

Um ambiente físico formado por estruturas heterogêneas, somado à grande diversidade na qualidade da serrapilheira, que é formada pela diversidade de plantas utilizadas na recuperação, aumentam a probabilidade que a fauna presente no solo seja capaz de encontrar alimento apropriado durante todas as estações do ano (TOPP et al, 2001; WANNER E DUNGER, 2002).

A Fauna do solo é colocada como agente de condicionamento do solo, sendo capaz de refletir características do Habitat tanto em nível macro (clima, tipo de solo e fitofisionomia), quanto micro (quantidade/qualidade de serrapilheira e tipos de manejo) , mostrando assim ser um grande indicador biológico, visto que determinados grupos são muito sensíveis a perturbações (SOUZA *et. al.* 2008).

Em ecossistemas muito impactados e com baixa diversidade, as modificações ocasionadas pelas perturbações tem maior probabilidade de afetarem algumas ordens de fauna de forma irreversível ou de difícil reversão (AQUINO, 2005)

2.5 A Cultura do Milho e as Pastagens no contexto atual de produção

O aumento da densidade populacional humana e o crescimento de áreas cultivadas e urbanas resultam na perda e fragmentação do hábitat, constituindo uma das principais causas da extinção de espécies, devido à eliminação de populações e a redução do fluxo gênico das espécies (BROWN & BROWN, 1992; MORELLATO & HADDAD, 2000; BROOKS *et al.*, 2002).

A fragmentação do hábitat resulta em um mosaico de vegetação, onde podem ocorrer fragmentos florestais, pastagens, plantações e algumas vezes áreas de reflorestamentos. Dessa forma as espécies nativas podem utilizar áreas ao redor da mata, tornando-se comuns nos ambientes modificados ou podem desaparecer do local, devido à falta de recursos. (CHIARELO, 2000 *apud* ALMEIDA *et al.*, 2008).

O Brasil é o terceiro maior produtor mundial de milho, com participação média em torno de 5 % na oferta mundial deste produto. Sua produção é superada pelos Estados Unidos, primeiro produtor mundial, cuja participação é de quase 40%, e pela da China, cuja produção está em torno de 20% da oferta mundial de milho (DUARTE, 2007).

A cultura do milho apresentou maior incremento no seu potencial produtivo na segunda metade do século XX, expressando ganhos em produtividade de 1,0% a 1,5% por ano, nas diferentes regiões do mundo (SLAFFER; OTEGUI, 2000).

O aumento do rendimento potencial do milho tem sido atribuído ao lançamento de cultivares com maior vigor híbrido e às modificações nas práticas culturais, tais como melhor controle de pragas, doenças e plantas invasoras, maior utilização de fertilizantes nitrogenados, aumento na densidade de plantas (TOLLENAAR et al., 1994), redução do espaçamento entre linhas (ARGENTA et al., 2001).

Outro aspecto, é que ao fazer o manejo do solo os agricultores preparam suas roças seguindo uma faixa de terreno que vai do topo ao sopé de vertente. Nesse sentido, muitas roças seguem uma topossequência e, por consequência, a cultura está sujeita a variações pedológicas (ex. fertilidade), hidrológicas (ex. armazenamento de água) e geomorfológicas (ex. processos erosivos) (THOMAZ 2007)

A necessidade e o aumento da produção agrícola na última metade do século passado, dada à crescente demanda populacional, motivaram a ocupação de novas áreas florestadas e a sua transformação para o cultivo e produção agropecuária. Esta medida de incremento às atividades sócio-econômicas trouxe como resultado a redução, fragmentação e o isolamento de paisagens (SIQUEIRA, 2002).

O desenvolvimento de sistemas de produção viáveis economicamente, que tornem compatíveis bons ganhos animais com a preservação dos ecossistemas de pastagens naturais, é apoiado pelo conhecimento da dinâmica da vegetação que ocorre após determinadas práticas de manejo. (NABINGER, 1980; FONTANELI & JACQUES, 1988).

No Brasil tropical/subtropical existem pastagens cultivadas em três biomas básicos, segundo POTT (1989): florestas, cerrado e campos, cada um com vários tipos florísticos e estruturais, além de ecótonos (transições).

Mesmo com tantos tipos de clima e solo, às vezes têm-se a pretensão de que uma só forrageira e as mesmas técnicas de cultivo e manejo dêem certo em quase todos os ambientes. A derrubada de matas seguidas de queima e plantio, tanto para implantação de agricultura ou pastagens se constitui numa remoção de sistemas biológicos complexos, multiestruturados, extremamente diversificados e estáveis (PASCHOAL, 1987)

Do ponto de vista biológico, a microfauna de pastagens torna-se mais pobre em número de espécies apesar do maior número de indivíduos por espécie, o que foi

atribuído ao fato de que as poucas espécies que conseguem sobreviver no novo ambiente encontram um imenso nicho vazio (DANTAS, 1980).

Considerando a reciclagem de minerais em um ecossistema da pastagem, a união com o solo assume uma importância crucial. Assim é importante considerar a interação solo-planta-animal no contexto da ecologia do pastejo. Segundo BALL e RYDEN (1984), o nitrogênio removido de uma pastagem soma somente cerca de 5-20% do total do Nitrogênio consumido pelos animais. O pastejo afeta a reciclagem de nutrientes ao acelerar a mineralização devido à diminuição do tamanho das partículas vegetais através da mastigação e ruminação e porque apenas pequena porção dos nutrientes consumidos é utilizada na produção animal, sendo que a maior parte retorna ao sistema via urina e fezes (NABINGER, 1996).

Assim, o pastejo altera a distribuição de N, acelera a ciclagem do N e aumenta a vulnerabilidade da pastagem a perdas de N. A excreção animal pode acelerar a reciclagem de nutrientes aumentando assim a produtividade conforme BUSCHBACHER (1987).

Contudo a utilização da vegetação local como uma ferramenta de auxílio a área de pastagem, trás benefícios tanto ambientais do ponto de vista da preservação do ecossistema local, como também para a produtividade animal.

Nos dias de intenso calor, os animais procuram reduzir os efeitos da radiação solar abrigoando-se na sombra. Aproveitam tais períodos para descansar, ruminar ou pastejar, desde que nesses locais haja disponibilidade de forragem. Com a introdução do gado europeu nas pecuárias de corte e de leite nos trópicos, face à grande sensibilidade desses bovinos ao calor, torna-se ainda mais importante a existência de áreas sombreadas nas pastagens (MULLER, 1989; CARVALHO, 1991; SIMON et al., 1995).

A alteração do regime microclimático, induzido pelo sombreamento das espécies arbóreas, pode provocar diferentes respostas de caráter produtivo, qualitativo e ecofisiológico nas espécies presentes no sub-bosque (RIBASKI, 2000).

Algumas espécies podem modificar o posicionamento das folhas e aumentar a eficiência de utilização de radiação (VALLADARES & PEARCY, 2000), enquanto que outras podem se apresentar menos competitivas e se extinguirem sob condições de competição por luz, alterando com isso a biodiversidade e a qualidade da pastagem.

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 160m e com solos predominantemente dos tipos Latossolos e Argissolos, a vegetação apresenta características típicas de Mata Atlântica, formado por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Negreiros et al., 2002). Os fragmentos de mata da região são encontrados de forma dispersa na paisagem, em geral circundados por áreas de cultivo intensivo (predominantemente o cultivo de olerícolas) e extensivas (com predominância de pastagens).

No cenário fluminense a Bacia do rio Guapi-Macacu, se destaca quanto a importância ambiental, cerca de 51,4% da área da Bacia encontra-se distribuído entre diferentes tipos de unidade de conservação (Fidalgo *et al* 2008) como na presença da agricultura familiar (IBGE, 2006) sendo a maior produtora de milho verde do estado do Rio de Janeiro, além de responsável pelo abastecimento hídrico de um contingente populacional de aproximadamente de três milhões de pessoas.



Figura1. Mapa de localização da APA da Bacia do Rio Macacu e as unidades de conservação no entorno (Mapa confeccionado pelo Laboratório de Geoinformática da Embrapa Solos).

3.2- Histórico da área – A ocupação da bacia Guapi-Macacu vem desde o início da colonização do Brasil, a partir da sesmaria de Macacu, estabelecida em 1571. A ocupação destas áreas se deu a partir da plantação de cana-de-açúcar nas terras baixas e nas colinas, séculos XVI a XVIII (Negreiros et al., 2002). Portanto, a área já vem sofrendo os efeitos de atividades antrópicas centenárias, que se intensificaram nos últimos 30 anos.

3.3- Clima da região - O clima regional é classificado como tropical úmido, com estação seca pouco pronunciada, com temperatura máxima de 35 °C, mínima de 13 °C, sendo a média superior a 18 °C em todos os meses. As maiores temperaturas, acima de 25° C, ocorrem nas áreas abaixo de 200 metros de altitude, englobando a Baixada Fluminense. Nas áreas mais elevadas as temperaturas atingem índices entre 20° C e 18° C. As temperaturas menores, durante o mês de julho, tendem para índices médios inferiores a 13 °C nas áreas situadas acima de 1.000 metros, enquanto que, na Baixada, a temperatura média oscila entre 19°C e 20° C. Nesta área, o inverno é ameno e o verão climático é sempre quente e muito longo, de setembro a março, embora a temperatura máxima se verifique, 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. 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.

3.4-Escolha dos fragmentos – Para condução do trabalho foram selecionados seis fragmentos, sendo que três com entorno de agricultura e três com entorno de pasto. As áreas ocupadas por agricultura apresentam o uso intensivo do solo (UIS), onde o cultivo de milho é rotacionado com o cultivo de inhame, dependendo de frequentemente revolvimento do solo para o plantio da cultura e uso de insumos agroquímicos. As áreas com pastagem representam um uso extensivo do solo (UES), onde ocorre pastoreio

rotacionado com a alternância do rebanho para outros locais da propriedade periodicamente.

