

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

TESE

**Indicadores da Restauração de Áreas Degradadas na
Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.**

Luiz Fernando Duarte de Moraes

2005



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

**INDICADORES DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS
NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.**

LUIZ FERNANDO DUARTE DE MORAES

Sob a Orientação do Professor

Avílio Antonio Franco

e Co-orientação dos Professores

Eduardo Francia Carneiro Campello e

Marcos Gervasio Pereira

Tese submetida como requisito
parcial para obtenção do grau de
Doutor em Ciências em
Agronomia, Área de Concentração
em Ciência do Solo

Seropédica, RJ
Agosto de 2005

631.64098 Moraes, Luiz Fernando Duarte de, 1963-
153 Indicadores da restauração de áreas
M827i degradadas na Reserva Biológica de Poço das
T Antas, RJ / Luiz Fernando Duarte de Moraes. -
2005.
111 f. : il.

Orientador: Avílio Antonio Franco.
Tese (doutorado) - Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Instituto de
Agronomia.
Bibliografia: f. 96-109.

1. Revegetação - Rio de Janeiro (Estado) -
Teses. 2. Degradação ambiental - Rio de
Janeiro (Estado) - Teses. 3. Solos -
Conservação - Rio de Janeiro (Estado) - Teses.
4. Biologia do solo - Teses. 5. Florestas -
Reprodução - Rio de Janeiro (Estado) - Teses.
I. Franco, Avílio Antonio, 1946-. II.
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
Instituto de Agricultura. III. Título.

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

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

LUIZ FERNANDO DUARTE DE MORAES

Tese submetida ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo, como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, em Agronomia, Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 24/08/2005.

Eduardo Francia Carneiro Campello. Dr. Embrapa Agrobiologia
Orientador

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ
Co-orientador

Eduardo Lima. Dr. UFRRJ

Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dr. Embrapa Agrobiologia

Vera Lex Engel. Dr. Unesp - Botucatu

À memória de meu pai,
DEDICO,
À minha mãe e à minha irmã,
OFEREÇO.

“No aeroporto o menino perguntou:
- E se o avião tropicar num passarinho?
O pai ficou torto e não respondeu.
O menino perguntou de novo:
- E se o avião tropicar num passarinho triste?
A mãe teve tonturas e pensou:
Será que os absurdos não são as maiores
virtudes da poesia?
Será que os despropósitos não são mais carregados de poesia
do que o bom senso?
Ao sair do sufoco o pai refletiu:
Com certeza, a liberdade e a poesia a gente aprende com as crianças.
E ficou sendo.”

Manoel de Barros

* * *

Para *Camila e Gabriela*,
pelos despropósitos,
e para *Helena*,
pela poesia.

AGRADECIMENTOS

Esse é decididamente um trabalho do qual se pode dizer que não teria sido possível realizar sem a colaboração de um número expressivo de pessoas e instituições. Para esses, gostaria de deixar algumas palavras de gratidão.

Ao Dr. Avílio Franco, que colocou à disposição desse trabalho toda sua experiência técnica, profissional e pessoal;

Ao Dr. Eduardo Campello, pelo acompanhamento do trabalho, pelas sugestões, correções e pelo profissionalismo com que tudo isso foi feito. E não poderia deixar de agradecer pela boa convivência nos tempos de vizinhos;

Ao amigo Sérgio Miana, que abriu os caminhos para que esse trabalho fosse realizado, e responsável por essa decisiva oportunidade profissional em minha vida;

Ao Dr. Marcos Gervásio, pela freqüente colaboração e pelas dicas práticas;

Ao Dr. Eduardo Lima, pelo muito de apoio e amizade, inestimáveis (com saudações tricolores e quinzistas);

Ao Adilson, Antonio, Cíntia e Jerônimo (recém-chegado), a quem devo tanta gratidão quanto amizade. Essa equipe foi ESSENCIAL;

Aos amigos do Programa Mata Atlântica, pela convivência e colaboração;

À Tânia e à Rejan, pelo irrestrito apoio, em momentos diferentes, que efetivamente viabilizou esse trabalho;

À Coordenação do Programa Mata Atlântica, pelo apoio logístico e acesso aos bancos de dados, indispensáveis;

Ao pessoal do laboratório de solos da Embrapa-Agrobiologia, Selmo, Altiberto, Roberto e Flávio, pelas análises realizadas e pela orientação na análise de biomassa microbiana;

Ao Anselmo, do laboratório de fertilidade do Depto. de Solos/UFRRJ pela determinação da textura;

Ao grupo de fauna do solo da Embrapa-Agrobiologia, Beth, Adriana, Luís e Khalil, pela orientação e colaboração fundamentais, sempre com extrema simpatia;

Ao pós-graduando Rafael Marques Nogueira, pela ajuda especial na análise estatística com fauna de solo;

Ao Dr. José Paulo Sousa, da Universidade de Coimbra, pela valiosa contribuição na análise estatística multivariada;

Ao Nelson Cordeiro, pela essencial orientação na biomassa, e pela grande disposição em colaborar;

Aos Lucianos, Toledo e Reis, grandes companheiros, por compartilharem tempo, conhecimento e amizade;

Ao grande amigo Zique, pela permanente disposição em colaborar;

Aos graduandos em Agronomia/Rural, Adriana Martinho e Arcângelo Lóss, sem os quais alguns resultados dessa tese não teriam sido obtidos com a mesma qualidade;

Aos meus amigos da Reserva de Poço das Antas/Ibama, pelo apoio ilimitado de todas as horas;

Aos meus amigos do Cetas, em especial Andréia, Carlos e Rodrigo, pela compreensão e pelo apoio;

Ao Márcio e ao Gustavo, do laboratório de geoprocessamento da Associação Mico-Leão-Dourado, pela elaboração das excelentes imagens aéreas da Reserva;

Ao Professor Nelson Mazur, que me mostrou que formatar uma tese não é caso para desespero;

À Embrapa-Agrobiologia, por ter possibilitado o acesso aos seus técnicos, laboratórios, biblioteca e demais dependências, onde sempre fui atendido com muito profissionalismo;

Ao conselho-gestor do Ibama e à coordenação-geral de recursos humanos do Ibama-DF, que possibilitaram a conclusão desse trabalho;

Ao Edson Bedim e à Márcia Moreira, responsáveis pela gerência-executiva do Ibama-RJ, e a toda sua equipe, pelo apoio à conclusão desse trabalho;

À Petrobras e à Fundação Botânica Margaret Mee, pelo apoio financeiro e logístico à execução desse trabalho;

Ao pessoal da Secretaria do CPGA – Ciência do Solo, Nilson, Luciene, Roberto e Marquinhos, e à professora Lucia, coordenadora, pelo apoio e orientação;

Agradeço aos professores e colegas da pós, pelo convívio e aprendizado;

Finalmente, às minhas Helena, sempre atentando para os detalhes importantes, e Camila e Gabi, sempre pacientes e carinhosas;

Se depois dessa longa lista eu deixei de citar alguém, peço que se sintam agradecidos, e creditem isso aos dois problemas que o avanço da idade traz: um é a perda da memória, e o outro...não lembro!

RESUMO GERAL

MORAES, Luiz Fernando Duarte de. **Indicadores da restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ**. Seropédica: UFRRJ, 2005. 111p. (Tese, Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo).

Plantios mistos de espécies arbóreas nativas têm sido utilizados para a restauração de florestas na Mata Atlântica que foram convertidas em pastagens. O uso de parâmetros ecológicos como indicadores teve o objetivo de avaliar a restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. Esse estudo envolveu áreas de floresta madura, plantios mistos de espécies arbóreas nativas com 8 anos de vida e pastagens abandonadas nas várzeas e morrotes da Reserva. Foram avaliados o pH do solo, os teores de Al, Ca, Mg, P, K, C e N do solo, para as profundidades de 0-2,5cm; 2-5-7,5cm; e 7,5-20cm. Os plantios da várzea apresentaram teores de Ca, Mg, K, C e matéria orgânica do solo (MOS) superiores aos dos outros tratamentos, indicando o rápido estabelecimento de altas taxas de ciclagem de nutrientes e alta taxa de atividade biológica. A estabilidade do solo foi alta para todos os tratamentos, que apresentaram relação C:N abaixo de 12:1. Para estimar a forma como a MOS está armazenada foi feito o seu fracionamento químico, que apontou maior produção de ácidos fúlvicos (AF) e húmicos (AH), e huminas (HU) no plantio de várzea, para as três profundidades de solo citadas. O plantio no morrote apresentou maiores valores da relação (AF+AH)/HU, o que sugere uma menor estabilidade nesse tratamento. Pelo método de fumigação-extração foram estimados também, somente na camada de 0-2,5cm, os estoques de C e N na biomassa microbiana do solo (BMS), bem como a taxa de respiração no solo. Não houve diferença significativa entre os tratamentos para BMS-C e BMS-N, mas valores mais altos do quociente metabólico (qCO_2 , que mede a eficiência na utilização de C pela BMS) e da relação BMS-C:BMS-N para o plantio de morrote reforça a hipótese desse tratamento ter uma menor estabilidade que o plantio da várzea. A análise da estrutura da fauna de solo, que avaliou a atividade de grupos com o uso de armadilhas do tipo *pitfall*, mostrou que a riqueza média de grupos no plantio da várzea se assemelhou à das áreas de floresta, enquanto a do plantio do morrote foi similar à das pastagens. Para se avaliar mecanismos relacionados à regeneração natural da floresta, foram avaliados a chuva de sementes e o banco de sementes do solo. O plantio de várzea foi o tratamento com maior número de plântulas (381) e espécies (25) no ensaio de banco de sementes, e o plantio do morrote foi o tratamento com maior número de propágulos, com maioria de *Gochnatia polymorpha*. A análise multivariada dos resultados sugere que os parâmetros relacionados à matéria orgânica do solo são maiores para as áreas de várzea, e que as técnicas de restauração sejam diferentes entre áreas de morrote e de várzea. A instalação de corredores de vegetação que restabeleçam a conectividade entre os fragmentos florestais da região pode aumentar participação de espécies arbóreas nos processos de dispersão.

Palavras chave: Restauração ecológica, biologia do solo, mecanismos de regeneração, indicadores ecológicos.

GENERAL ABSTRACT

MORAES, Luiz Fernando Duarte. **Ecological indicators for the restoration of degraded areas in the Poço das Antas Biological Reserve, Rio de Janeiro State.** Seropédica: UFRRJ, 2005. 111 p. (Thesis, Doctor Science in Agronomy, Soil Science).

Mixed plantations of indigenous tree species have been widely used in the restoration of degraded Atlantic forests which had been converted to pastures. This study used ecological indicators to evaluate the status of restoration in mixed plantations at the Poço das Antas Biological Reserve, Southeastern Brazil. Study sites involved mature forests (F), 8-year-old mixed plantations of indigenous tree species (P), and abandoned pastures (G), at both the flooding areas (V) and the sloping (M) of the Reserve. Soil analysis were collected at the layers 0-2.5cm; 2.5-7.5cm; and 7.5-20cm to evaluate soil pH, and the contents of Al, Ca, Mg, P, K, C and N. The PV treatment showed higher values for soil Ca, Mg, K, C and soil organic matter (SOM), indicating high cycling rates and biological activity. Soil stability was found to be high in all treatments, since C:N ratio was lower than 12:1. Organic matter fragmentation showed a higher amount of fulvic acids (FA), humic acids (HA) and humins (HU) in the PV treatment, for the three soil layers. The plantation on the hillside (PM) had the highest values of (FA+HA)/HU ratio, suggesting a lower stability condition. The extraction-fumigation method was used to estimate C and N contents in the soil microbial biomass (MB), as well as the soil respiration rate, only for the 0-2.5cm layer. There was no difference in C-MB (C_{micr.}) and N-BM (N_{micr.}) values among the treatments, but both metabolic quotient (qCO₂) and C_{micr.}:N_{micr.} ratio was higher for the PM, which may suggest a less stable site than those on the flooding areas. The structure of edaphic fauna indicated higher fauna density in the flooding area Forest (FV), but PV showed an average group richness similar to those of Forest sites, despite PM groups richness was similar to those of pastures. In order to evaluate forest regeneration mechanisms, soil seed bank and seed rain were monitored. The PV treatment showed more seedlings (381) and more species (25) emerging from the soil samples, and the hillside plantation (PM) trapped the highest amount of seeds, mostly from *Gochnatia polymorpha*, a typical pioneer tree species. Results suggest that restoration techniques to be adopted must be specific for either the sloping sites or the flooding areas. The establishment of Forest connectivity may enhance the participation of tree species in seeds and fruits dispersal events.