Quanto ao formato, os fragmentos selecionados apresentam padrão semelhante de exposição ao ambiente externo. Na tabela a seguir os fragmentos são caracterizados quanto a sua área, perímetro, circularidade, relação perímetro/ área e localização (Tabela1).

Tabela.1 Caracterização na paisagem com dados e índices referentes aos fragmentos florestais avaliados na Bacia do Rio Guapi Macacu-RJ. Onde: Circ (circularidade). Os fragmentos Ana P, Consorciadas e Alê representam repetições de áreas com entorno de UES (Uso extensivo do solo) e os fragmentos Ana M, Moisés e Daniel representam repetições de áreas com entorno de UIS (Uso intensivo do solo).

Tratamento	Área (ha)	Perímetro (m)	Circ.	Perímetro/ Área	Localização
Ana P	8,46	1560	0,54	184,5	22° 31.138'S 42° 50.073'W
Consorciadas	26,55	3000	0,56	113,0	22° 34.751'S 42° 54.214'W
Alê	19,26	2400	0,44	124,61	22° 35.626'S 42° 51.443'W
Ana M	9,18	1620	0,52	176,5	22° 31.333'S 42° 50.121'W
Moisés	29,34	3660	0,52	124,7	22° 33.413'S 42° 50.688'W
Daniel	173,25	15960	0,71	92,12	22° 34.980'S 42° 53.204'W

A circularidade e a relação perímetro/ área são descritores do formato do fragmento, indicando sua vulnerabilidade aos efeitos da vizinhança. A circularidade quanto mais próxima de um, indica que o formato do fragmento é mais próximo de um círculo, sendo menos vulnerável a interferências externas. Quanto maior a relação

perímetro/área maior o número de reentrâncias que o fragmento possui, estando mais vulnerável a interferências externas.

Os fragmentos de vegetação nativa foram divididos em três ambientes: borda, núcleo e clareira. Estes ambientes foram definidos não só quanto ao nível de interferência do ambiente externo mas também quanto à dinâmica e padrão interno de cada um. Portanto, foram avaliados os seguintes tratamentos: UIS(Uso intensivo do solo)/borda; UIS/clareira; UIS/núcleo; UES(Uso extensivo do solo)/borda; UES/clareira; UES/núcleo. Onde os fragmentos Ana P, Consorciadas e Alê representam repetições de áreas com entorno de UES e os fragmentos Ana M, Moisés e Daniel representam repetições de áreas com entorno de UIS.

Capítulo I

O efeito de vizinhança sobre a chuva de serrapilheira em fragmentos florestais localizados na bacia Guapi-Macacu (RJ)

Abstract : The litter is an important constituent of the forest compartment. There are several factors that can influence the deposition of this material, and climatic factors and structural most discussed as potential point of that compartment to estimate the dynamics of forest remnants in response to environmental stress. This study aimed to evaluate the quantity and quality of the contribution of litter in forest fragments embedded in the river basin Guapi Macacu, considering the interference of the intensity of the use of your surroundings, where the cultivation of corn was considered intensive and pasture use was considered extensive. The collected litter was separated into fractions, as follows: branches, entire leaves, decomposed leaves and reproductive structures. The samples were collected in two periods in the dry and rainy seasons. The dry season was greater accumulation of litter, compared to season rain. Os fragments subjected to more intensive use of their environment had a greater deposition of litter, prominently in the dry season, and the fraction of branches to have the highest contribution in total of litter collected.

Key Words : Effect of neighborhood, litter, fragmentation

RESUMO: A serrapilheira é um importante constituinte do compartimento florestal. São vários os fatores que podem influenciar a deposição deste material, sendo os fatores climáticos e estruturais os mais discutidos uma vez que apontam o potencial desse compartimento para estimar a dinâmica dos remanescentes florestais em resposta às tensões ambientais. Este estudo teve como objetivo avaliar a quantidade e a qualidade

do aporte de serrapilheira em fragmentos florestais inseridos na bacia do rio Guapi Macacu, considerando a interferência da intensidade do uso do seu entorno, onde o cultivo de milho foi considerado uso intensivo e pastagem foi considerado uso extensivo. A serrapilheira coletada foi separada em frações, sendo: galhos, folhas inteiras, folhas decompostas e estruturas reprodutivas. As amostras foram coletadas em dois períodos, nas estações seca e chuvosa. A estação seca foi a de maior acúmulo de serrapilheira, quando comparada à estação chuvosa. Os fragmentos submetidos a uso mais intensivo do seu entorno apresentaram uma maior deposição de serrapilheira, destacadamente no período seco, sendo a fração galhos aquela que apresentou maior contribuição no total da serrapilheira coletada.

Palavras chave : Efeito de vizinhança, serrapilheira, fragmentação

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1- Aporte de serrapilheira ($T\cdot ha^{-1}$) em fragmentos com entorno de uso intensivo do solo e com uso extensivo do solo nas duas estações amostradas (seca e chuvosa) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu. 23

FIGURA 2- Participação média das frações da serrapilheira aportadas em seis fragmentos florestais amostrados na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu. 25

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Participação das frações de serrapilheira produzidas nos 6 fragmentos florestais amostrados na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu considerando as duas épocas do ano avaliadas. 25

TABELA 2- Aporte das diferentes frações de serrapilheira ($T\cdot ha^{-1}$) em seis fragmentos com tipos de uso no entorno distintos (milho x pasto) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu. 26

1-INTRODUÇÃO

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).

Nas florestas tropicais grande parte da energia e nutrientes absorvidos é direcionada para a manutenção e crescimento das estruturas do dossel das árvores (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 a dinâmica dos ecossistemas sob diferentes intensidades e tipos de tensões ambientais (Clark et al., 2001).

De acordo com Ferreira (2001) o processo de acúmulo e decomposição de serrapilheira é um indicativo da estratégia de adaptação das diferentes espécies às limitações nutricionais de diferentes ambientes e aos efeitos adversos aos quais os mesmos são submetidos.

Segundo Schumacher (2004) o material vegetal que constantemente se acumula sobre o solo, composto principalmente de folhas, galhos, flores, frutos e em menor proporção material de origem animal como inseto, restos de animais e material fecal, é denominado chuva de serrapilheira, serrapilheira, liteira, folheto ou litter. Este material possui um padrão de deposição que obedece tanto a fatores espaciais como a fatores temporais, possuindo portanto capacidade de influenciar a dinâmica microclimática da região. Sendo assim para o melhor entendimento da dinâmica e comportamento dos ecossistemas é de fundamental importância o avanço nas avaliações dos padrões de deposição de serrapilheira (Vidal 2007).

De forma geral os estudos relacionados à serrapilheira nos ecossistemas florestais tem 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 e Davide., 2001; Toledo e Pereira, 2002), sendo que sua utilização como bioindicador ambiental, tem sido pouco explorada para a definição de estratégias de manejo de paisagens e áreas afins (Araújo et al., 2005).

Vários fatores bióticos e abióticos influenciam a produção de serrapilheira, tais como: tipo de vegetação, altitude, latitude, precipitação, temperatura, regimes de luminosidade, relevo, decíduosidade, estágio sucessional, disponibilidade hídrica e

características do solo. Dependendo das características de cada ecossistema, um determinado fator pode prevalecer sobre os demais (Figueiredo Filho *et al.*, 2003).

A interferência desses fatores e a dinâmica de ocupação e uso do solo tem sido apontado como um aspecto relevante e pouco estudado (Metzger, 2001). O que pode indicar que os fragmentos florestais resultam da paisagem onde estão imersos.

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 dessecação (Laurance *et al.*, 2002). Essas modificações repentinas tendem a 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).

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).

Como o efeito da borda apresenta-se como um fator determinante em vários estudos envolvendo aporte de serrapilheira e fragmentação (Brown & Lugo 1990, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Gascon *et al.* 2000), variáveis como grau de isolamento dos fragmentos e o tamanho dos mesmos devem ser considerados quando há uma comparação das áreas, visto que de acordo com Kapos (1989), Laurance *et al.* (1998), dentre outros, fragmentos de menor tamanho e mais isolados são mais propensos aos efeitos de borda e da intensidade de uso das áreas onde estão localizados.

Além do tamanho do fragmento e do seu entorno, segundo Gascon *et al.* (1999) a matriz, uso do solo dominante na paisagem, irá determinar a permeabilidade do mosaico de usos do solo das áreas fragmentadas, ditando assim o grau de ligação entre os fragmentos e podendo exercer um papel de fator agravante ou atenuante dos efeitos perturbadores do sistema.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a quantidade e a qualidade (frações folha inteira, folha decomposta, galhos e estruturas reprodutivas) do aporte de serrapilheira em relação a intensidade do uso do seu entorno dos fragmentos florestais.

2-MATERIAL E MÉTODOS

2.1-Coleta do material - Em uma tentativa de padronizar a área amostrada foi selecionada uma faixa de 20 m dentro de cada um dos ambientes e reservada uma distância de 10 m entre as mencionadas faixas, como uma bordadura entre diferentes ambientes. Em cada uma das faixas foram estabelecidos 3 transectos de 50 m onde foram coletadas as amostras.

O material foi coletado nas estações seca e chuvosa entre julho de 2009 e fevereiro de 2010, 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.

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 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.

2.2-Analise 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-RESULTADOS

O aporte médio de serrapilheira nos períodos seco e chuvoso - A biomassa total média de serrapilheira produzida pelos seis fragmentos avaliados foi de 6,96T.ha⁻¹ na estação seca e 6,22 T.ha⁻¹ durante a estação chuvosa (F=7,19; p=0,001) Quando foram considerados os diferentes usos de entorno do solo aos quais os fragmentos estão sob influência, os fragmentos avizinados por UIS no seu entorno (cultivo de milho)

apresentaram um aporte de serrapilheira superior aos fragmentos com UES (pastagem) no seu entorno, com contribuições de 7,02 T.ha⁻¹ e 6,15 T.ha⁻¹ respectivamente.

Quando levadas em consideração as diferentes estações do ano amostradas os fragmentos com entorno de UIS apresentaram maior aporte de serrapilheira durante a estação seca 7,72T.ha⁻¹, quando comparados aos fragmentos com UES no seu entorno (6,20T.ha⁻¹; F=13,46;p=0,001). Durante a estação chuvosa os fragmentos com UES no seu entorno apresentaram 6,11T.ha⁻¹ de produção média de serrapilheira e os fragmentos com UIS no seu entorno apresentaram uma valor de 6,33T.ha⁻¹ não havendo diferença significativa para esta estação entre os fragmentos com tipos de uso distintos do seu entorno (Figura 1).

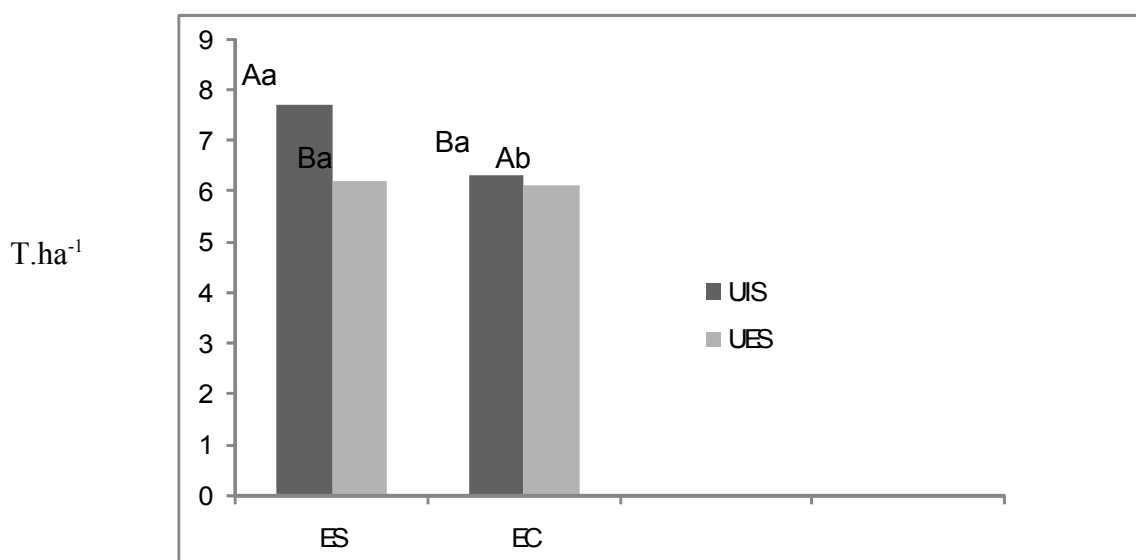


Figura 1: Aporte de serrapilheira (T.ha⁻¹) em fragmentos com entorno de uso intensivo do solo e com uso extensivo do solo nas duas estações amostradas (seca e chuvosa) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu. As médias das respectivas colunas seguidas pela mesma letra não diferiram significativamente (Teste Tukey, p= 0,05). Letras maiúsculas indicam comparações entre fragmentos com tipos de uso no entorno distintos em uma mesma estação; letras minúsculas indicam comparações em fragmentos com o mesmo tipo de no entorno em estações distintas. (ES= Estação Seca; EC= Estação Chuvosa).

Considerando as diferentes frações de serrapilheira e o efeito da sazonalidade: Avaliando a média da participação percentual de cada uma das frações de serrapilheira para todos os seis fragmentos avaliados observa-se que a fração galhos obteve a maior média (42,38%) seguido respectivamente pelas frações folha decomposta (39,5%), estruturas reprodutivas (11,20%) e folhas inteiras (6,92%), da serrapilheira total (Figura 2).

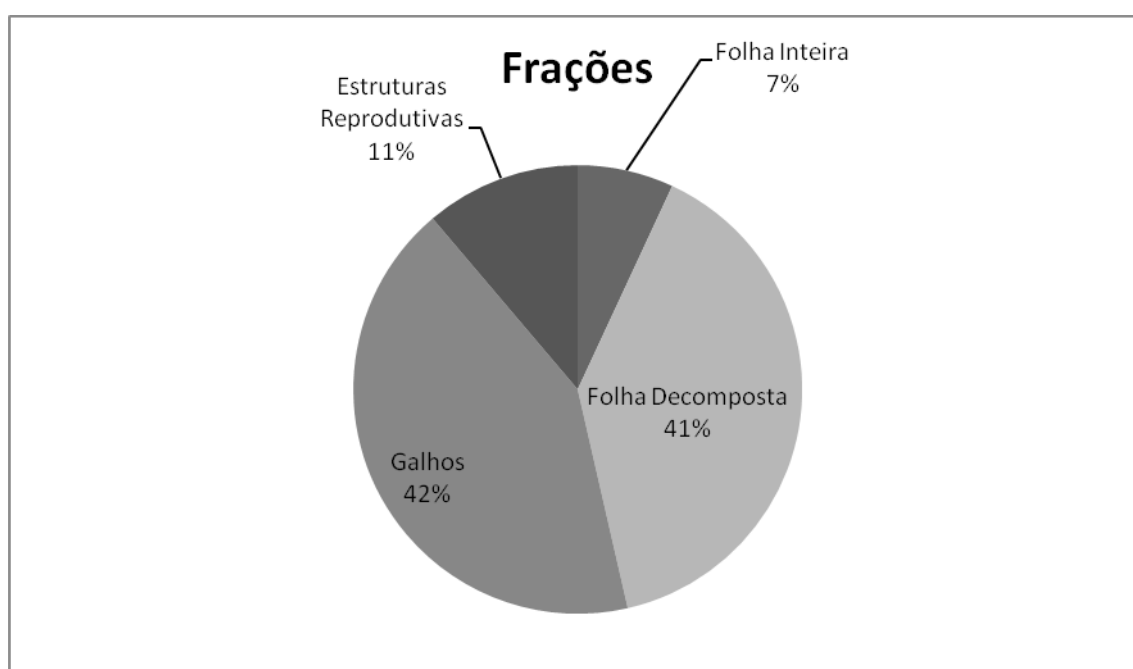


Figura 2. Participação média das frações da serrapilheira aportadas em seis fragmentos florestais amostrados na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu.

O padrão médio de deposição apresentado (Tabela.1) pelas diferentes frações durante as estação seca, mostrou maior aporte da fração galhos ($6,03 \text{ T.ha}^{-1}$), seguido pela fração folhas decompostas ($5,60 \text{ T.ha}^{-1}$), estruturas reprodutivas ($1,66 \text{ T.ha}^{-1}$) e por fim folhas inteiras ($0,63 \text{ T.ha}^{-1}$). Já durante as estação chuvosa a fração galhos foi aquela que apresentou maior contribuição no total da serrapilheira coletada, aportando de $5,16$

(T.ha⁻¹), seguido por folhas decompostas (4,76 T.ha⁻¹), estruturas reprodutivas (1,36 T.ha⁻¹) e folhas inteiras (116 T.ha⁻¹).

Tabela 1. Participação das frações de serrapilheira produzidas nos 6 fragmentos florestais amostrados na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu considerando as duas épocas do ano avaliadas. As médias das respectivas colunas seguidas pela mesma letra não diferiram significativamente (Teste Tukey, p= 0,05).

Frações de Serrapilheira	Estação Seca (%)	T.ha ⁻¹	Estação Chuvosa(%)	T.ha ⁻¹
Folhas Inteiras	4.53 a	0.63 a	9.34 a	1.16
Folhas Decompostas	41.20 b	5.60 b	37.27 b	4.76
Estruturas Reprodutivas	12.69 c	1.66 c	10.20 a	1.36
Galhos	44.06 b	6.03 b	40.71 b	5.16

Considerando o efeito do entorno sobre as frações da serrapilheira avaliadas – Quando se leva em consideração o efeito do entorno sobre o aporte das frações que compõem a serrapilheira (Tabela.2), observa-se que em relação aos galhos o aporte foi significativamente maior nos fragmentos com UIS no seu entorno (3,00 T.ha⁻¹), quando comparados com os fragmentos avizinados por áreas de UES (2,60T.ha⁻¹). O mesmo se observa em relação à fração estrutura reprodutiva havendo um aporte significativamente maior nos fragmentos com vizinhança de UIS (0,98 T.ha⁻¹), quando comparados com os fragmentos com entorno de UES (0,52 T.ha⁻¹).

As frações folha inteira e folha decomposta não apresentaram uma diferença significativa quando comparados os aportes nos fragmentos com diferentes usos no seu entorno, embora sigam a mesma tendência relatada para as demais frações.

Tabela.2 Aporte das diferentes frações de serrapilheira (T.ha⁻¹) em seis fragmentos com tipos de uso no entorno distintos (milho x pasto) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-

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

	Frações (T.ha ⁻¹)			
	Galhos	Folha Inteira	Folha decomposta	Estrutura Reprodutiva
UIS	3,00 a	0,42 a	2,62 a	0,98 a
UES	2,60 b	0,45 a	2,57 a	0,52 b

4-DISCUSSÃO

Outros estudos envolvendo o aporte de serrapilheira (Moraes 2002, Vital 2004, Vidal 2007) corroboram com os resultados encontrados, indicando maior acúmulo de material durante a estação seca do ano. Nas florestas tropicais existe uma maior tendência a 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.