Key words: Ecological restoration, soil biology, seeds dispersal, ecological indicators.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL	3
2.1 Degradação do Ecossistema.....	3
2.2 Restauração Ecológica.....	10
2.3 Indicadores Ecológicos.....	16
3. CAPÍTULO I FERTILIDADE E DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.....	20
3.1 Resumo.....	21
3.2 Abstract	22
3.3 INTRODUÇÃO	23
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	26
3.4.1 Área de estudo.....	26
3.4.2 Áreas experimentais.....	30
3.4.3 Análises Laboratoriais	35
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
3.5.1 Fertilidade do Solo.....	36
3.5.2 Matéria Orgânica do Solo	39
3.6 CONCLUSÕES	45
4. CAPÍTULO II BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANA NO SOLO EM ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO, NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.....	46
4.1 Resumo.....	47
4.2 Abstract	48
4.3 INTRODUÇÃO	49
4.4 MATERIAL E MÉTODOS	50
4.4.1 Área de estudo.....	50
4.4.2 Análise da biomassa microbiana.....	50
4.4.3 Análise da atividade microbiana.....	50
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
4.6 CONCLUSÕES	56
5. CAPÍTULO III ESTRUTURA DA FAUNA EDÁFICA EM ÁREAS SOB RESTAURAÇÃO NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.....	57
5.1 Resumo.....	58
5.2 Abstract	59
5.3 INTRODUÇÃO	60
5.4 MATERIAL E MÉTODOS	61
5.4.1 Área de estudo.....	61
5.4.2 Avaliação da fauna edáfica.....	61
5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
5.6 CONCLUSÕES	69
6. CAPÍTULO IV MECANISMOS DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS SOB RESTAURAÇÃO NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.....	70
6.1 Resumo.....	71
6.2 Abstract	72
6.3 INTRODUÇÃO	73
6.4 MATERIAL E MÉTODOS	74
6.4.1 Área de estudo.....	74
6.4.2 Banco de sementes.....	74
6.4.3 Chuva de sementes	76
6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
6.5.1 Banco de Sementes.....	77

6.5.2	Chuva de sementes	80
6.6	CONCLUSÕES PRELIMINARES	84
7.	CAPÍTULO V	
	INDICADORES DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS	
	DEGRADADAS NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS.....	86
7.1	Resumo.....	87
7.2	Abstract	88
7.3	INTRODUÇÃO	89
7.4	MATERIAL E MÉTODOS	89
7.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	90
7.6	CONCLUSÕES	92
8.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	94
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Esquema sugerindo estágios “limite” no processo de degradação, um relativo a interações bióticas e outro a limitações físicas. (Hobbs & Harris, 2001). _____ 4
- Figura 2.** Hipóteses sobre o papel funcional da diversidade de espécies dentro de comunidades ecológicas. Legenda: a) diversidade-estabilidade; b) rebite; c) redundância; d) idiosincrasia. (Johnson et al., 1996). _____ 7
- Figura 3.** Relações recíprocas entre biodiversidade (composição e riqueza de espécies), produtividade (taxa de produção de biomassa) e estabilidade (constância temporal) dentro de uma comunidade local (área branca). Setas pontilhadas indicam relações hipotéticas. Os efeitos dos processos regionais, como taxa de perturbação, ofertas de recursos e propágulos de uma fonte próxima são também mostrados (área cinza). (Fonte: Worm & Duffy, 2003). _____ 9
- Figura 4.** Esquema mostrando evolução dos ecossistemas de acordo com cada conceito e seus objetivos (simplificado de Engel & Parrotta, 2003). _____ 12
- Figura 5.** Mapa de localização da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ, destacada no mapa acima pelo círculo com linha pontilhada.. _____ 27
- Figura 6.** Dados de clima coletados na Reserva Biológica de Poço das Antas entre os anos 2002 e 2004, apresentados por trimestre (Programa Mata Atlântica/JBRJ). _ 28
- Figura 7.** Imagem da Reserva Biológica de Poço das Antas com uma vista que inclui um morrote baixo (MB) e várzea externa (VE). _____ 29
- Figura 8.** Mapa de vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, elaborado por pesquisadores do Programa Mata Atlântica/JBRJ. _____ 30
- Figura 9.** Imagem de satélite da Rebio Poço das Antas com a localização das áreas de estudo. _____ 31
- Figura 10.** Vista geral dos tratamentos de (a) floresta em morrote (FM) e de (b) floresta em várzea (FV). _____ 32
- Figura 11.** Vista geral dos tratamentos de (a) plantio em morrote (PM) e de (b) plantio em várzea (PV). _____ 32
- Figura 12.** Modelo sucessional de plantio de espécies arbóreas nativas, adotado na Reserva de Poço das Antas, indicando esquema para a distribuição das mudas no campo. Legenda: P = espécies pioneiras; I = espécies secundárias iniciais; T = espécies secundárias tardias; C = espécies clímaxes. _____ 33
- Figura 13.** Vista geral dos tratamentos de (a) pastagem em morrote (GM), a partir do terço inferior da encosta, e de (b) pastagem em várzea (GV). _____ 35
- Figura 14.** Representação da formação e principais frações das substâncias húmicas no solo (Moreira & Siqueira, 2002). _____ 25
- Figura 15.** Distribuição de MOS (%) nos primeiros 20 cm de solo em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em situações de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas. 41
- Figura 16.** Distribuição das formas de ácidos orgânicos (%) em solos na Reserva de Poço das Antas, nos sistemas Floresta Madura (F), Plantios de Espécies Arbóreas

- Nativas (P) e Pastagens Abandonadas (G), para as situações de várzea (V) e morrote (M). _____ 42
- Figura 17.** Distribuição quantitativa de substâncias húmicas nos primeiros 20cm do solo nos sistemas floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens (G) abandonadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, para as situações de morrote (M) e várzea (V). Legenda: HU = huminas; AH = ácidos húmicos; AF = ácidos fúlvico. _____ 43
- Figura 18.** Relação entre Ácidos Húmicos (AH) e Ácidos Fúlvicos (AF) nos sistemas floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G) na Reserva Biológica de Poço das Antas, para as situações de morrote (M) e várzea (V). _____ 44
- Figura 19.** Correlação entre teores de Al no solo e atividade microbiana do solo (taxa de respiração), em solos sob floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagens abandonadas, em situações várzea e morrote na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____ 53
- Figura 20.** Proporção entre os teores de C e N da biomassa microbiana em relação aos teores de C orgânico e N total do solo, respectivamente, para os tratamentos de floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G) na Reserva de Poço das Antas, para as situações de várzea (V) e morrote (M). _____ 55
- Figura 21.** Esquema ilustrando a distribuição das armadilhas (*pitfalls*) nos plantios, reproduzido também nos outros sistemas, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. Legenda: ⊕ = muda plantada. _____ 61
- Figura 22.** Índices de diversidade de Shannon (H') para grupos taxonômicos de fauna edáfica em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____ 64
- Figura 23.** Riqueza média de grupos taxonômicos de fauna edáfica em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____ 65
- Figura 24.** Composição pelos oito principais grupos da fauna do solo em áreas sob floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), em situações de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____ 66
- Figura 25.** Agrupamento dos tratamentos de acordo com as atividades dos oito grupos mais significativos, (a) excluindo Collembola, e (b) incluindo Collembola, para áreas de floresta madura (F), plantio misto de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), nas situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.. _____ 67
- Figura 26.** Distribuição de grupos de fauna edáfica, de acordo com o grau de inibição/estimulação por plantios de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em áreas de várzea (V) e morrote (M), na Reserva de Poço das Antas, RJ. (legenda: ver **Tabela 13**) _____ 68
- Figura 27.** Coleta de solo para estudo de banco de sementes (a) e solo acondicionado e detalhe de bandeja com solo com a identificação da amostra (b), disposta em

- bancada (c), em viveiro na Reserva de Poço das Antas, RJ. Plântulas foram transplantadas para saquinhos com substrato (d) para auxiliar na identificação da espécie. _____ 75
- Figura 28.** Esquema de distribuição dos pontos onde foram instalados os coletores (chuva de sementes) e coletadas amostras de solo (banco de sementes) em plantio de espécies arbóreas nativas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____ 76
- Figura 29.** Coletor para chuva de sementes instalado em área de pastagem abandonada em morrote (GM), na Reserva de Poço das Antas. _____ 77
- Figura 30.** Quantidade de sementes germinadas em amostras de solo coletadas em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), para as situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____ 78
- Figura 31.** Quantidade de morfo-espécies de plântulas germinadas em amostras de solo coletadas em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), para as situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____ 78
- Figura 32.** Densidade de plântulas germinadas em ensaio com banco de sementes do solo, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ, para as áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada. Legenda: V = várzea e M = morrote. _____ 80
- Figura 33.** Quantidade de propágulos coletados em ensaio com chuva de sementes em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), em situações de morrote (M) e de várzea (V), na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____ 81
- Figura 34.** Condições do entorno das áreas de estudo PV e GV na Reserva de Poço das Antas, RJ. O fragmento florestal mais próximo de PV, representado pela cor verde-escura, é outro plantio de espécies arbóreas nativas, de mesma idade. _____ 82
- Figura 35.** Condições do entorno da áreas de estudo FV, na Reserva de Poço das Antas, RJ. A área de floresta é representada pela cor verde-escura. _____ 83
- Figura 36.** Contribuição percentual das espécies, classificadas por hábito, nos propágulos coletados em ensaio com chuva de sementes em áreas de floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), em situação de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas. Legenda: AV = árvore; AB = arbusto; HB = herbácea. _____ 84
- Figura 37.** Discriminação de tratamentos de acordo com parâmetros físico-químicos, microbianos e de fauna do solo, em áreas de floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em áreas de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas. _____ 91
- Figura 38.** Índices de similaridade de Bray-Curtis para os tratamentos de floresta madura (F), plantio misto de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), nas situações de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. As barras escuras representam o sistema referência em cada situação, e letras minúsculas semelhantes acompanhando os índices significam que não há diferença estatística entre os valores, dentro de cada situação. _____ 92