Quando considerado o entorno dos fragmentos, aqueles avizinados com UIS apresentaram um maior aporte de serrapilheira médio anual quando comparados aos fragmentos cujo uso do solo no entorno era extensivo (respectivamente de 7,02 T.ha⁻¹ e 6,15 T.ha⁻¹). Na literatura são apontados vários fatores que podem influenciar 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 antropica na floresta e no entorno (Vitousek & Sanford 1986, Songwe et al. 1988, Schlittler et al. 1993, Delitti 1995).

Entretanto, Tabarelli *et. al* (2008) ressaltam que o uso do solo das áreas de entorno dos fragmentos atua 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. Os usos mais intensivos do solo tendem a causar 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 (Werneck et al., 2001).

A intensa modificação do microclima proporciona uma maior exposição à luz e aos ventos, provocando um maior dessecamento dos vegetais (Kapos 1989, Murcia 1995, Laurance et al. 1998, 2002). Vale ressaltar que essas condições de perturbação propiciam o surgimento de espécies pioneiras, que tem por característica fisiológica um rápido crescimento e um ciclo de vida curto, sendo este mais um fator que contribui para um maior aporte de serrapilheira nas áreas com entorno mais antropizado. (Oliveira & Neto 1999).

Quando são avaliadas as variáveis sazonalidade e intensidade do uso do entorno de forma conjunta, é possível perceber que na estação chuvosa não houve uma diferença significativa entre o aporte de serrapilheira nas diferentes áreas. Entretanto, durante a estação seca, onde os fragmentos expostos às condições de UIS no entorno apresentaram um aporte significativamente maior. Estes resultados indicam que o uso do solo no entorno pode exercer um efeito tampão, mitigando o estresse hídrico ou potencializando os efeitos da estação seca em virtude da intensidade das alterações microclimáticas provocadas (Volk 2006).

Considerando o somatório da contribuição percentual média anual das frações folha decomposta e inteira (46,42%), é possível notar uma deposição inferior ao descrito por Bray & Gorham (1964) que obtiveram 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 folhas superior a encontrada neste trabalho, a saber: Figueiredo Filho (2003) encontrou 57 % em áreas naturais em uma Floresta Ombrófila localizada no Sul do estado do Paraná, Pagano (1989) observou 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, Minas Gerais.

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

Quando observadas as frações folhas inteiras e decompostas separadamente foi possível notar que a fração folhas decompostas apresentou maior contribuição relativa

durante a estação chuvosa. De acordo com Santana (2005) o aumento da umidade altera as taxas de decomposição da serrapilheira estimulando o processo de decomposição. Neste trabalho este processo é bastante claro, uma vez que mesmo havendo um aporte absoluto de folhas menor na estação chuvosa o aporte de folhas decompostas é bastante semelhante entre as estações avaliadas.

A fração galhos, quando observada separadamente, teve uma contribuição média de 42,38% de toda a serrapilheira aportada. Este valor está acima do encontrado por Andrade et al. (2008), que em estudo realizado em uma RPPN (*Reserva Particular do Patrimônio Natural*) na Paraíba encontraram valor médio de 24,5% na contribuição de galhos. 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 a participação dessa fração na serrapilheira total tem sido muito variada em florestas, sendo o menor valor encontrado 4,86% (Martins & Rodrigues 1999) no município de Campinas (São Paulo) e o maior valor encontrado 32,6% (Pagano 1989) em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo.

Quando se avalia o aporte da fração galhos, considerando a intensidade de uso das áreas do entorno, observou-se maior aporte nos fragmentos avizinhados por áreas com UIS no seu entorno, assim como relatado para as outras frações (Tilman 2001). 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.

A fração estrutura reprodutiva apresentou uma contribuição média de 11,20 % de todo material aportado. 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 segue o mesmo padrão de aporte relatado para as demais frações, com maiores valores de aporte total médio anual de 0,98 T.ha⁻¹ para os fragmentos com UIS e 0,52 T.ha⁻¹ para os fragmentos com UES. A diferença significativa encontrada pode ser explicada 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 (Martini *et al.* 2003).

5-CONCLUSÕES

- A estação seca apresentou maior aporte de serrapilheira quando comparada à estação chuvosa.
- Os fragmentos florestais submetidos a 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 frações de serrapilheira se mostraram sensíveis tanto às perturbações advindas do uso do entorno do solo como da sazonalidade.
- Os resultados obtidos evidenciam a importância do manejo do entorno sobre a dinâmica dos remanescentes florestais em resposta às tensões ambientais, sendo fundamental a adoção de práticas produtivas compatíveis com a conservação.

6-Referências Bibliográficas

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

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.

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

BRAY, J.R.; GORHAM, E. Litter production 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.

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.

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.

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

DINIZ, S. & PAGANO S. N. 1997. Dinâmica de folheto 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.

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.

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.

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

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

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.

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* 16:605-618.

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.

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.

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

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 *Anais do I Congresso da Sociedade Brasileira de Botânica*, 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* 131:456-6.

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

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

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.

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.

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.

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

SOUZA, J. A.; DAVIDE, A. C. Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*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.

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

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.

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, nº 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.

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, p.195-198, 2001.

Capítulo II

O efeito da intensidade de uso do solo da vizinhança de fragmentos florestais na produção de esporos por fungos micorrízicos arbusculares

Resumo: O processo antrópico de fragmentação é considerado a modificação mais profunda causada no ambiente pelo homem. Não é novidade que os efeitos da fragmentação dos habitats conduzem à perda de espécies nas comunidades biológicas, sendo este efeito considerado um dos mais ameaçadores à biodiversidade. Considerando que em áreas antropizadas a disponibilidade de nutrientes e recursos hídricos torna-se escassa, os fungos micorrízicos arbusculares se apresentam como uma forma de associação que possibilita o melhor aproveitamento destes recursos. Este estudo teve

como objetivo avaliar como a intensidade de uso do solo na vizinhança de fragmentos florestais pode afetar a composição e a produção de esporos por 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 fragmento foram coletadas 27 amostras, 9 na área de clareira, 9 na área de núcleo e 9 na área de borda, como foram analisados 6 fragmentos. Foram realizadas amostragens nas estações seca e chuvosa. Os Fragmentos avizinados por áreas com uso intensivo do solo apresentaram maior produção de esporos. Durante a estação seca a produção de esporos foi maior quando comparada a estação chuvosa.

Palavras chave: Fragmentação ; Mata atlântica : Fungos micorrízicos arbusculares

6- The effect of intensity of land use in the vicinity of forest fragments in the production of spores by arbuscular mycorrhizal fungi

Abstract : The process of anthropogenic fragmentation is considered the most profound changes in the environment caused by man. Unsurprisingly the effects of habitat fragmentation leading to loss of species in biological communities, this effect is considered one of the most threatening to biodiversity. Whereas in disturbed areas the availability of nutrients and water becomes scarce, the arbuscular mycorrhizal fungi is present as a form of association that enables the best use of these resources. This study aimed to assess how the intensity of land use in the vicinity of forest fragments may affect the composition and production of spores of arbuscular mycorrhizal fungi. For analysis of spores of arbuscular mycorrhizal fungi were performed 162 samples of soil to a depth of approximately 5 cm from follows in each fragment were collected 27 samples, nine in the area of clearing in the core 9 and 9 in the edge area, as six fragments were analyzed. Samples were taken in the dry and rainy seasons. Fragments brewing for areas with intensive soil produced more spores. During the dry season the production of spores was higher than the rainy season.

Key Words: Fragmentation; Atlantic Forest: Arbuscular mycorrhizal fungi

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1-** Abundância média de esporos de FMAs em agosto de 2009 nos 2 tipos de entorno avaliados em fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro. 39
- FIGURA 2-** Abundância média de esporos de FMAs em agosto de 2009 nos 2 tipos de entorno avaliados, pareando os ambientes. 40
- FIGURA 3-** Número de espécies por gênero em porcentagem, nas amostras de solo coletadas nos dois períodos de amostragens nos fragmentos avizinados por áreas com uso intensivo do solo (UI) e fragmentos avizinados por áreas com uso extensivo do solo (UE). 44

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Densidade média de esporos obtidos em 50 cm ³ de solo nos períodos seco e chuvoso em fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro.	42
TABELA 2- Frequência relativa de ocorrência de espécies de FMAs encontradas na rizosfera de fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro, avaliados nas estações seca e chuvosa.	42

1-Introdução

O processo antrópico de fragmentação é considerado a modificação mais profunda causada no ambiente pelo homem. Habitats que a poucas gerações atrás 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 é quando ocorre à separação das áreas antes contínuas, dando origem às

manchas de fragmentos na paisagem, o segundo momento é 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).

Não é novidade que os efeitos da fragmentação dos habitats conduzem à perda de espécies nas comunidades biológicas, sendo este efeito considerado um dos mais ameaçadores à biodiversidade (Fagan et al., 2002; Fahrig 2003).

Em países considerados de “megadiversidade”, como é o caso do Brasil, os efeitos da fragmentação dos habitats acabam por produzir perdas em proporções muito maiores, levando a projeções alarmantes para as próximas décadas (Wilson, 1988).

A fragmentação do hábitat resulta em um mosaico de vegetação, onde podem ocorrer fragmentos florestais, pastagens, plantações e algumas vezes áreas de reflorestamentos.

Dessa forma as espécies nativas podem utilizar áreas ao redor da mata, tornando-se comuns nos ambientes modificados ou podem desaparecer do local, devido à falta de recursos. (ALMEIDA *et al.*, 2008).

A necessidade e o aumento da produção agrícola na última metade do século passado, dada à crescente demanda populacional, motivaram a ocupação de novas áreas florestadas e a sua transformação para o cultivo e produção agropecuária. Esta medida de incremento das atividades sócio-econômicas trouxe como resultado a redução, fragmentação e o isolamento de paisagens (Brooks, 2002).

O Brasil é o terceiro maior produtor mundial de milho, com participação média em torno de 5 % na oferta mundial deste produto. Sua produção é superada pelos Estados Unidos, primeiro produtor mundial, cuja participação é de quase 40%, e pela da China, cuja produção está em torno de 20% da oferta mundial de milho (DUARTE, 2007).

Outro uso do solo muito comum no Brasil é a pastagem, cultivada em três biomas básicos, segundo POTT (1989): florestas, cerrado e campos, cada um com vários tipos florísticos e estruturais, além de ecótonos (transições), mostrando assim a capacidade de expansão deste uso.

O desenvolvimento de sistemas de produção viáveis economicamente, que tornem compatíveis bons ganhos animais com a preservação dos ecossistemas de pastagens naturais, é apoiado pelo conhecimento da dinâmica da vegetação que ocorre após determinadas práticas de manejo. (FONTANELI & JACQUES, 1988).

Mesmo com tantos tipos de clima e solo, às vezes têm-se a pretensão de que uma só forrageira e as mesmas técnicas de cultivo e manejo dêem certo em quase todos os ambientes. A derrubada de matas seguidas de queima e plantio tanto para implantação de agricultura ou pastagens se constituem numa remoção de sistemas biológicos complexos, multiestruturados, extremamente diversificados e estáveis (PASCHOAL, 1987).

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 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 (JOHNSON & WEDIN 1997).

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 E KLING 2000).

Mudanças na composição ambiental como a introdução de espécies exóticas ou a perda de uma espécie natural, podem provocar mudanças significativas na composição da microbiota do solo, interferindo tanto na estrutura como na composição desta (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.

Os efeitos da fragmentação têm sido avaliados em vários grupos de vertebrados (Mccoy & Mushinsky, 1994), artrópodes (Suarez, 1998) e vegetais (Laurence et. al. 1998), porém os estudos relacionando a influência deste processo na biologia dos FMAs são ainda escassos.

Considerando a lacuna de conhecimento existente na área, este estudo teve como objetivo avaliar a abundância de esporos de fungos micorrízicos arbusculares em

fragmentos florestais avizinhados por agroecossistemas com diferentes intensidades de uso em diferentes épocas do ano.

2-Material e Métodos

2.1-Coleta do material - 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 fragmento foram coletadas 27 amostras, 9 na área de clareira, 9 na área de núcleo e 9 na área de borda, como foram analisados 6 fragmentos. Foram realizadas amostragens nas estações seca e chuvosa.

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), segundo trabalhos de descrição das espécies identificadas após esta data e consultando a home page da coleção internacional de FMA <http://invan.caf.wvu.edu/>.

2.2-Análise dos dados - Foram verificadas as pressuposições para a realização de ANAVA no Biostat, avaliando-se a normalidade e homogeneidade das variâncias pelos testes de Lilliefors e Cochran respectivamente. Os dados não homogêneos foram transformados por $\log(x+1)$, a análise de variância foi realizada utilizando-se o software Biostat e as médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

3-Resultados e Discussão

Quanto à influência da intensidade de uso das áreas de entorno na densidade de esporos de FMAs

A abundância média de esporos em agosto de 2009, considerada a época de coleta sob influência da estação seca do ano, foi de 621,35 esporos por 50 cm³ de solo nos fragmentos onde a área do entorno é utilizada sob forma intensiva de cultivo e de 433,11 esporos por 50 cm³ de solo, nos fragmentos onde a área do entorno é utilizada

sob forma extensiva de cultivo. As médias dos valores de abundância de esporos observados nas áreas avaliadas diferiram estatisticamente (Figura1.) CAPRONI et al (2003b) encontraram valores para a floresta primária inferiores a 1000 esporos/ 100ml de solo.

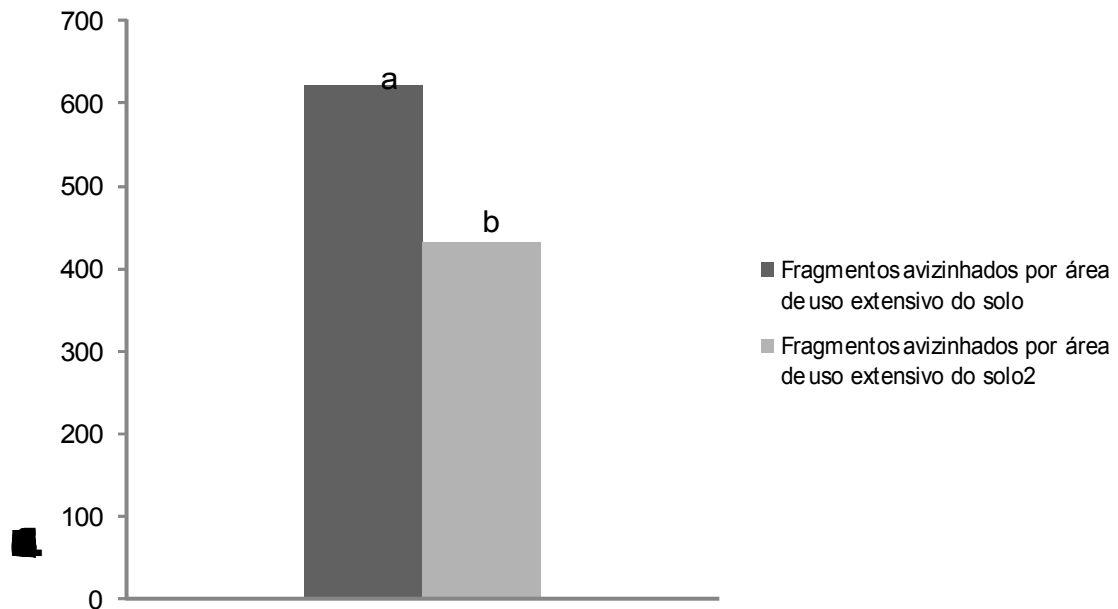


Figura 1: Abundância média de esporos de FMAs em agosto de 2009 nos 2 tipos de entorno avaliados em fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro. As médias das respectivas colunas seguidas por letras diferentes diferem significativamente (Teste Tukey, $p=0,05$) análises de variância.

Quando são comparados os ambientes de cada fragmento de forma pareada, isto é, Borda de fragmento avizinhado por área de uso intensivo do solo com borda de fragmento avizinhado por área de uso extensivo do solo e assim sucessivamente para os ambientes de núcleo e clareira, observa-se sempre uma maior abundância média de esporos nos ambientes de fragmentos avizinhados por áreas de uso intensivo do solo (Figura. 2).

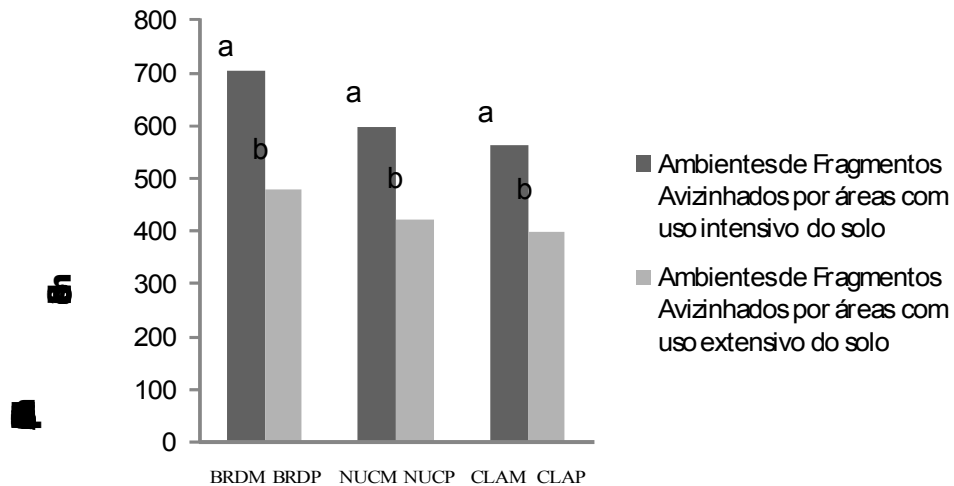


Figura 2: Abundância média de esporos de FMAs em agosto de 2009 nos 2 tipos de entorno avaliados, pareando os ambientes sendo, Bordas de fragmentos avizinhados por áreas com uso intensivo do solo (BRDI) com bordas de fragmentos avizinhados por áreas com uso extensivo do solo (BRDE), a mesma metodologia foi utilizada para comparação dos núcleos (NUCI com NUCE) e das clareiras (CLAI com CLAE) avaliados em fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro. As médias das respectivas colunas seguidas por letras diferentes diferem significativamente (Teste Tukey, $p = 0,05$) análises de variância.

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. E a diversidade de espécies, avaliada com base na morfologia de esporos, não costuma atingir os maiores picos nesses ambientes.

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 agroecossistemas com influência antrópica. Picone (2000) avaliando a resposta dos FMAs à conversão de florestas neotropicais em pastagens da Nicarágua e Costa Rica observou que estes foram igualmente ou mais abundantes em pastagem do que em áreas de florestas.

Em alguns estudos ainda é possível verificar uma diminuição drástica na densidade de esporos, em áreas submetidas a um manejo mais intensivo do solo, podendo este resultado ser explicado pela maior competição e antagonismo dos fungos na rizosfera Edathil et al. (1996), pelo sucessivo manejo do solo, que promove o seu revolvimento e a exposição dos fungos micorrízicos na superfície do terreno sendo este o fator que

influenciou a menor densidade, Caproni (2001), considera ainda que a baixa densidade de esporos pode ser explicada por uma biota micófaga eficiente ou espécies de plantas que não induzem grandes esporulações.