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Definições de estabilidade _____	5
Tabela 2. Termos usados na recomposição de áreas degradadas. _____	10
Tabela 3. Ações propostas para a restauração de áreas degradadas, com diferentes níveis de intervenção. _____	13
Tabela 4. Exemplos de componentes e indicadores de integridade ecológica _____	17
Tabela 5. Espécies utilizadas em plantios experimentais na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, Rio de Janeiro, com os respectivos tipos de dispersão de frutos e grupos ecológicos a que pertencem. Legenda: GE = grupo ecológico; P = pioneira; I = secundária inicial; T = secundária tardia; C = clímax. _____	34
Tabela 6. Caracterização química das amostras coletadas em áreas sob floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, nas situações de várzea e morrote, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____	38
Tabela 7. Teores de C, N e Matéria Orgânica no solo para três sistemas – floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada – localizados em várzea e morrote na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____	39
Tabela 8. Fracionamento químico da MOS em solos sob floresta madura (Floresta), plantios de espécies arbóreas nativas (Plantio) e pastagens abandonadas (Pastagem), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____	42
Tabela 9. Relações entre formas mais e menos estabilizadas de substâncias húmicas em solos sob floresta madura (Floresta), plantio misto de espécies arbóreas nativas (Plantio) e pastagens abandonadas (Pastagem), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____	44
Tabela 10. Estoque de C (Cmic) e N (Nmic) na BMS , e atividade microbiana (AMS), para solos sob floresta madura (Floresta), plantio de espécies arbóreas nativas (Plantio) e pastagem abandonada (Pastagem), em situações de várzea e morrote, na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____	51
Tabela 11. Quociente metabólico e relação Cmicrobiano:Nmicrobiano para os sistemas de floresta madura (Floresta), plantio misto de espécies arbóreas nativas (Plantio) e pastagem abandonada (Pastagem) na Reserva Biológica de Poço das Antas, para as situações de várzea (V) e morrote (M). _____	54
Tabela 12. Dados de atividade (com respectivo erro padrão), riqueza e equidade de grupos em áreas com diferentes estágios sucessionais na Reserva de Poço das Antas, RJ. _____	62
Tabela 13. Categorias de impacto nos grupos de fauna de solo de acordo com o manejo (modificado de Wardle, 1995). _____	68
Tabela 14. Número médio de indivíduos e de espécies de plântulas germinando em ensaio de banco de sementes na Reserva Biológica de Poço das Antas, para áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, nas situações de várzea e morrote. _____	79
Tabela 15. Quantidade média de propágulos e espécies coletados mensalmente no período de março a junho de 2005 em áreas de floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), nas situações de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____	81
Tabela 16. Número de (morfo)-espécies vegetais distribuídas por hábito de vida, em ensaio com chuva de sementes em áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, em situação de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____	82

- Tabela 17.** Tabela com os valores da análise em componente principais (PCA), realizada para discriminar os tratamentos de floresta madura (F), plantio misto de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), nas áreas de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____ 90
- Tabela 18.** Caracterização química das amostras coletadas em áreas sob floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, nas situações de várzea e morrote, para as profundidades de 0-2,5 cm, 2,5-7,5 cm e 7,5-20 cm na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. _____ 111

1. INTRODUÇÃO GERAL

O bioma Mata Atlântica, com sua alta biodiversidade entre as mais ameaçadas do mundo (Myers et al., 2000), tem a sua degradação diretamente relacionada com o processo de ocupação de nosso país pelos colonizadores europeus (Dean, 1996).

A ação antrópica mais devastadora para as florestas atlânticas se caracterizou pelo processo de fragmentação, onde áreas florestais foram convertidas em áreas urbanas, industriais e agrícolas. Seguindo um padrão observado para os trópicos, extensas áreas hoje são cobertas por pastagens, em sua maioria manejadas inadequadamente, ou mesmo abandonadas, significando uma drástica redução na fertilidade do solo (Aide et al., 1996). Em muitos casos, só a intervenção humana consegue converter essas pastagens novamente em florestas (Florentine & Westbrooke, 2004). O restabelecimento de florestas nativas nessas áreas requer, portanto, a aplicação simultânea de princípios ecológicos e práticas silviculturais sustentáveis (Knowles & Parrotta, 1995).

Para o estado do Rio de Janeiro há o registro de cerca de 17% de remanescentes do bioma Mata Atlântica, localizados nas regiões sul (a partir de Paraty, passando por Angra dos Reis, Mangaratiba e indo até Rio Claro) e serrana, basicamente em áreas protegidas, como a Reserva Biológica de Tinguá, o Parque Estadual do Desengano e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (Fundação SOS Mata Atlântica, INPE e ISA, 2000).

As florestas ombrófilas densas aluviais e submontanas, dispostas ao longo da costa fluminense, foram igualmente submetidas a um severo processo de fragmentação, sendo que os poucos remanescentes desse ecossistema são verdadeiras ilhas de floresta circundadas por extensas pastagens, o que dificulta e mesmo impede sua expansão. Trabalhos de foto-interpretação indicam que quase metade da área do estado é coberta por pastagens (Fundação CIDE, 2001). A conversão histórica das florestas em pastagens no Estado está relacionada com a crescente escassez de pastagens no século XVIII, período no qual as florestas eram queimadas para o plantio de espécies africanas de capim, como o colônio (*Panicum maximum* Jacq.) e o gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), cujas sementes foram possivelmente trazidas nas camas de palhas dos navios negreiros (Dean, 1996).

A Reserva Biológica de Poço das Antas é um dos exemplos mais ilustrativos dessa situação. Criada em 1974 para proteger populações selvagens de mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia* L.), a Reserva tem cerca de 40% de sua área cobertos por vegetação graminóide, em sua maioria originada de pastagens abandonadas, formadas em grande parte por gramíneas exóticas. As gramíneas exóticas são competidoras bastante eficientes e agressivas em relação às espécies nativas, e sua presença em larga escala facilita a ocorrência de incêndios e dificulta a regeneração da floresta (D'Antonio & Vitousek, 1992).

Os remanescentes de floresta ombrófila, em diversos estágios sucessionais, não têm sido suficientes, por sua vez, para garantir a regeneração nas áreas cobertas por gramíneas e o aumento da área florestada da Reserva. Esse cenário estimulou pesquisadores a investigarem vários aspectos relacionados à dinâmica do processo de sucessão secundária na unidade, a fim de subsidiar propostas para a conservação desses remanescentes (Guedes-Bruni, 1998). A principal ação conservacionista subsidiada por esses estudos foi a

instalação de plantios experimentais de espécies arbóreas nativas, em modelos consorciados, cujos resultados já foram parcialmente apresentados (Moraes et al., 2002; Moraes & Pereira, 2003).

Um dos principais fatores que interferem na sucessão secundária após a fase de colonização inicial (chegada de propágulos e desenvolvimento de plântulas) é a ciclagem de nutrientes, cujo processo está intimamente ligado à dinâmica da matéria orgânica do solo. A queda de árvores que provoca a formação de clareiras representa um aporte massivo de materiais degradáveis, que pode aumentar a disponibilidade de nutrientes durante o processo de decomposição do material orgânico adicionado ao solo (Martinez-Ramos, 1985).

A ciclagem de nutrientes, principal mecanismo de sustentação das florestas tropicais, sobre solos bastante intemperizados, é uma função do ecossistema utilizada como indicador ecológico, como medida da estabilidade (Mitchell et al., 2000). A vegetação, matéria-prima do C do solo, tem importância quantitativa e qualitativa na dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS), por ter grande influência sobre os organismos agentes de sua decomposição (Moreira & Siqueira, 2002). No Capítulo I, portanto, são discutidos aspectos relacionados à fertilidade do solo e à dinâmica da MOS.

O Capítulo II apresenta uma estimativa dos estoques de C e N na biomassa microbiana do solo, bem como da atividade microbiana (taxa de respiração). A degradação ambiental causa também impactos na comunidade de microrganismos do solo, que realizam atividades imprescindíveis para a manutenção e sobrevivência de comunidades vegetais e animais do ecossistema (Moreira & Siqueira, 2002). A temperatura e a umidade do ar afetam a diversidade microbiana no solo, lembrando que o relevo também está bastante associado com a umidade.

Outros organismos do solo são bastante sensíveis a práticas de manejo e ao clima, estando positivamente correlacionados com funções do solo e do ecossistema, como a decomposição da matéria orgânica, a produção de húmus e a ciclagem de nutrientes e energia (Doran & Zeiss, 2000; Moreira & Siqueira, 2002). Dessa forma, no Capítulo III há uma abordagem da estrutura da comunidade da fauna do solo nas áreas de estudo.

Além do monitoramento do desenvolvimento das mudas plantadas, Parrotta et al. (1997) recomendam investigações sobre os efeitos dos plantios nos aspectos que influenciam o recrutamento de espécies florestais nativas, como a chuva de sementes e o conseqüente enriquecimento do banco de sementes do solo. Assim, no Capítulo IV são apresentados resultados sobre a chuva de sementes e o banco de sementes do solo.

Finalmente, o Capítulo V apresenta uma análise simultânea de todos os parâmetros ambientais. O uso de técnicas de análise estatística multivariada possibilita a discriminação dos tratamentos de acordo com os parâmetros, podendo assim auxiliar na seleção de indicadores ecológicos.

Assim, partindo da hipótese de que plantios mistos de espécies arbóreas nativas podem promover a restauração de mecanismos ecológicos em áreas degradadas, esse trabalho objetiva identificar parâmetros ambientais que possam funcionar como indicadores de um processo de restauração. O estudo envolveu a avaliação de áreas com três níveis básicos de diversidade vegetal (sistemas): floresta madura; plantio misto de espécies arbóreas nativas; e pastagens abandonadas, em áreas (situações) de várzea e morrote, na Reserva Biológica de Poço das Antas.

2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL

O planejamento de ações para a restauração ecológica tem como primeiro passo a realização de um diagnóstico detalhado para verificar qual o grau de degradação do sítio, para possibilitar a definição exata do objetivo do projeto (restabelecer funções, recuperar estrutura ou processos ecológicos). Ainda na fase de planejamento, é fundamental estabelecer com antecedência quais os parâmetros que serão utilizados para monitorar o sucesso ou não da restauração. Assim, a restauração requer a identificação correta e precisa de conceitos relacionados à dinâmica do ecossistema degradado e ao histórico de uso do solo.

2.1 DEGRADAÇÃO DO ECOSISTEMA

O termo degradação ambiental se refere à redução temporária ou permanente da capacidade produtiva de um sítio como resultado de ação antrópica (FAO, 2000), e pode também expressar perdas na estrutura, produtividade e diversidade de espécies nos ecossistemas (Lamb & Gilmour, 2003). A degradação não implica, entretanto, em desmatamento, ou seja, uma área degradada pode conter árvores, mas perdeu sua integridade ecológica, que pode ser descrita como a capacidade do ecossistema de sustentar e manter uma comunidade em equilíbrio, e inclui questões como saúde do ecossistema, biodiversidade e estabilidade (Andreasen et al., 2001). A degradação seria, preferencialmente, uma interferência nessa integridade. Mais especificamente, a degradação da qualidade do solo pode resultar da crescente quebra de macro-agregados, de reduções na comunidade microbiana e na perda de matéria orgânica, causadas por queimadas, desmatamento, preparo do solo e erosão intensa (Islam e Weill, 2000).

A degradação já atingiu níveis de irreversibilidade em extensas áreas do planeta, algo como 21% das áreas agriculturáveis (FAO, 2000). Esses dados são resultados do Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD), realizado pela FAO na década de 1990, que não conseguiu, entretanto, qualificar o tipo ou grau de degradação, se havia processo erosivo em curso, ou queda nos conteúdos de nutrientes, por exemplo. Por outro lado, os dados apresentados pelo GLASOD permitem estimar que a recuperação dessas áreas degradadas através de revegetação, e a despeito do seu alto custo, poderia significar um aumento nos teores de carbono do solo da ordem de 30 a 50 ton.ha⁻¹. Estimativas indicam que o carbono do solo pode acumular a taxas de 1,30 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ durante os primeiros 20 anos de um reflorestamento nos trópicos úmidos (Silver et al., 2000).

A degradação dos ecossistemas passa por vários estágios, onde o controle da recuperação desse ecossistema está sob a função de interações bióticas e limitações físicas (**Figura 1**), e, dependendo de qual limite for ultrapassado, ações específicas de caráter técnico serão necessárias (Hobbs & Harris, 2001).