Na coleta realizada durante a estação chuvosa, março de 2010, não foi verificado diferença significativa na abundância de esporos entre as áreas.

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.

Quanto aos efeitos da Sazonalidade em relação à densidade e diversidade de esporos

Em relação à sazonalidade a densidade média do número de esporos foi significativamente diferente (Tabela 1) entre o a estação seca, 527 esporos por 50 cm³ de solo, e a estação chuvosa, 334 esporos por 50 cm³ de solo.

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 sofrido pelo organismo, tende a ter seu número reduzido em situações favoráveis, quando outras estruturas como as hifas tendem a ser mais abundantes (CAPRONI, 2000).

Ainda há relatos de que na estação chuvosa a própria umidade favorece a germinação, resultando em baixa produção de esporos e alta colonização de raízes (Guadarrama & Alvarez-Sánchez 1999).

Estudos como o de Caproni (2005), em áreas revegetadas com *Acacia mangium* Willd após mineração de bauxita na região de Porto Trombetas, Pará, verificou um maior número de esporos produzidos na estação chuvosa, porém relacionado possivelmente a uma maior interação vegetal-FMAs.

Tabela 1. Densidade média de esporos obtidos em 50 cm³ de solo nos períodos seco e chuvoso em fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro. Valores seguidos de letras diferentes são significativamente diferentes pelo Teste Tukey, p= 0,05 análise de variância.

Período do ano avaliado	Densidade média de esporos em 50 cm ³ de solo
Seco	527 a
Chuvoso	334 b

As áreas amostradas apresentaram um total de 14 espécies identificadas (tabela 2), pertencentes a 5 gêneros, deste total 13 espécies ocorreram nas amostras de solo coletadas na época seca e 10 espécies ocorreram nas amostras de solo 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.

Tabela 2: Frequência relativa de ocorrência de espécies de FMAs encontradas na rizosfera de fragmentos florestais na bacia do rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro, avaliados nas estações seca e chuvosa.

Gênero/Espécie	UI/Seca	UE/Seca	UI/Chuvosa	UE/Chuvosa
Acaulospora				
<i>Acaulospora foveata</i>	12,35	0	1,23	0
<i>Acaulospora laevis</i>	0	0	1,23	6,17
<i>Acaulospora mellea</i>	40,74	0	0	0
<i>Acaulospora rugosa</i>	6,17	1,23	1,23	0
<i>Acaulospora scrobiculata</i>	86,42	12,35	24,69	0
Entrophospora				
<i>Entrophospora sp.</i>	25,93	0	0	0
Glomus				
<i>Glomus sp.</i>	1,23	6,17	0	0

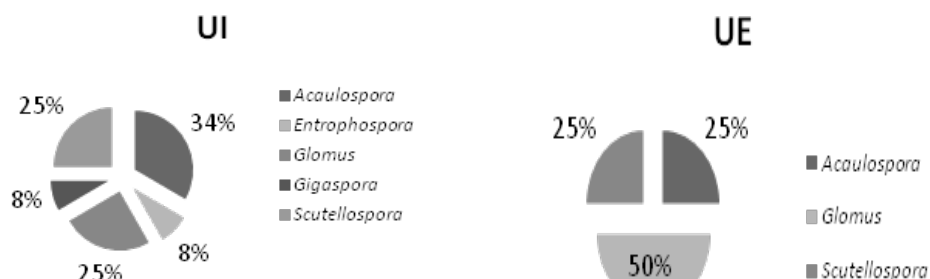
<i>Glomus clarum</i>	55,56	1,23	6,17	39,51
<i>Glomus macrocarpum</i>	100,00	100,00	100,00	100,00
<i>Glomus sp1</i>	0	1,23	32,10	0
Gigaspora				
<i>Gigaspora sp.</i>	3,70	0	12,35	8,64
Scutellospora				
<i>Scutellospora sp.</i>	20,99	23,46	0	11,11
<i>Scutellospora scutata</i>	83,95	16,05	0	54,32
<i>Scutellospora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

*Frequência relativa é o número de amostras em que ocorre a espécie, dividido pelo número total de amostras (n=81) e multiplicado por 100, sendo UI=Fragmentos avizinados por áreas com uso intensivo do solo e UE=Fragmentos avizinados por áreas com uso extensivo do solo.

A espécie *Glomus macrocarpum* aparece em todas as amostras analisadas, tal fato pode ser explicado pelo estudo de Caproni et al. (2003b) em que os autores avaliaram a capacidade infectiva de espécies de FMA sobre gramíneas da espécie *Brachiaria decumbens* observando que a espécie *Glomus macrocarpum* Tulasne & Tulasne foi mais rápida e competitiva que as demais espécies, além de ser a espécie com maior número de propágulos e esporos.

De forma geral os gêneros *Glomus* e *Acaulospora* foram os que apresentaram o maior número de espécies presentes em todas as áreas avaliadas, independente da estação do ano (Figura3). Segundo Carrenho (1998), esses gêneros são mais resistentes a perturbações ambientais, seja ocasionada por solos submetidos a diferentes variações nos teores de matéria orgânica, calagem, textura, entre outros fatores.

A)



B)

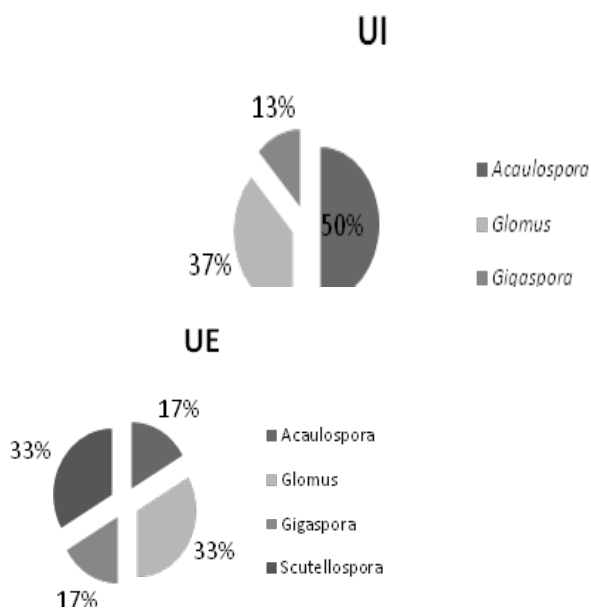


Figura 3 - Número de espécies por gênero em porcentagem, nas amostras de solo coletadas nos dois períodos de amostragens nos fragmentos avizinados por áreas com uso intensivo do solo (UI) e fragmentos avizinados por áreas com uso extensivo do solo (UE). A) Estação Seca; B) Estação Chuvosa.

Tanto o gênero *Glomus* como o *Acaulospora*, apresentaram maior frequência e riqueza de espécies nas amostras de solo de fragmentos avizinados por áreas com uso intensivo do solo (Figura3) e, portanto mais sujeito a perturbações, este comportamento já foi relatado por diversos autores quando considerado o gênero *Acaulospora*, sendo as espécies predominantes em solos de baixa fertilidade (SIEVERDING, 1991), de pH ácido (SILVA et al, 2008), e em áreas degradadas (SANTOS, et al, 2008b). Segundo Souza (1999), quando há uma redução da fertilidade do solo, promovida por práticas agrícolas, ocorre o favorecimento da proliferação de espécies deste gênero.

Assim como a densidade de esporos, a diversidade também foi maior na avaliação realizada na estação seca (Tabela2), este comportamento também foi relatado por Guadarrama & Alvarez -Sánchez (1999), comparando áreas com diferentes regimes de distúrbios em florestas tropicais úmidas no México, verificou que o número de espécies e esporos aumentava na estação seca e decresciam significativamente na estação chuvosa. Comportamento 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.

Em relação à ocorrência de espécies de FMAs não apresentou um comportamento característico em função da estação de coleta, chuvosa ou seca. Em estudo realizado por Trufem & Bononi (1985), verifica-se que algumas espécies tendem a ocorrer num 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).

4-Conclusões

- A produção de esporos foi influenciada pelo uso do entorno do solo dos fragmentos, sendo os fragmentos que tem seu entorno submetido a usos mais intensivos do solo os que apresentaram maior produção de esporos de FMAs.
- O manejo realizado nas áreas de entorno dos fragmentos influenciou a composição de espécies nas áreas dos fragmentos, com o predomínio dos gêneros *Glomus* e *Acaulospora* nos fragmentos avizinados por áreas com uso mais intensivo do solo.
- Em relação à sazonalidade, a estação seca apresentou 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.
- Os resultados encontrados apontam a demanda por técnicas de manejo que mitiguem a intensidade de cultivo para manutenção dos processos ecológicos da paisagem.

5-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.

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.

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

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.

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.

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.

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

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.

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

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.

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.

Wilson, E. O. ed. 1988. Biodiversity. National Acad. Press, Washington.

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.

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 agrofloretal e a pleno sol, no município de Vitória da Conquista, Bahia. Rev. Bras. Agroecologia. v. 2, n. 2. 2007.

O efeito da intensidade do uso do solo na vizinhança de fragmentos florestais na abundância e composição da fauna do solo

RESUMO: A fauna do solo é um importante constituinte ambiental apresentando papel destacado na diversidade animal. Devido a sua colonização ocorrer de forma gradativa é possível fazer inferência ao tempo de ocorrência de um determinado evento, avaliando a composição faunística presente na área em questão e assim avaliar a qualidade ambiental local. O objetivo foi avaliar e comparar a composição da fauna do solo em áreas com diferentes intensidades de uso do seu entorno. A fauna do solo foi coletada utilizando armadilhas do tipo “pitfall” instaladas em 6 fragmentos, sendo 3 com uso intensivo do solo da área de entorno e 3 com uso extensivo do solo da área de entorno com um total de 162 armadilhas. Os fragmentos submetidos a uso mais intensivo do seu entorno apresentaram uma composição de espécies características de áreas degradadas. Os grupos de Acari, Formicidae, Collembola e Coleoptera mostraram-se ferramentas validas para a utilização como bioindicadores, mostrando-se sensíveis as variáveis avaliadas neste estudo.