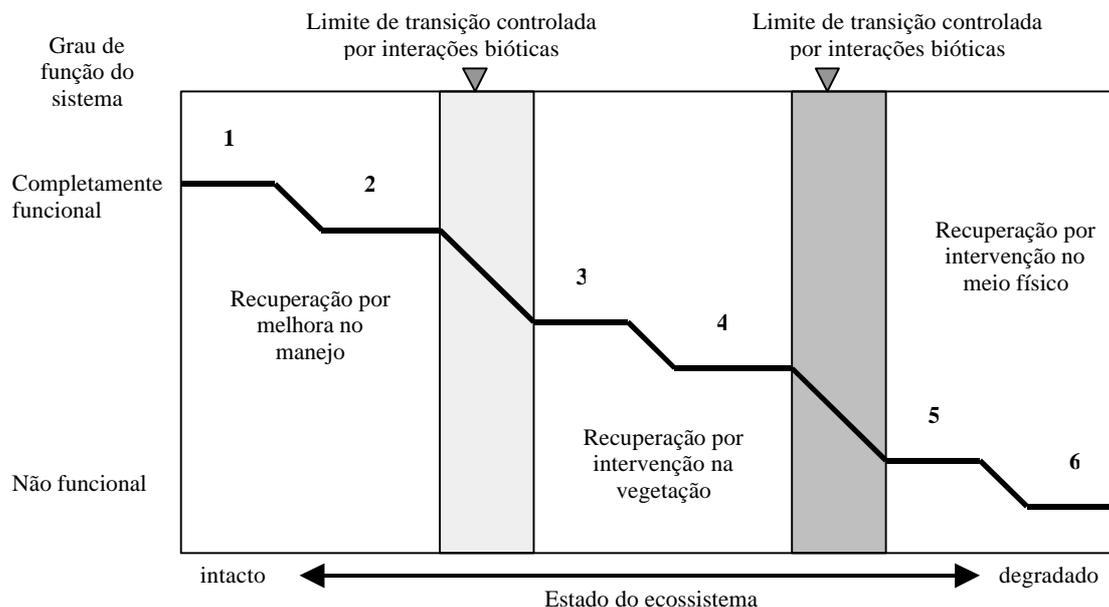


Figura 1. Esquema sugerindo estágios “limite” no processo de degradação, um relativo a interações bióticas e outro a limitações físicas. (Hobbs & Harris, 2001).

Se o ecossistema estiver degradado devido principalmente a razões bióticas (estágios 1 e 2, na **Figura 1**), como a presença de espécies invasoras, os esforços de restauração devem se concentrar no manejo desse componente biótico que atua como agente de degradação; em estágios intermediários de degradação (estágios 3 e 4), onde houve mudanças no componente abiótico, as ações vão requerer interferências na retirada do agente degradador e reparos no ambiente físico e/ou químico; finalmente, nas situações mais extremas (5 e 6), há a necessidade de resolver primeiro as questões abióticas, como a recuperação da fertilidade do solo.

O foco do presente estudo é a degradação em ecossistemas florestais. A FAO (Food and Agriculture Organisation, da ONU) define degradação florestal como alterações que afetam a estrutura e a função das florestas, diminuindo sua capacidade de suprir produtos ou serviços (Lamb & Gilmour, 2003). A degradação de ecossistemas florestais pode ser atribuída a vários fatores naturais e antrópicos, como eventos climáticos extremos, estresses bióticos, seleção de espécies arbóreas, histórico do uso do solo e acidificação do solo (Hüttl & Schneider, 1998).

Na perspectiva dos ecossistemas, a degradação pode ser caracterizada pela perda de sua estabilidade (Engel & Parrotta, 2003). A estabilidade e a capacidade do ecossistema em responder a perturbações são de crucial importância para o manejo conservacionista, em particular nas ações de restauração de ecossistemas degradados.

Entre os conceitos relacionados à estabilidade (**Tabela 1**) estão a resistência a perturbações, a resiliência (tempo de retorno após o distúrbio) e a variabilidade (grau de estabilidade temporal) (Pimm, 1984; Tilman, 1999; McCann, 2000). Variações na densidade de plantas ao longo de uma seqüência temporal, expressas pelo coeficiente de variação (CV), ilustram um exemplo de variabilidade expressando estabilidade: menores valores de CV indicam maior estabilidade.

A maioria dos estudos de resiliência parte da premissa de que ecossistemas estáveis retornam a uma condição de equilíbrio após um distúrbio: ecossistemas com alta resistência a perturbações e alta resiliência são, portanto mais estáveis e potencialmente mais fáceis de serem restaurados (Mitchell et al., 2000).

O conceito de estabilidade para os ecossistemas, entretanto, não é unânime. Por ser dinâmico, o ecossistema pode não ser considerado rigorosamente estável ou em equilíbrio; além disso, o seu entorno é um ambiente em constante alteração. A estabilidade do ecossistema depende, portanto, da escala adotada, e escalas humanas espaciais e temporais influenciam fortemente o que entendemos como estável (Mitchell et al., 2000).

Alguns ecossistemas podem ter mais de um equilíbrio estável, e podem se “mover” entre eles após distúrbios ou em um processo de degradação (Gunderson, 2000). A presença de estágios estáveis múltiplos e a transição entre eles já foram descritas em vários ecossistemas. Em estudo realizado em zonas áridas da China verificou-se que, em uma vegetação de transição entre deserto e oásis, as taxas de evapotranspiração apareciam em estado de multi-equilíbrio durante períodos de baixa umidade relativa do ar, isto é, a evapotranspiração da cobertura vegetal na zona de transição ora assumia valores de oásis e ora de deserto (Xiaoling & Jiping, 2003). O mais importante é verificar a manutenção das funções do ecossistema, independentemente do estágio de equilíbrio atingido.

Tabela 1. Definições de estabilidade

Termo	Definição
Estabilidade do equilíbrio	Medida discreta que considera um sistema estável se ele retorna ao seu equilíbrio após uma pequena perturbação.
Resiliência do equilíbrio	Assume que a estabilidade do sistema aumenta à medida que o tempo necessário para o retorno ao equilíbrio diminui após um distúrbio.
Resistência	Uma medida do grau para o qual uma variável muda após um distúrbio. Frequentemente usada como uma medida discreta que estima a capacidade da comunidade em resistir à invasão (se uma espécie invasora falha, a comunidade resiste à invasão).
Variabilidade	A variância nas densidades populacionais ao longo do tempo, geralmente expressa como coeficiente de variação.

Fonte: Modificado de McCann (2000).

O conceito de resiliência apresentado acima, com o ecossistema retornando a uma determinada condição de equilíbrio, é também denominado resiliência de engenharia; a possibilidade da existência de múltiplos estágios de estabilidade estaria mais adequada a um conceito de resiliência ecológica (Peterson et al., 1998; Gunderson, 2000).

A estabilidade em um sistema edáfico é um fator-chave que influencia propriedades e processos do ecossistema (Orwin & Wardle, 2004). Se uma função biológica em um sistema edáfico permanece estável frente a perturbações, temos a estabilidade funcional, que se diferencia da estabilidade química ou física (Griffiths et al., 2001).

Intensas deteriorações nos processos dos ecossistemas ocorrem com o declínio da diversidade de organismos (McGrady-Steede, 1997), o que pode induzir à conclusão

simples de que a perda da diversidade necessariamente implica na perda de estabilidade. A estabilidade funcional diminuiu em solos onde a biodiversidade foi reduzida experimentalmente (Griffiths et al., 2001).

A diversidade de espécies, por abrigar mecanismos ecológicos variados, pode sim aumentar a estabilidade do ecossistema, conferindo-lhe capacidade de reação a distúrbios (McCann, 2000). Justamente por isso, em caso de extinção de espécies, o mais importante não é saber quantas espécies são perdidas, mas quais espécies. A simples remoção (ou mesmo adição, como será discutido a seguir) de uma única espécie-chave pode ter impacto pronunciado sobre a dinâmica e a persistência das espécies. (McCann, 2000). Algumas hipóteses já foram propostas a respeito do papel funcional da diversidade de espécies nos ecossistemas (**Figura 2**).

Segundo a hipótese da diversidade-estabilidade (esquema “a” na **Figura 2**), o aumento no número de espécies aumenta igualmente a produtividade e a resiliência no ecossistema; na hipótese do “rebite” (esquema “b”), as espécies nas comunidades são comparadas a rebites em aeronaves, ou seja, a remoção (extinção) de rebites ou parafusos (espécies) a partir de um determinado número provocaria um acidente catastrófico ao avião (ecossistema); a hipótese da redundância (“c”) prediz que certas espécies são capazes de expandir suas funções como compensação pelo desaparecimento de espécies vizinhas; finalmente, a hipótese da idiosincrasia (“d”) propõe que, embora as funções do ecossistema se alterem de acordo com alterações na diversidade de espécies, não é possível estabelecer qual a magnitude e a direção dessas mudanças.

As hipóteses do rebite e da redundância reconhecem que diferentes tipos de funcionalidade ecológica são necessários para gerar estabilidade, mas que a redundância de funções resultante do surgimento de novas espécies não causa um aumento proporcional na estabilidade (Peterson et al., 1998). Esse entendimento discorda da hipótese da diversidade-estabilidade, que sugere um crescimento linear da estabilidade com o aumento no número de espécies.

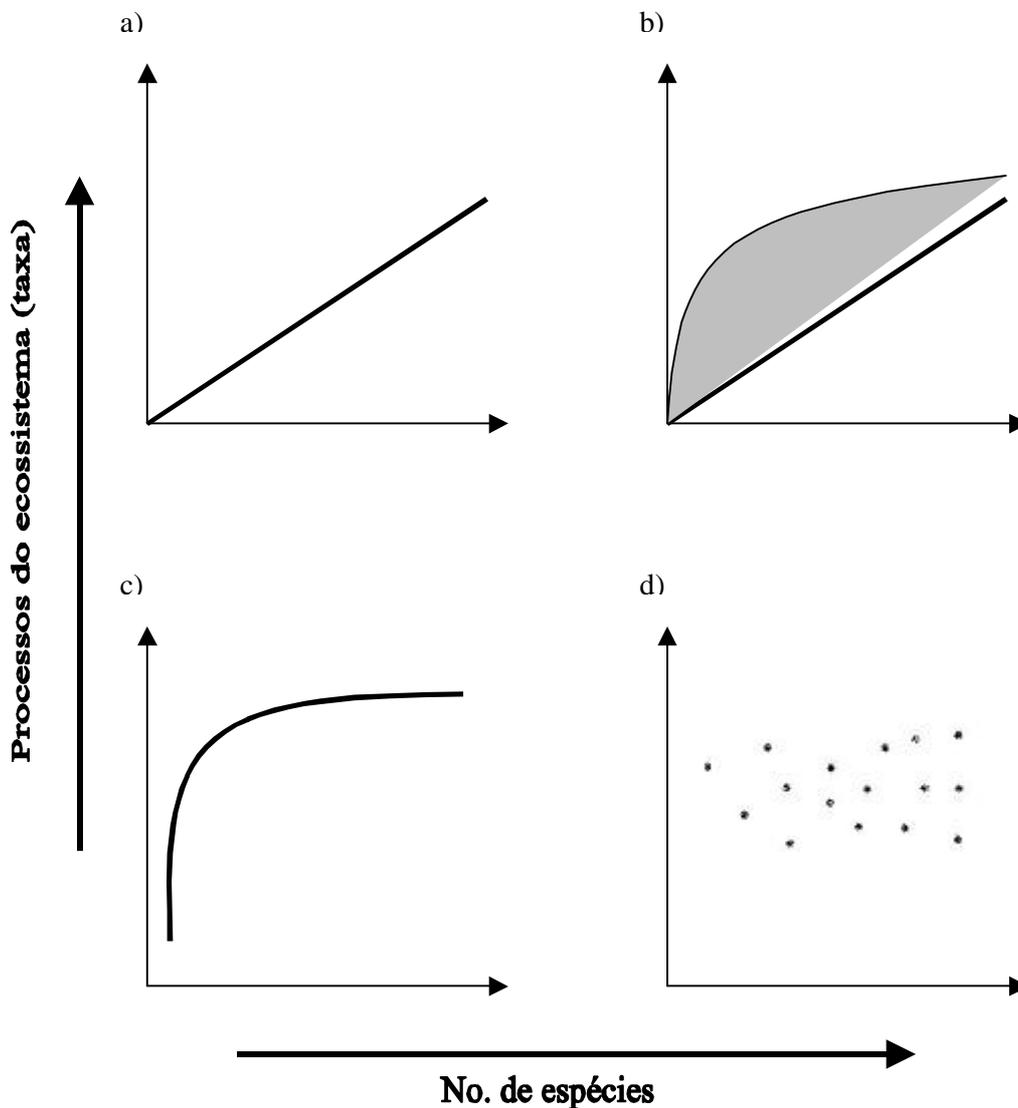


Figura 2. Hipóteses sobre o papel funcional da diversidade de espécies dentro de comunidades ecológicas. Legenda: a) diversidade-estabilidade; b) rebite; c) redundância; d) idiosincrasia. (Johnson et al., 1996).

Um importante aspecto relacionado à diversidade é a disponibilidade de recursos no sistema. Um sistema com alta diversidade, onde há pequena limitação de recursos, favorece a agregação da comunidade e a resistência à invasão (Tilman, 1999, McGrady-Steede, 1997). As invasões, por sua vez, são processos de introdução de espécies exóticas ao sistema que fogem ao controle (McCann, 2000).

A relação diversidade-estabilidade em um ecossistema se diferencia também quanto aos efeitos na população ou na comunidade. Na competição por recursos, aumentos na diversidade geram um aumento na estabilidade da comunidade, devido a um aumento na diversidade funcional, mas diminuem, em um primeiro momento, a estabilidade da

população, com um maior número de indivíduos competindo pelos mesmos recursos (Tilman, 1999). Essas informações são importantes, por exemplo, para definir com que densidade devem ser plantadas as espécies selecionadas para projetos de restauração.

Em ecossistemas com alta diversidade e produtividade vegetal, onde a matéria orgânica se encontra em formas mais estáveis, mais protegidas da decomposição (sistemas do tipo “mull”), a estabilidade está baseada em um alto nível de redundância funcional, consequência positiva da competição (Ponge, 2003). Comunidades vegetais diversificadas são potencialmente mais estáveis pela provável existência de mais e variadas respostas a processos básicos variáveis. As respostas diferenciais pelas populações vão, assim, se somando ao longo do tempo, criando comunidades estáveis (McCann, 2000).

A superprodutividade é freqüentemente associada à coexistência de um grande número de espécies, sugerindo que os mecanismos de coexistência são um importante fator na estabilidade diversidade-dependente da produção primária (Tilman, 1999).

O aumento na diversidade pode implicar em aumento na produção, da mesma forma que o aumento na produtividade potencial (fluxo de recursos) pode provocar ajustes no nível de diversidade local (Worm & Duffy, 2003). Por outro lado, uma queda na diversidade local pode levar a uma diminuição da produtividade e a uma menor estabilidade temporal (Tilman et al., 2005). Uma sugestão de como se dá a relação entre esses dois parâmetros e suas consequências para a estabilidade de um ecossistema sob distúrbios é esquematizada na **Figura 3**.

Essa relação diversidade-produtividade resulta tanto da maior chance de uma espécie mais produtiva estar presente em um ambiente de maior produtividade (efeito de amostragem) quanto de uma maior utilização da heterogeneidade do habitat causada por uma maior gama de espécies em uma comunidade mais diversa (efeito da diferenciação de nichos) (Tilman, 1999). Ambos os efeitos levam a uma utilização mais completa dos recursos, aumentando a sua retenção e, conseqüentemente, a produtividade (Tilman, 1999).

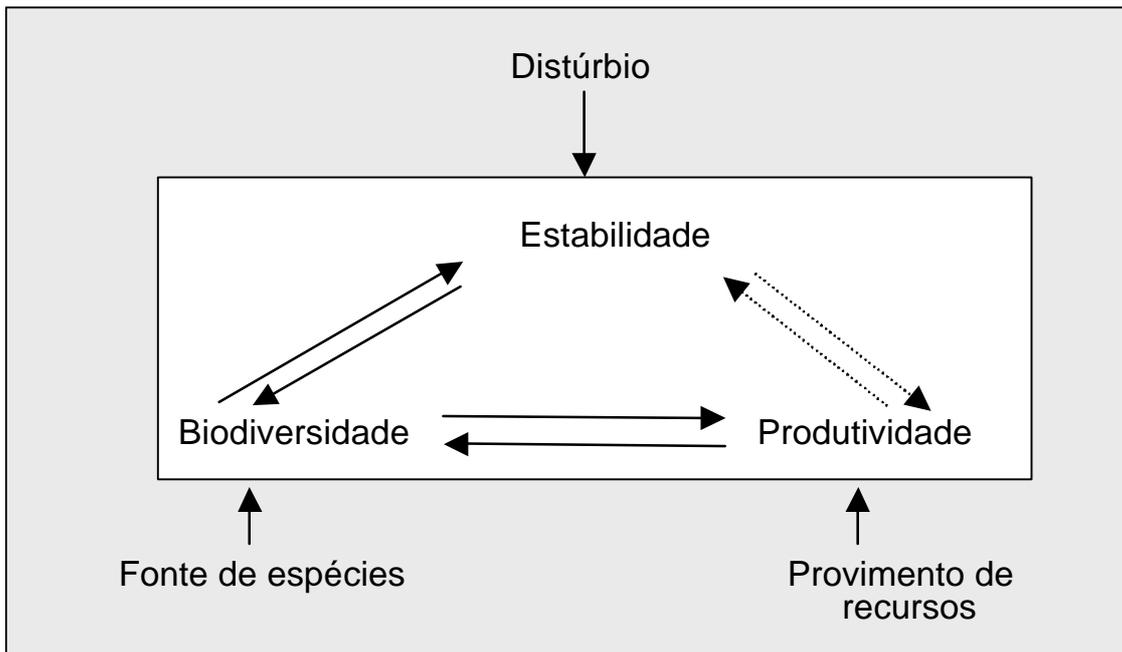


Figura 3. Relações recíprocas entre biodiversidade (composição e riqueza de espécies), produtividade (taxa de produção de biomassa) e estabilidade (constância temporal) dentro de uma comunidade local (área branca). Setas pontilhadas indicam relações hipotéticas. Os efeitos dos processos regionais, como taxa de perturbação, ofertas de recursos e propágulos de uma fonte próxima são também mostrados (área cinza). (Fonte: Worm & Duffy, 2003).

A questão central envolvida no debate diversidade-estabilidade é, novamente, o caráter funcional das espécies. A diversidade representa tanto a chance da presença de certas espécies (aspecto demográfico) quanto a variação das características das espécies (aspecto fenotípico) em um ecossistema (Tilman, 1999, Díaz & Cabido, 2001). Sendo assim, a composição de espécies é um importante componente da estabilidade, responsável pela manutenção de diversos processos ecológicos, através de características diferenciadas das espécies, como o potencial para fixação de nitrogênio atmosférico (Tilman, 1999; McCann, 2000).

Composição e diversidade são, contudo, correlatos, tanto nos ecossistemas naturais quanto nos manejados, o que dificulta atribuir separadamente efeitos a uma ou a outra (Tilman, 1999). A análise comparativa da biomassa vegetal total sugere que parcelas com maior diversidade de plantas são significativamente mais resistentes à seca (Tilman, 1999), lembrando que resistência é uma expressão de estabilidade. O aumento na diversidade aumentaria a probabilidade de surgirem espécies com funções semelhantes que amortizariam as perturbações (Walker, 1992; Tilman, 1999, McCann, 2000).

As discussões geradas por esse debate entre diversidade e estabilidade contribuem para a conservação ao sugerir que cada espécie deve ser considerada fundamental para o ecossistema, e que tanto a extinção como a introdução de espécies pode promover significativas mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade (McCann, 2000).

O crescente conhecimento sobre ecossistemas mais complexos dá a dimensão de como é importante conservar algum grau de riqueza de espécies em ecossistemas e restaurar a diversidade em sistemas degradados (McGrady-Steede, 1997). Sistemas mais

complexos implicam em mais diversidade e em mais interconectividade, oferecendo ao ecossistema rotas alternativas de obtenção de energia quando há alguma interferência ou distúrbio (Pérez-España & Arreguín-Sánchez, 1999).

A restauração de ecossistemas degradados deve visar, portanto, o restabelecimento de processos ecológicos (funções do ecossistema) e o aumento na diversidade de organismos (estrutura), a partir da aceleração da sucessão secundária, conferindo a esses sistemas implantados uma maior estabilidade. Produtos do final da sucessão tendem a ser sistemas maduros, mais complexos, com maiores teores de MOS, maior diversidade de espécies, maior diversidade bioquímica e melhor conservação de nutrientes (Pérez-España & Arreguín-Sánchez, 1999).

2.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

As várias ações destinadas à recuperação de áreas degradadas se distinguem menos pelas técnicas do que pelos termos adotados para denominá-las. Na literatura, pode-se encontrar desde o mais comumente usado - “recuperação”, até o mais recentemente proposto, “restauração”, passando por “reabilitação”, “revegetação” e “recomposição”. Aqui, buscaremos fazer uma distinção entre recuperação, reabilitação e restauração, dando uma ênfase maior para o terceiro termo. A **Tabela 2** apresenta definições para cada um desses termos, e em que situações são aplicados.

Tabela 2. Termos usados na recomposição de áreas degradadas.

Termo	Objetivo
<i>Recuperação</i>	Restabelecimento da estrutura e da produtividade em uma área degradada usando majoritariamente espécies arbóreas exóticas, geralmente em monoculturas. Nesse caso, os benefícios seriam mais de caráter sócio-econômico ou teriam um aspecto mais funcional (função protetora do ecossistema), como o controle de processos erosivos em uma bacia hidrográfica;
<i>Reabilitação</i>	Restabelecimento da <i>estrutura</i> , da produtividade e de alguma, mas não necessariamente toda, diversidade vegetal e animal originalmente existentes. Ressalte-se que, por razões econômicas ou mesmo ecológicas podem ser usadas espécies exóticas. Ao longo do tempo, a função protetora e os serviços ecológicos da floresta original podem ser restabelecidos.
<i>Restauração</i>	Restabelecimento da estrutura, produtividade e diversidade de espécies da floresta original. No médio e longo prazo, processos e funções ecológicas devem se assemelhar aos da floresta original. Para tal, é necessária a existência de remanescentes que abriguem um número significativo de espécies animais e vegetais nativas e que funcionem como um sistema de referência para a área a ser restaurada.

Fonte: Adaptado de Lamb & Gilmour (2003).

À parte as definições apresentadas, o que parece mais sensato é estabelecer, como meta da restauração a recuperação da estabilidade e da integridade ecológica de um ecossistema degradado, não definindo previamente um ecossistema “produto”, até porque os rumos da sucessão secundária são imprevisíveis (Engel & Parrotta 2003). O que deve ser

priorizado é o restabelecimento da estrutura e das funções do ecossistema, sem focar demasiadamente na composição de espécies.

A **Figura 4** sugere que o que diferencia os termos são os horizontes temporais (objetivos) de cada proposta, sendo que as técnicas adotadas para os três podem ser as mesmas, e que um sistema construído em uma proposta de recuperação de áreas degradadas pode originar um sistema restaurado, com altos níveis de função e estrutura restabelecidos. Portanto, uma intervenção que propõe o uso inicial de espécies exóticas para restabelecer os teores de matéria orgânica e de nutrientes no solo, mas que no longo prazo vise a um ecossistema com estrutura e funções similares ao ecossistema original, pode ser classificada como uma restauração.