Palavras chave : Efeito de vizinhança, Fauna do solo, fragmentação

The effect of intensity of land use in the vicinity of forest fragments in the abundance and composition of soil fauna

ABSTRACT: The soil fauna is an important constituent environmental featuring prominent role in animal diversity. Due to its colonization occurs gradually it is possible to infer the timing of an event, evaluating the composition of fauna present in the area in question and then assess local environmental quality. The aim was to evaluate and compare the composition of soil fauna in areas with different intensities of use of your enthroned. Soil fauna was collected using traps "pitfall" installed in six fragments, three intensive soil of the surrounding area and three with extensive use of land surrounding the area with a total of 162 traps. The fragments subjected to more intensive use of its surroundings had a different composition of soil fauna. Groups of Acari, Formicidae, Collembola and Coleoptera were shown to be valid tools for use as bioindicators, being sensitive variables evaluated in this study.

Key Words : Effect of neighborhood, soil fauna, fragmentation

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Número de indivíduos de fauna do solo coletados por armadilha por dia (\pm erro padrão), em seis fragmentos com tipos de uso no entorno distintos (intensivo x extensivo) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu.	53
TABELA 2- Abundância dos principais grupos fauna do solo considerados nos seis fragmentos com tipos de uso no entorno distintos (intensivo x extensivo) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu.	54
TABELA 3- Riqueza total (RT) e Riqueza média (RM), Índice de diversidade de Shannon (H) (log com base 2) e Índice de Equabilidade de Pielou (U) das comunidades de fauna do solo nos seis fragmentos com tipos de uso no entorno distintos (intensivo x extensivo) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu.	55

A importância da diversidade animal para os ciclos biogeoquímicos pode ser vista mais diretamente através de transformações biogeoquímicas específicas que os organismos do solo desempenham. Seus efeitos nesses ciclos podem ser diretos ou indiretos (BIANCHI, 2009).

Atualmente, a maioria dos ecossistemas terrestres no mundo apresenta áreas degradadas, resultantes principalmente de atividades humanas tais como a agricultura e a mineração (Jasen, 1997).

Segundo AQUINO (2005), a diversidade tem uma função importante na manutenção da estrutura e do papel do ecossistema. Assim, ecossistemas com alta diversidade tendem a ser menos vulneráveis, restaurando o equilíbrio em seus processos de ciclagem de materiais e fluxo de energia.

Os níveis de degradação ambiental e perturbação pela qual uma área pode estar sendo submetida pode ser estimada através da quantificação dos organismos e/ou a atividade desses em solos ou substratos (CHAER & TÓTOLA, 2007).

Como a colonização da fauna do solo ocorre de forma gradativa é possível fazer inferência ao tempo de ocorrência de um determinado evento, avaliando a composição faunística presente na área em questão (FOWLER, 1998). No entanto, a intensidade dessas transformações é dependente de fatores tais como, o metabolismo e estratégia de vida do organismo saprófago, quantidade e qualidade do recurso alimentar, tipo de solo e características climáticas (LAVELLE et al., 1992).

Conforme foi observado no estudo realizado por DUNGER & VOIGTLÄNDER (2005) microartrópodes colonizam rapidamente e com altas densidades, áreas degradadas por mineração recém-revegetadas, enquanto a colonização por minhocas pode levar até 30 anos.

Em fases iniciais de sucessão é possível verificar uma maior presença de altas densidades populacionais de Collembola, Diptera e Coleoptera. Posteriormente surgem espécies de minhocas e diplópodes que são conhecidas como colonizadores de áreas em recuperação durante a segunda ou terceira fase de sucessão (SAUTER, 1991; TOPP et al., 2001).

Uma grande vantagem da utilização da fauna do solo como indicativo de alteração é a íntima associação da comunidade da fauna com os processos que ocorrem no subsistema decompositor e a sua grande sensibilidade a interferências no ambiente, sua abundância e composição refletem o padrão de funcionamento do ecossistema (LINDEN et al., 1994).

SOUZA et al. (2008) colocam a fauna como agente de condicionamento de solo que sofre o efeito e reflete características do habitat tanto em nível macro (clima, tipo de solo e fitofisionomia), quanto micro (quantidade/ qualidade da serrapilheira e tipos de manejo), podendo ser assim classificado como importante indicador biológico, uma vez que determinados grupos aparecem exclusivamente em ambientes não perturbados.

Do ponto de vista funcional, na maioria das vezes a fauna do solo é classificada pelo tamanho (SWIFT et al., 1979) em 3 principais grupos: microfauna, mesofauna e macrofauna.

Com tamanho inferior a 0,2 mm a microfauna é composta por invertebrados aquáticos que vivem no filme de água do solo, como exemplo os protozoários e nematóides, atuando de forma indireta na ciclagem de nutrientes através da ingestão de fungos e bactérias.

A mesofauna tem por característica compreender indivíduos com diâmetro corporal entre 0,2 a 2,0 mm, tais como ácaros, colêmbolos e enquitreídeos que participam desses processos regulando a comunidade microbiana, produzindo pelotas fecais, criando bioporos e promovendo a humificação (HENDRIX et al., 1990).

A composição da macrofauna é mais diversa tanto em termos morfológicos quanto comportamentais, que inclui minhocas, térmitas e diplópodes, entre outros, com diâmetro corporal superior a 2 mm (LAVELLE, 1997). Tem como principal função a mudança química, menos pronunciada, e física na serrapilheira ingerida, a segunda mais intensa, levando a redução do tamanho dos detritos e o conseqüente aumento da superfície relativa e hidratação (CORREIA & ANDRADE, 2008).

Avaliações utilizando a fauna do solo incluindo o número de grupos taxonômicos, diversidade e estrutura das comunidades de meso e macrofauna têm se mostrado como os indicadores mais sensíveis em estudos de restauração do solo, independentemente da técnica de recuperação (PINHEIRO, 2005; ANDRÉS & MATEOS, 2006; MENEZES et al., 2009).

Alem da função de bioindicador determinados grupos como minhocas, diplópodes e isópodes são importantes agentes de processos importantes para a restauração ecológica de ecossistemas degradados (SNYDER & HENDRIX 2008).

As práticas de manejo em uso no sistema de produção podem influenciar de forma direta e indireta a fauna do solo. Os impactos diretos são expostos na ação mecânica, aração e gradagem e aos efeitos tóxicos do uso de agroquímicos. Os efeitos indiretos estão relacionados a modificações da estrutura do habitat e dos recursos alimentares.

Desta forma com a compactação do solo decorrente do uso intensivo de mecanização agrícola e a grande abrangência da monocultura no cenário atual, proporciona um habitat específico para determinadas comunidades macrobióticas, reduzindo a diversidade e número de espécies na área (GIRACCA *et al* 2003).

Diferentes práticas de manejo dos resíduos, que terminam por disponibilizar maior ou menor quantidade de matéria orgânica e conseqüentemente de nutrientes, podem levar a alterações em toda a teia trófica decompositora, mesmo em longo prazo (BENGTSSON et al. 1998).

Os estudos de bioindicadores e sua atuação no funcionamento do ecossistema têm como objetivo usar os componentes vivos do ambiente, como elementos chave para avaliar as transformações e seus efeitos, e no caso da recuperação de áreas degradadas, monitorar os processos de remediação em diferentes partes da paisagem, com suas características intrínsecas sendo restabelecidas ao longo do tempo (PAOLETTI, 1999).

Este trabalho teve como objetivo avaliar e comparar a abundância e composição da fauna do solo em áreas com diferentes intensidades de uso do solo da área de entrono.

2-MATERIAL E MÉTODOS

Em uma tentativa de padronizar a área amostrada foi selecionada uma faixa de 20 m dentro de cada um dos ambientes e reservada uma distância de 10 m entre as mencionadas faixas, como uma bordadura entre diferentes ambientes. Em cada uma das faixas foram estabelecidos 3 transectos de 50 m onde foram coletadas as amostras.

2.1-Metodologia utilizada para amostragem de fauna do solo

Para a coleta da fauna do solo, em cada fragmento avaliado foram instaladas 27 armadilhas do tipo “pitfall” para a captura dos indivíduos, dispostas ao longo do fragmento em áreas de borda, núcleo e clareira. Como foram avaliados 6 fragmentos (3 com uso intensivo da áreas de entorno e 3 com uso extensivo da área de entorno), foram instaladas no total 162 armadilhas. Esse modelo de armadilha apresenta 9 cm de diâmetro por 11cm de altura e foi enterrada, com a borda ao nível do solo. Como líquido coletor foi utilizada solução de formol a 4 %. As armadilhas permaneceram no campo durante 7 dias, quando foram recolhidas e o seu conteúdo transferido para frascos contendo álcool 70%. No Laboratório de Fauna do Solo da Embrapa Agrobiologia, as amostras foram triadas sob lupa binocular e a fauna identificada em ordens ou famílias, determinando o número de indivíduos armadilha⁻¹ dia⁻¹.

3-RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na avaliação dos organismos que constituem a fauna do solo foi possível observar uma abundância maior no número de indivíduos de fauna do solo nos fragmentos com áreas de uso intensivo do entorno do solo (UIS) com $60,5 \pm 9,1$ indivíduos armadilha⁻¹ dia⁻¹, quando comparados aos fragmentos com áreas de uso extensivo do entorno do solo (UES) com $29,2 \pm 9,8$ indivíduos armadilha⁻¹ dia⁻¹. (Tabela.1).