Exemplos dessa situação são os projetos que visam a revegetação em áreas degradadas por mineração de bauxita, onde horizontes férteis do solo foram perdidos e há necessidade de acondicionamento do substrato que vai receber os propágulos dos ecossistemas vizinhos (Campello, 1998). Nessas condições, o uso de espécies exóticas fixadoras de N₂ na recomposição da camada orgânica é imprescindível, o que caracterizaria um projeto de recuperação, mas o objetivo é, no longo prazo, a obtenção de um ecossistema com alta diversidade vegetal e estrutura semelhante à da floresta original, o que evidencia, de fato, uma proposta de restauração (Franco & Faria, 1997; Campello, 1998).

Entre os aspectos que diferenciam o termo restauração dos outros dois conceitos está o objetivo do primeiro, que visa respeitar as dimensões históricas do ecossistema e estabelece um horizonte de longo prazo para se obter o resultado (Parker, 1997; Engel & Parrotta, 2003). Em outras palavras, podemos alcançar uma determinada composição de espécies desejada no curto prazo, mas temos que assegurar, no longo prazo, que um conjunto de processos ambientais esteja operante (Parker, 1997).

De acordo com a Sociedade de Restauração Ecológica (SER), “restauração ecológica é o processo de assistir a recuperação e o manejo da integridade ecológica, que inclui uma faixa crítica de variabilidade na biodiversidade, processos ecológicos e estruturas, contextos históricos e regionais e a adoção de práticas culturais sustentáveis”. (<http://www.ser.org/definitions.htm>).

A ecologia da restauração passa a ser uma nova área da ciência, que fornece a base conceitual para a restauração, que fornece o conhecimento geral sobre o funcionamento do ecossistema para a implementação das ações, o que vai também exigir metodologias relacionadas a sítios e situações específicas (Hobbs & Harris, 2001). A ecologia da restauração, mais focada em estudos botânicos envolvendo populações, comunidades e ecossistemas, tem um crescente e importante papel na biologia da conservação, que é mais voltada para estudos demográficos e genéticos com fauna silvestre (Young, 2000).

O conceito de restauração de ecossistemas parte de uma mudança no paradigma: de que os sistemas naturais não são fechados e estáticos, mas abertos e dinâmicos (Hobbs & Harris, 2001). Dentro desse entendimento, os ecossistemas estão naturalmente sujeitos a distúrbios, que seriam eventos naturais discretos (Engel & Parrotta, 2003). Quando os distúrbios ganham outra magnitude e intensidade, a perda da capacidade de assimilar esses distúrbios significa a degradação do sistema e a perda da estabilidade.

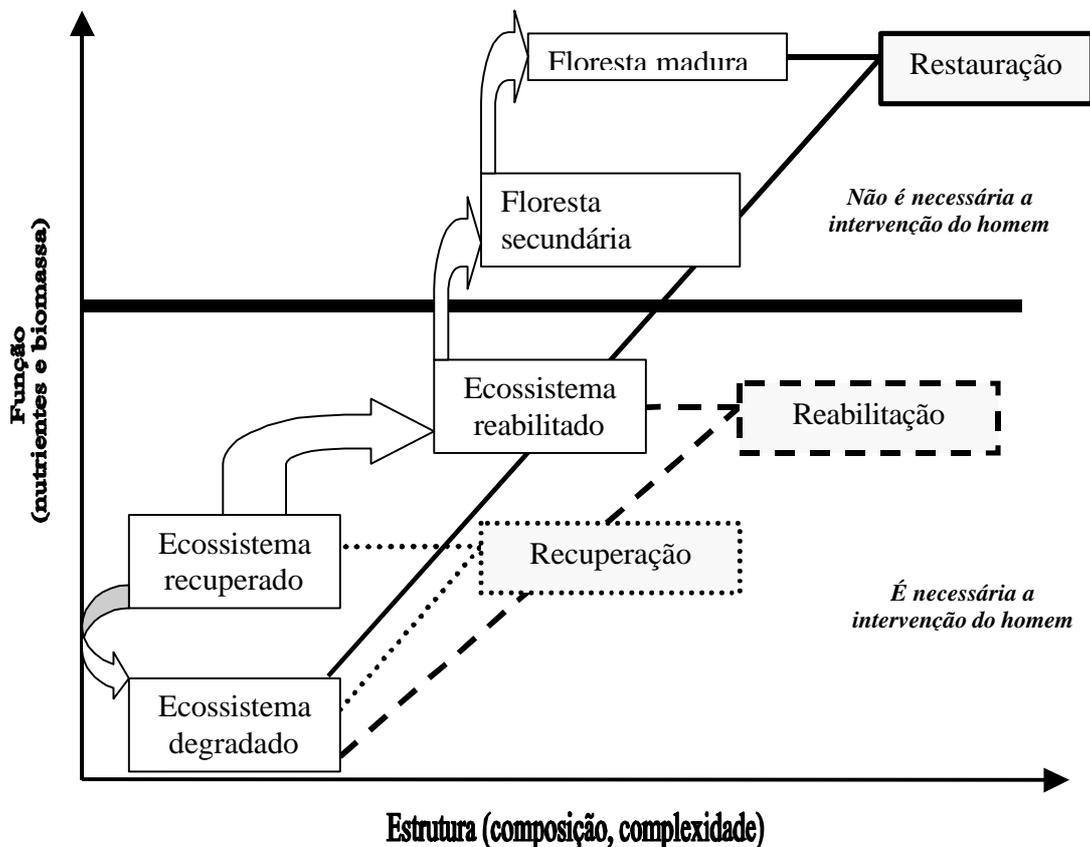


Figura 4. Esquema mostrando evolução dos ecossistemas de acordo com cada conceito e seus objetivos (simplificado de Engel & Parrotta, 2003).

As técnicas adotadas para direcionar o processo sucessional durante a restauração podem ser divididas em dois tipos extremos: intervencionistas e não-intervencionistas (Mitchell et al., 2000). As técnicas não-intervencionistas, que se caracterizam basicamente por combater os agentes de degradação, são menos impactantes e dependem de remanescentes próximos que possam fornecer elementos de regeneração para a área degradada, além de espécies cuja dispersão possibilite a comunicação entre os remanescentes, e com um banco de sementes com grande longevidade. A intervenção requer ações mais diretas, como o fornecimento de propágulos (sementes, mudas) e a eliminação da barreira à regeneração. O nível de intervenção das técnicas adotadas tem, no entanto, uma larga faixa de variação, como é sugerido na **Tabela 3** (Rodrigues & Gandolfi, 2000).

Tabela 3. Ações propostas para a restauração de áreas degradadas, com diferentes níveis de intervenção.

<i>Ações de restauração</i>	<i>Princípios e condicionantes</i>
Isolamento da área	Evitar continuidade da degradação; resiliência local deve estar preservada.
Retirada dos fatores de degradação	Identificar corretamente agente de degradação; forte potencial de regeneração.
Eliminação seletiva de espécies competidoras	Quando há populações em desequilíbrio de espécies que inibem a regeneração natural
Enriquecimento de espécies com mudas ou sementes	Plantio ou semeadura onde há baixa diversidade vegetal e pouca dispersão
Implantação de consórcio de espécies com uso de mudas ou sementes	Plantio ou semeadura em sítios onde não há floresta ou banco de sementes remanescente
Indução e condução de propágulos autóctones	Indução e condução dos propágulos existentes (chuva ou banco de sementes)
Transplante de propágulos alóctones	Transferência de banco de sementes (serapilheira) ou de plântulas para sítio degradado
Uso de interações entre plantas e animais	Atração de espécies animais dispersoras, com o objetivo de facilitar a sucessão ou plantio de espécies micorrizadas, p. ex.
Plantio de espécies econômicas	Uso de espécies com potencial econômico (madeireiro, melífero, frutífero), como alternativa de renda.

Fonte: adaptado de Rodrigues & Gandolfi, 2000.

As ações recomendadas acima devem ser adotadas de acordo com o conhecimento existente sobre o sítio a ser restaurado (uso atual, histórico de degradação, características do ecossistema original) e com os recursos existentes, e podem ser adotadas de forma integrada.

Um possível conflito entre as técnicas não-intervencionistas com aquelas que requerem intervenção reside na possibilidade de, em se adotando as primeiras, haver dificuldades no estabelecimento de estágios sucessoriais mais avançados (Mitchell et al., 2000).

O objetivo maior dos projetos de restauração ecológica deve ser o de restabelecer estruturas, funções e processos dos ecossistemas degradados (Block et al., 2001). Como os processos são dinâmicos em seus aspectos espaciais e temporais, as características de um sistema a serem consideradas precisam ser descritas sob uma perspectiva dinâmica (Parker, 1997). Assim, em vez da composição em si, a taxa de mudança na composição total pode ser uma abordagem mais apropriada.

As bases conceituais para a restauração ecológica em florestas tropicais se concentram em três aspectos: a sucessão secundária, a biodiversidade e a relação planta-animal. Qualquer ação para restaurar um ecossistema florestal deve ser tomada no sentido

de acelerar a sucessão, propiciando o aumento da biodiversidade o mais rápido possível. A restauração deve buscar os meios mais adequados para aumentar a biodiversidade e realizar o manejo com o objetivo de assegurar persistência ao ambiente no longo prazo (Walker, 1992).

Os plantios mistos de espécies arbóreas nativas, que representam a intervenção mais comum em áreas degradadas, devem atuar como catalisadores da sucessão ecológica (Parrotta et al., 1997, Kageyama & Castro, 1989), exercendo, por exemplo, a função de atrair a fauna dispersora através do uso de espécies com dispersão zoocórica e aumentar naturalmente a diversidade vegetal com a chegada de sementes de outras espécies trazidas por dispersores (Wunderlee, 1997; Reis et al., 1999; Holl et al., 2000, Reis & Kageyama, 2003, Silva 2003).

O aproveitamento na restauração de informações relacionadas à interação planta-animal se dá principalmente no incremento do processo de dispersão de frutos e sementes, com o uso de espécies que atraem fauna dispersora, mas as relações das plantas com microrganismos também têm sido usadas para favorecer o estabelecimento de comunidades vegetais. Ensaio com espécies arbóreas leguminosas, nativas e exóticas, têm obtido sucesso na revegetação de áreas com subsolo exposto, áreas degradadas por mineração e áreas cobertas por resíduos ácidos da mineração de bauxita (Franco & Faria, 1997). A capacidade das leguminosas em fixar N₂ atmosférico e disponibilizá-lo para as plantas pode auxiliar na manutenção da biodiversidade e na sustentabilidade de ecossistemas nos trópicos. As associações micorrízicas também têm um papel muito importante no aumento da disponibilidade de nutrientes para as plantas, especialmente P, em solos ácidos (Franco & Faria, 1997).

Os plantios de espécies arbóreas nativas na restauração de áreas degradadas foram adotados como uma forma de aumentar a probabilidade de restabelecer a sucessão secundária, ou mesmo para acelerar esse processo (Parrotta et al., 1997). Os plantios são uma forma eficiente de regeneração artificial para a recuperação da forma e da estrutura do ecossistema (Kageyama et al., 1992a). O estabelecimento de espécies nativas lenhosas pode facilitar a restauração, seja pela dispersão de propágulos (Holl et al., 2000; Silva, 2003), seja pelo sombreamento das gramíneas invasoras (Parrotta et al., 1997; Holl et al., 2000).

À questão ecológica o plantio agrega valores sócio-econômicos, uma vez que plantios mistos de espécies nativas podem funcionar como fonte de renda para pequenos proprietários rurais, além de estimular e reter a restauração da biodiversidade (Bawa & Seidler, 1998; Leopold et al., 2001).

O uso de conceitos relacionados à dinâmica das florestas tropicais, em particular ao processo de sucessão secundária (Gómez-Pompa, 1971; Denslow, 1980; Martinez-Ramos, 1985), possibilitou a elaboração de um modelo de distribuição de mudas no campo que otimizasse o potencial das espécies na colonização de clareiras, conforme o grupo ecológico a que pertencem (Budowski, 1965, Kageyama & Castro, 1989). A sucessão secundária é o processo pelo qual as florestas se auto-renovam, através da cicatrização de locais perturbados que ocorrem a cada momento em diferentes pontos da mata (Gómez-Pompa, 1971), ou mesmo o retorno da vegetação lenhosa após a devastação da floresta por atividades antrópicas (Guariguata & Ostertag, 2001).

A categorização das espécies arbóreas em grupos ecológicos tem se mostrado uma ferramenta importante para a implantação de florestas mistas (Kageyama et al., 1992b). Os padrões de distribuição de espécies arbóreas da floresta tropical são definidos pelos padrões

sucesionais (Budowski, 1965). Espécies de estágios iniciais (pioneiras e secundárias iniciais) teriam, assim, uma distribuição mais ampla que as secundárias tardias e clímaxes.

Denslow (1980), por sua vez, classifica as espécies arbóreas, de acordo com suas estratégias reprodutivas, em especialistas de grandes clareiras (pioneiras), especialistas de pequenas clareiras (secundárias) e especialistas de sub-bosque (clímaxes, espécies tolerantes). Essa classificação é bastante útil para o planejamento de um plantio, pois indica quais espécies teriam maior potencial, por exemplo, para conduzir um processo de recolonização (ou regeneração artificial) de uma área degradada. A se questionar é o nível efetivo de especialização. Martins & Rodrigues (2002) sugerem que a maior parte das espécies arbóreas da floresta tropical estacional semidecídua se comporta de forma mais generalista na ocupação de clareiras.

Além do uso do conhecimento acumulado sobre a dinâmica das florestas tropicais, é preciso, antes de definir pela ação restauradora, identificar o grau de degradação do ecossistema, o histórico de uso do solo e o que efetivamente está impedindo que o sítio degradado regenere naturalmente (Engel & Parrotta, 2003; Sayer et al., 2004). A intervenção selecionada pode exigir antes a diminuição ou remoção de espécies ou circunstâncias que possam impedir a regeneração natural, como a presença de espécies invasoras ou a ocorrência recorrente de incêndios (Parker, 1997).

Os modelos sucessionais de plantio (Kageyama et al., 1992b; Gandolfi & Rodrigues, 1996; Barbosa, 2000a; Moraes & Pereira, 2003) podem favorecer a sucessão secundária através de modificações nas micro-condições físicas e biológicas locais (Parrotta et al., 1997). Se por um lado o desenvolvimento da comunidade vegetal no processo de sucessão secundária tem um certo grau de previsibilidade (Palmer et al. 1997), como quanto à sua estrutura, a recuperação das propriedades biofísicas e da vegetação é altamente dependente das interações entre fatores sítio-específicos e o uso da terra, o que torna extremamente difícil prever as trajetórias sucessionais em um ambiente antrópico (Guariguata & Ostertag, 2001).

Entre as questões de caráter investigativo em ecologia de ecossistemas que são essenciais para a ecologia da restauração, estão as mudanças na ciclagem de nutrientes ao longo da sucessão ecológica (Ehrenfeld & Toth, 1997). No planejamento da restauração deve-se prever como as mudanças na vegetação durante o processo sucessional afetariam as cadeias alimentares de sub-superfície, ou mais amplamente, como mudanças na composição florística poderiam afetar os processos biológicos no solo relativos à decomposição da matéria orgânica. As comunidades vegetais e os processos biológicos do solo relacionados à sobrevivência devem ser considerados de forma integrada (Palmer et al., 1997).

A categorização das espécies em grupos sucessionais também pode fornecer uma informação importante sobre a interação da vegetação com microrganismos do solo, como a formação de micorrizas. No início da sucessão, espécies pioneiras têm sementes pequenas, com alta susceptibilidade para infecção e alta taxa de colonização por fungos, enquanto espécies tardias são mais dependentes de suas reservas nas sementes; com o avanço da sucessão, espécies tardias podem tornar-se micorriza-dependentes (Siqueira et al., 1998).

Como foi apresentado, as ações para o restabelecimento de ecossistemas a fim de que seus serviços e funções sejam restabelecidos exigem que a restauração ecológica forneça aparato conceitual e ferramentas práticas para sua implementação (Ehrenfeld & Toth, 1997; Hobbs & Harris, 2001).

2.3 INDICADORES ECOLÓGICOS

O uso de indicadores ecológicos, na avaliação de condições ambientais, representa uma análise científica, com a categorização numérica ou descritiva de dados ambientais, e é freqüentemente baseado em informação parciais que refletem o *status* de extensos ecossistemas (Van Straalen, 1998; Manoliadis, 2002). O uso repetido de bioindicadores em programas de monitoramento pode auxiliar, por exemplo, na detecção de mudanças ambientais em estágios iniciais ou avaliar a eficiência de medidas tomadas para melhorar a qualidade ambiental (Van Straalen, 1998).

O indicador selecionado deve representar uma síntese de quatro tipos de características: a) o indicador pressão, que descreve a causa do problema ou impacto; b) o estado, que descreve algumas características ambientais físicas e mensuráveis que resultam da pressão; c) o impacto, semelhante ao tipo pressão, e que deve monitorar os resultados no longo prazo; e d) o indicador resposta, representado pelas políticas, ações ou investimentos que são definidos para resolver o problema (Manoliadis, 2002).

De uma forma geral, os potenciais indicadores devem: a) ter uma relação bastante estreita com os objetivos do projeto e os problemas ambientais abordados; b) ser parte de um pequeno conjunto visando a uma abordagem eficiente; c) ser claramente definidos, a fim de evitar confusões no seu desenvolvimento ou interpretação; d) ser práticos e realistas, o que supõe levar em consideração o seu custo de coleta; e) ser de alta qualidade e confiabilidade; e f) ser usados nas escalas espacial e temporal adequadas (Manoliadis, 2002).

Alguns critérios gerais para orientar a seleção de indicadores para ecossistemas terrestres são recomendados: a) ser de fácil mensuração; b) serem sensíveis aos impactos no sistema, e responderem a esses impactos de forma previsível; c) atuar de forma a prevenir impactos maiores; d) prever mudanças que possam ser evitadas por ações de manejo; e) estar integrado com as mudanças nas características dos parâmetros ao longo da paisagem (por exemplo, tipos de solo); f) ter respostas conhecidas quando da ocorrência de impactos naturais ou mesmo antrópicos; e g) ter respostas a impactos naturais de baixa variabilidade (Andreasen et al., 2001; Dale & Beyeler, 2001).

Os indicadores devem ainda compreender as seguintes características dos ecossistemas: a) composição (espécies-focais, espécies-indicadoras, espécies-chaves, espécies invasoras); estrutura (quantidade de habitat na paisagem, tamanho médio dos remanescentes de habitat (e respectiva variância), distância média entre os remanescentes (e respectiva variância), conectividade entre os fragmentos (remanescentes) na paisagem; e c) função (predação, herbivoria, competição; intemperismo e regime hídrico; decomposição, distúrbios e sucessão). A escolha de indicadores eficientes é chave para o sucesso global de qualquer programa de monitoramento, e deve ser feita com base em critérios consistentes com as mudanças no sistema (Andreasen et al., 2001).

Ainda de acordo com o tipo de resposta que um indicador ecológico apresenta, duas características devem ser consideradas: especificidade (alta, se o indicador responde a um fator, e baixa, quando responde a muitos fatores) e resolução (baixa, quando o indicador responde a grandes mudanças, e alta, se responde a pequenos desvios) (Van Straalen, 1998). No caso de espécies bioindicadoras, as características ideais seriam uma alta especificidade (ocorrência exclusiva) e uma alta fidelidade (abundância e ampla distribuição) ao ambiente monitorado (McGeoch & Chown, 1998). Especificidade é

comum em espécies raras, que possuem altas taxas de extinção (McKinney et al., 1996), e sua presença pode indicar bom estado de conservação.

A escolha de parâmetros que possam funcionar como indicadores ecológicos está baseada na comparação entre sítios onde houve distúrbios e outros mais bem conservados, que possam funcionar como referências para estudos comparativos. Perdas de diversidade vegetal e animal associadas a mudanças no uso do solo em ambientes tropicais têm motivado estudos comparativos entre os vários tipos de uso (Groffman et al., 2001).

Indicadores de integridade ecológica levam em consideração, portanto, os processos ecológicos, e devem refletir mudanças que ocorrem nos mais diversos níveis do ecossistema (Dale & Beyeler, 2001), conforme exemplificado no **Tabela 4**.

Tabela 4. Exemplos de componentes e indicadores de integridade ecológica

Nível Hierárquico	Processo	Indicadores sugeridos
Organismo	Toxicidade ambiental Mutagênese	Deformações físicas Lesões Carga de parasitas
Espécie	Expansão ou contração de faixa de ocorrência Extinção	Tamanho da faixa de ocorrência Número de populações
População	Flutuação na abundância Colonização ou extinção	Estrutura etária ou de tamanho Comportamento de dispersão
Ecossistema	Exclusão por competição Predação ou parasitismo Fluxo de energia	Riqueza de espécies Raridade de espécies Número de níveis tróficos
Paisagem	Distúrbios Sucessão	Fragmentação Distribuição espacial de comunidades Persistência de habitats

Fonte: Dale & Beyeler, 2001.

Quaisquer que sejam os parâmetros selecionados como indicadores da restauração, eles devem ser escolhidos com base em critérios que reflitam a viabilidade e a estabilidade do ecossistema no longo prazo (Mummey et al., 2002).

Indicadores ecológicos podem ainda auxiliar na identificação do modo como as metas estabelecidas em um projeto de restauração, como a reprodução de um certo nível de estrutura ou composição florística, se relacionam com os processos sucessionais naturais (Hobbs & Harris, 2001). Em outras palavras, é importante saber como se dariam as modificações sugeridas pelas metas do projeto de restauração naturalmente, sem intervenção antrópica.

Nas ações conservacionistas e de restauração, a avaliação do ecossistema é parte inseparável do processo de planejamento ambiental, manejo e tomada de decisões (Engel & Parrotta, 2003). Nesse contexto, os indicadores ecológicos devem ser estabelecidos no planejamento da restauração.

Como os sistemas ecológicos são, além de espacialmente, heterogêneos no aspecto temporal, exige-se um enfoque dinâmico dos sistemas e de suas características que devem ser avaliadas para se determinar o sucesso da restauração (Parker, 1997).

A diversidade biológica é um indicador em potencial, e seu monitoramento pode contribuir para o estabelecimento de uma relação mais confiável entre diversidade e sustentabilidade, na medida em que seja possível definir qual o mínimo de diversidade capaz de ainda permitir o funcionamento dos ciclos dentro do ecossistema (Tótola & Chaer, 2002).

Indicadores baseados na vegetação (proporção de espécies não-nativas, presença e proporção de espécies tolerantes a uma determinada condição de estresse) exigem uma integração entre conhecimentos taxonômicos e ecológicos, o que pode restringir sua aplicabilidade (Moffatt & McLachlan, 2004; Cohen et al., 2005). Em estudo onde a validade de alguns índices foi testada em ambientes severa, mediana e minimamente degradados, os índices que menos exigiram conhecimentos de especialistas em botânica (classificação de indivíduos arbóreos) apresentaram simplicidade de interpretação, especificidade ecológica e uma avaliação de reprodutibilidade padronizada (Cohen et al., 2005). Em estudo que avaliou a reprodutibilidade e a implementação, de um indicador para vegetação de floresta, os resultados sugeriram que a comunidade vegetal fornece uma ferramenta robusta e valiosa para avaliar a saúde da floresta (Gray & Azuma, 2005).

Informações sobre a composição, diversidade e estrutura de espécies lenhosas são importantes indicadores do status de conservação da floresta e de alterações causadas pela mudança no uso do solo (Cousins & Lindborg, 2004; Gray & Azuma, 2005; Miller & Wardrop, 2005), e são podem, portanto, serem utilizadas como indicadores de restauração.