Nas áreas com UIS há uma tendência a maior e mais diversa produção de serrapilheira, visto que essas áreas tem em sua composição predominante espécies pioneiras, que tem por característica rápido crescimento e baixa longevidade, com isso estas áreas podem estar contribuindo para o depósito de matéria orgânica no solo e possibilitou a criação de novos ambientes com condições microclimáticas favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento dos organismos da fauna do solo (Moreira 2010).

Em estudo realizado por PARROTTA & KNOWLES (2003), em estudo de recuperação de áreas degradadas em Porto Trombetas, PA, consideram que com a existência de solo superficial há um ganho na fertilidade do solo, aumentando assim os teores de matéria orgânica e propiciando melhores condições para o restabelecimento da microbiota do solo.

Tabela 1. Número de indivíduos de fauna do solo coletados por armadilha por dia (\pm erro padrão), em seis fragmentos com tipos de uso no entorno distintos (intensivo x extensivo) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu.

Tratamentos	Nº de indivíduos armadilha ⁻¹ dia ⁻¹ \pm erro padrão
UIS	$60,5 \pm 9,1$ a
UES	$29,2 \pm 9,8$ b

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste t de Tukey(P<0,05)

Na avaliação da abundância foram considerados os grupos de fauna com maior predominância nas áreas avaliadas, sendo possível verificar que nas áreas de UIS os maiores valores de abundância foram verificados para collembolas e coleópteras, grupos estes que também apresentaram os maiores valores de abundâncias nas áreas de UES. Quando comparadas as duas áreas em questão (UIS x UES), percebe-se que com a exceção do grupo areanea e dos collembolas todos os outros apresentaram maiores valores de abundância nas áreas com UIS.(Tabela.2)

Os indivíduos pertencentes à ordem Hymenoptera foram separados em duas categorias: família Formicidae e demais Hymenoptera (COSTA, 2002).

Os indivíduos do grupo Acari apresentaram maior abundância nas áreas com UIS, conforme já foi mostrado no estudo desenvolvido por SAUTTER & SANTOS (1994), de maneira geral, a mesofauna edáfica é formada em sua maioria por ácaros demonstrando preferência por habitats com grande quantidade de matéria orgânica, mostrando também habilidades em serem pioneiros na colonização de áreas, sendo assim demonstrada a sua importância como um indicador de perturbação. Essa capacidade de funcionar como bioindicador, pertencente ao grupo Acari também já foi observada por MUSSURY et al (2008) em estudo com a flutuação populacional da mesofauna em fragmentos florestais, realizado na região de Dourados MS, onde foi observado maior abundância do grupo Acari nas áreas com maior intensidade de perturbação.

A maior abundância da família Formicidae nas áreas com UIS corroboram com os resultados encontrados por VASCONCELOS, (1998), onde foi observado que níveis mais elevados de perturbação resultaram num aumento da abundância de formigas.

Tabela. 2 Abundância dos principais grupos fauna do solo considerados nos seis fragmentos com tipos de uso no entorno distintos (intensivo x extensivo) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu.

Tratamento	Aca	Aran	Blat	Coleo	Collem	Dip	Form	Orth
UIS	2,36	0,52	0,50	5,12	5,15	2,50	2,56	2,15
UES	0,20	0,60	0,30	1,20	50,50	0,20	0,29	0,05

Aca=Acari Aran=Araneae, Blat=Blattodea, Coleop=Coleoptera, Collem=Collembola, Dipt=Diptera, Form=Formicidae, , Orth=Orthoptera,.

A potencial das formigas como bioindicadores principalmente durante o processo de recuperação de áreas degradadas foi indicado após os estudos realizados por ANDERSEN et al (2002).

No presente estudo a diferença entre as abundâncias de de Collembolas entre as áreas de UIS e UES foram as mais pronunciadas dentre todos os grupos analisados, sendo as áreas com UES as de maior abundância de collembolas com 50,50 N° de indivíduos armadilha⁻¹ dia⁻¹.

Os indivíduos da ordem dos Collembolas tem por característica apresentarem grande sensibilidade às variações ambientais, apresentando assim modificações relativamente rápidas na abundância de sua população em relação às perturbações as quais possam ser submetidos (COLEMAN & HENDRIX, 2000).

Em estudo realizado por Rovedder et al (2004) na região sudoeste do Rio Grande do Sul, foi observado um menor número de Collembolas em áreas degradadas. Rovedder et al (2009) também destacaram a importância deste grupo como bioindicador dos efeitos dos processos de degradação e recuperação, principalmente quando este apresentou diferença entre os tratamentos com cobertura vegetal e o tratamento com solo arenizado com uma drástica redução do grupo neste último.

Em relação às famílias de coleópteros houve uma maior presença nas áreas com UIS, esse comportamento por ser explicado pela característica de muitas famílias de coleóptera serem altamente especializadas no nicho ecológico que ocupam, por exemplo, na decomposição de plantas e animais (KIM, 1993), no processo de ciclagem de nutrientes e dispersão de sementes em ecossistemas florestais (DAVIS et al., 2001) além de promoverem a remoção e reingresso da matéria orgânica no ciclo de nutrientes, aumentando a aeração do solo e prolongando a sua capacidade produtiva (MILHOMEM et al., 2003) mostrando assim a importante atuação destas famílias nos processos ecológicos.

No que tange a Riqueza Total (RT) e Riqueza Média (RM), ainda que a diferença não tenha se mostrado significativa, as áreas com UIS apresentaram maiores valores tanto de RT (22), quanto de RM (11), quando comparadas as áreas com UES, com valores de 16 e 9 de RT e RM respectivamente. (Tabela 3).

Tabela .3 Riqueza total (RT) e Riqueza média (RM), Índice de diversidade de Shannon (H) (log com base 2) e Índice de Equabilidade de Pielou (U) das comunidades de fauna do solo nos seis fragmentos com tipos de uso no entorno distintos (intensivo x extensivo) na Bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu.

Tratamentos	Riqueza Total	Riqueza Média	Shannon	Pielou
UIS	22	11 a	1,6	0,34
UES	16	9 a	2,4	0,59

Com relação aos índices de Shannon e de Pielou, as áreas com UES apresentaram maiores valores 2,4 e 0,59 respectivamente, quando comparadas as áreas com UIS que apresentaram valores de 1,6 e 0,34 respectivamente.

Quando se observa de forma geral os dados obtidos (Tabela 3) percebe-se que ainda que nas áreas de UIS se tenha maior Riqueza Total (RT) e Média (RM) (22 e 11 respectivamente), quando comparadas as RT e RM das áreas com UES (16 e 9 respectivamente), os índices de diversidade de Shannon e de equabilidade de Pielou (1,6 e 0,34) foram mais baixos quando comparados aos das áreas com UES (2,4 e 0,59 respectivamente), este fato pode ser explicado pela distribuição não equitativa dos dados.

4-CONCLUSÃO

- Os fragmentos florestais submetidos à pressão de um uso mais intensivo na sua área de entorno apresentaram composição diferenciada de fauna do solo, apresentando principalmente espécies características de áreas mais impactadas tipo Acari e Formicidae.
- Os grupos de Acari, Formicidae, Collembola e Coleóptera mostraram-se ferramentas válidas para a utilização como bioindicadores, mostrando-se sensíveis às variáveis avaliadas neste estudo.
- Os resultados obtidos evidenciam a importância do manejo do entorno sobre a dinâmica dos remanescentes florestais em resposta às tensões ambientais, sendo fundamental a adoção de práticas produtivas compatíveis com a conservação.

5-REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

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.

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.

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

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

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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*, v.17 p.307-322. 2001.

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

Referências bibliográficas gerais

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.

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

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.

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

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 an Amazon pasture.** Biotropica, n.19, v.3, p:200-207. 1987.

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

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

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.

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.

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

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

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

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.

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

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.

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.

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.**

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.

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: SOBRAGE, 1997. p.276-282.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

MARSCHNER H. (1995) **Mineral Nutrition of Plants**, Ed 2. Academic Press, Boston.

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.

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.

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.

NABINGER, C. **Técnicas de melhoramento de pastagens naturais no Rio Grande do Sul.** In: SEMINÁRIO SOBRE

PASTAGENS: 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.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: UFV, 1999. 399 p.
- PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo**, Brasil,2002
- PASCHOAL, A. D. **A instabilidade dos ecossistemas agrícolas**. *Ciência Hoje*. V. 5, n. 28, jan-fev 1987.
- 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.
- 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.
- POTT, A. **O papel da pastagem na modificação da vegetação clímax**. In: FAVORETTO, V. E RODRIGUES, L.R.A. *Ecossistema de pastagens*. FCAVJ, Jaboticabal-SP, 1989.
- RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. *Biologia vegetal*. 5.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A., 1996. 728p.
- 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.
- SCARIOT, A., (2000). **Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments**. *Biotropica* 32:662-669
- 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.
- 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.; CURTI, 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.; HERNANDÉZ, 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.

SOCARRÁS, A., **La vida del suelo: un indicados de su fertilidad**, In: Agricultura orgânica. 4 (1) Abril. Cuba: Associación 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**. Americal Journal of Alternative Agriculture, London v. 7, n. 1/2, 1992.

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; **Fisiología vegetal**; Universitat Jaume I; 774p

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, Gurapuava/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.

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.

VALLADARES, LÍCIA DO PRADO . **Favelas et Mondialisation: www.rocinha.com. In: Colloque Mondialisation Economique et Gouvernement des Sociétés, 2000, Paris.** Analle sous forme de 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.

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.

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

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.