Serviços e funções ambientais realizados pelos ecossistemas florestais também têm sido usados como indicadores, em particular os relacionados à dinâmica da matéria orgânica do solo. A ciclagem de nutrientes é uma função do ecossistema bastante utilizada para estimar estabilidade (Mitchell et al., 2000).

Para a avaliação da qualidade do solo, os indicadores devem ter as seguintes características: a) sensibilidade a mudanças no manejo; b) clara relação com as funções benéficas do solo; c) ser útil para esclarecer processos edáficos; d) ser de fácil compreensão e útil para os usuários da terra; e e) ser fácil e viável economicamente de mensurar (Doran & Zeiss, 2000). Duas dimensões dos indicadores de qualidade do solo devem ser identificadas: a função e importância de organismos do solo na oferta de produtos e serviços chave, e os impactos positivos e negativos de novas e já existentes tecnologias agrícolas e práticas de manejo (Bunning & Jiménez, 2003¹).

As taxas de mineralização da matéria orgânica do solo em áreas reflorestadas por eucalipto no norte da Espanha indicaram uma menor decomposição do húmus, reflexo provável de um controle dos processos biogeoquímicos causado por produtos presentes na serapilheira produzida pelo eucalipto que inibem a atividade microbiana (Zancada et al., 2003).

Em estudo desenvolvido nas florestas temperadas e boreais na região de Ontário, Canadá, uma análise do histórico de mudanças no uso do solo ao longo de aproximadamente 70 anos, indicou um aumento significativo das emissões de CO₂ nos períodos onde houve mais distúrbios ao ecossistema (fogo, infestações de pragas e doenças, desmatamento) (Peng et al., 2002). Resultado semelhante foi observado em solos da

¹ “Indicators and assessment of soil biodiversity/soil ecosystem functioning for farmers and governments” – Sally Bunning & Juan J. Jiménez; FAO/AGLL – trabalho apresentado em uma reunião de especialistas em Erosão do Solo e Biodiversidade, Roma, 2003.

Etiópia, onde o desmatamento e o cultivo progressivo foram responsáveis pela diminuição na produção de substâncias húmicas (Spaccini et al., 2005).

Projetos para a restauração de florestas em áreas de pastagens e culturas agrícolas têm o potencial de servir como um mecanismo de estocar carbono, tanto no solo quanto na biomassa vegetal aérea por um período que pode variar entre 40 e 80 anos, ou até mais longo (Silver et al., 2000), embora a perda de carbono pelo desmatamento seja mais rápida do que a restauração possa seqüestrar o carbono (Montagnini & Porras, 1998).

A comunidade de fauna edáfica, componente fundamental no processo de ciclagem de nutrientes, pode fornecer importantes indicadores para a estabilidade do ecossistema. As complexas relações dos invertebrados do solo com seus nichos ecológicos, o fato de que muitos têm um modo de vida preferencialmente sedentário e a estabilidade da composição da comunidade em um sítio específico oferecem bons pontos de partida para bioindicar mudanças nas propriedades do solo e impactos antrópicos (Van Straalen, 1998).

Dentro dessa visão integrada, entre os potenciais indicadores para os plantios de espécies arbóreas nativas temos os parâmetros relacionados ao desenvolvimento do próprio plantio (taxa de sobrevivência e desenvolvimento das mudas plantadas), os físico-químicos do solo (estrutura, fertilidade, teor de matéria orgânica), os microbianos (estoque de nutrientes na biomassa microbiana do solo), os relativos à fauna edáfica (densidade e diversidade de organismos) e os parâmetros que podem indicar um aumento na diversidade do sistema restaurado, relacionados à dispersão de frutos e sementes (chuva de sementes e banco de sementes do solo).

3. CAPÍTULO I

FERTILIDADE E DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.

3.1 RESUMO

O primeiro passo para garantir o sucesso da restauração de uma área degradada é restabelecer as taxas de ciclagem de nutrientes e os níveis de matéria orgânica no solo. Para avaliar as alterações no solo em áreas sob restauração na Reserva Biológica de Poço das Antas, foram avaliados o pH do solo e os teores de Al, Ca+Mg, P, K, C e N do solo, em áreas de floresta madura, plantios mistos de espécies arbóreas nativas com 8 anos de vida e pastagens abandonadas, nas várzeas e morrotes da Reserva. As amostras foram coletadas nas profundidades de 0-2,5cm; 2,5-7,5cm; e 7,5-20cm. Os plantios da várzea apresentaram teores de Ca+Mg, K, C e matéria orgânica do solo (MOS) superiores aos dos outros tratamentos, indicando o rápido estabelecimento de altas taxas de ciclagem de nutrientes e alta taxa de atividade biológica. Os valores das bases trocáveis foram mais altos para a camada mais superficial, pela maior proximidade com a serapilheira. A estabilidade do solo foi alta para todos os tratamentos, que apresentaram relação C:N abaixo de 12:1. Para estimar a forma como a MOS está armazenada foi feito o fracionamento químico através da obtenção de extratos ácidos e alcalinos, que apontou maior produção de ácidos fúlvicos (AF) e húmicos (AH), e huminas (HU) no plantio de várzea, para as três profundidades de solo. O plantio no morrote apresentou maiores valores para a relação (AF+AH)/HU, o que sugere uma menor estabilidade nesse tratamento. Os resultados indicam que os plantios têm alto potencial para restabelecer as taxas de ciclagem de nutrientes e os teores de matéria orgânica do solo no curto prazo, e que as áreas de morrote necessitam de técnicas adicionais para acelerar o desenvolvimento dos plantios.

Palavras-chave: plantio de espécies nativas, fertilidade do solo, matéria orgânica do solo.

3.2 ABSTRACT

A project to restore a degraded area must firstly reestablish soil organic matter and nutrient cycling process. In order to evaluate the influence of indigenous tree plantations on changings in soil fertility and organic matter dynamics, an experiment was installed at the Poço das Antas Biological Reserve, an Atlantic Rain Forest remnant of ca. 5,200 ha. Six treatments involved mature forests (F), 8-year-old mixed plantations of indigenous tree species (P), and abandoned pastures (G), at both the flooding (V) and the sloping (M) areas of the Reserve. Soil samples were collected at the layers 0-2.5cm; 2.5-7.5cm; and 7.5-20cm to evaluate soil pH, and Al, Ca+Mg, P, K, C and N contents. The PV treatment showed higher values for the exchangeable cations, C and soil organic matter (SOM) contents, indicating high cycling rates and biological activity. Soil stability was found to be high in all treatments, since C:N ratio was lower than 12:1. Organic matter fragmentation showed a higher amount of fulvic acids (FA), humic acids (HA) and humines (HU) in the PV treatment, for the three soil layers. The plantation on the sloping areas (PM) showed the highest values of (FA+HA)/HU ratio, suggesting a lower stability condition. Results suggest indigenous tree plantations have great potential to restore nutrient cycling and soil organic matter contents in the short term in areas where forests have been converted to pastures. Techniques to accelerate the development of trees plantation on the sloping areas must be adopted.

Key words: indigenous species, soil fertility, soil organic matter.

3.3 INTRODUÇÃO

A restauração de um ecossistema terrestre deve ter como primeira condição um solo saudável, que sustente o estabelecimento de uma nova comunidade vegetal pelo processo da sucessão secundária. A saúde do solo pode ser definida como a capacidade do solo em manter a produtividade animal e vegetal, manter ou melhorar a qualidade do ar e da água e promover a saúde vegetal e animal (Doran & Zeiss, 2000).

Geralmente associada a processos erosivos, a degradação do solo pode resultar também na queda de seus níveis de fertilidade, fundamentalmente pela redução nos teores e na qualidade da matéria orgânica e pela redução nos teores dos macro e micronutrientes (Gonçalves et al., 2003).

As florestas secundárias podem ser fontes (com a formação e decomposição da serapilheira) e sumidouros (com a produção de biomassa) de nutrientes (Nambiar, 1984), sendo que nesse último caso as perdas variam ao longo da sucessão: são altas no início, decaem nos estágios intermediários e voltam a crescer no final, com uma maior senescência de indivíduos (Brown & Lugo, 1990; Mitchell et al., 2000).

Em situações de limitação de nutrientes, as árvores possuem alguns mecanismos para manter taxas de crescimento, como aumentar o acréscimo de nutrientes no solo, maximizar a retenção dos nutrientes no ecossistema e assegurar a conservação e reutilização de elementos pelo indivíduo (Miller, 1984). Esses mecanismos, entretanto, dependem da estrutura da vegetação, e durante o diagnóstico de uma área degradada é fundamental se estimar até que ponto os distúrbios prejudicaram os mecanismos de conservação de nutrientes (Montagnini & Jordan, 2002).

O diagnóstico do solo em um ambiente que sofreu processo de degradação passa pela avaliação de sua estabilidade. A resistência de um solo pode ser definida então como a capacidade de suportar efeitos dos distúrbios no curto prazo, e a resiliência é a capacidade do solo de se recuperar dos distúrbios (Griffiths et al., 2001).

Não há consenso a respeito dos impactos causados pelo desmatamento sobre os parâmetros de fertilidade do solo. Algumas propriedades químicas melhoram com o desmatamento, como os teores de cátions trocáveis, enquanto outras pioram, como os níveis de matéria orgânica e de nitrogênio (Hauser et al., 2004).

O papel do nitrogênio na sucessão secundária merece especial atenção pelo seu potencial de perda nos ecossistemas tropicais (Guariguata & Ostertag, 2001). Durante a limpeza do solo, o N é perdido principalmente pela remoção da biomassa, volatilização durante as queimas, desnitrificação e lixiviação. Contudo, os níveis de N no solo podem ser elevados depois do desmatamento, devido a um aumento na mineralização de N.

A conversão de florestas em pastagens resulta em várias alterações na vegetação e nas propriedades do solo. Em países africanos onde florestas tropicais foram transformadas em savanas, a deficiência de nutrientes é um problema mais sério do que a diminuição das chuvas (Badejo, 1998). Em áreas onde a floresta é removida, a perda da matéria orgânica do solo (MOS) pode ser particularmente prejudicial (Srivastava & Singh, 1991), uma vez que ela tem a função de estabilizar os agregados do solo, aumentar a capacidade de retenção de água do solo e servir como fonte de energia para os decompositores no solo (Guariguata & Ostertag, 2001). A MOS também influencia a fertilidade do solo por reter formas orgânicas de nutrientes e ter alta capacidade de trocas de cátions

Um outro impacto na MOS, muito comum nas áreas de pastagens no domínio da Mata Atlântica, é a ocorrência freqüente de incêndios, cujos produtos são formas químicas de C altamente resistentes à oxidação e degradação biológica (González-Pérez et al., 2004).

A matéria orgânica do solo é produto da acumulação de resíduos vegetais e animais parcialmente decompostos e sintetizados, em diversos estágios de complexidade (Silva & Resck, 1997; Bayer & Mielniczuk, 1999). A formação da MOS, por sua vez, é função do clima, da vegetação, do material de origem do solo, da topografia e do tempo.

De acordo com sua densidade, a MOS pode ser dividida nas frações leve e pesada. Na fração pesada encontram-se as substâncias húmicas (SH), que são colóides orgânicos de cor escura. Bioquimicamente, são caracterizadas como moléculas complexas, heterogêneas, modificadas química e biologicamente por condensação e polimerização, de composição variável e alto peso molecular (Guerra & Santos, 1999).

As substâncias húmicas interferem nas propriedades químicas, físicas e biológicas de águas, solos e sedimentos, sendo importantes reservatórios de C e nutrientes para a vegetação (Mangrich, 2001). A dinâmica da matéria orgânica no sistema solo-planta, desde sua produção (biomassa vegetal) até sua decomposição e a conseqüente liberação de nutrientes para as plantas, confere sustentabilidade ao sistema. A **Figura 5** apresenta um esquema da evolução da matéria orgânica no solo.

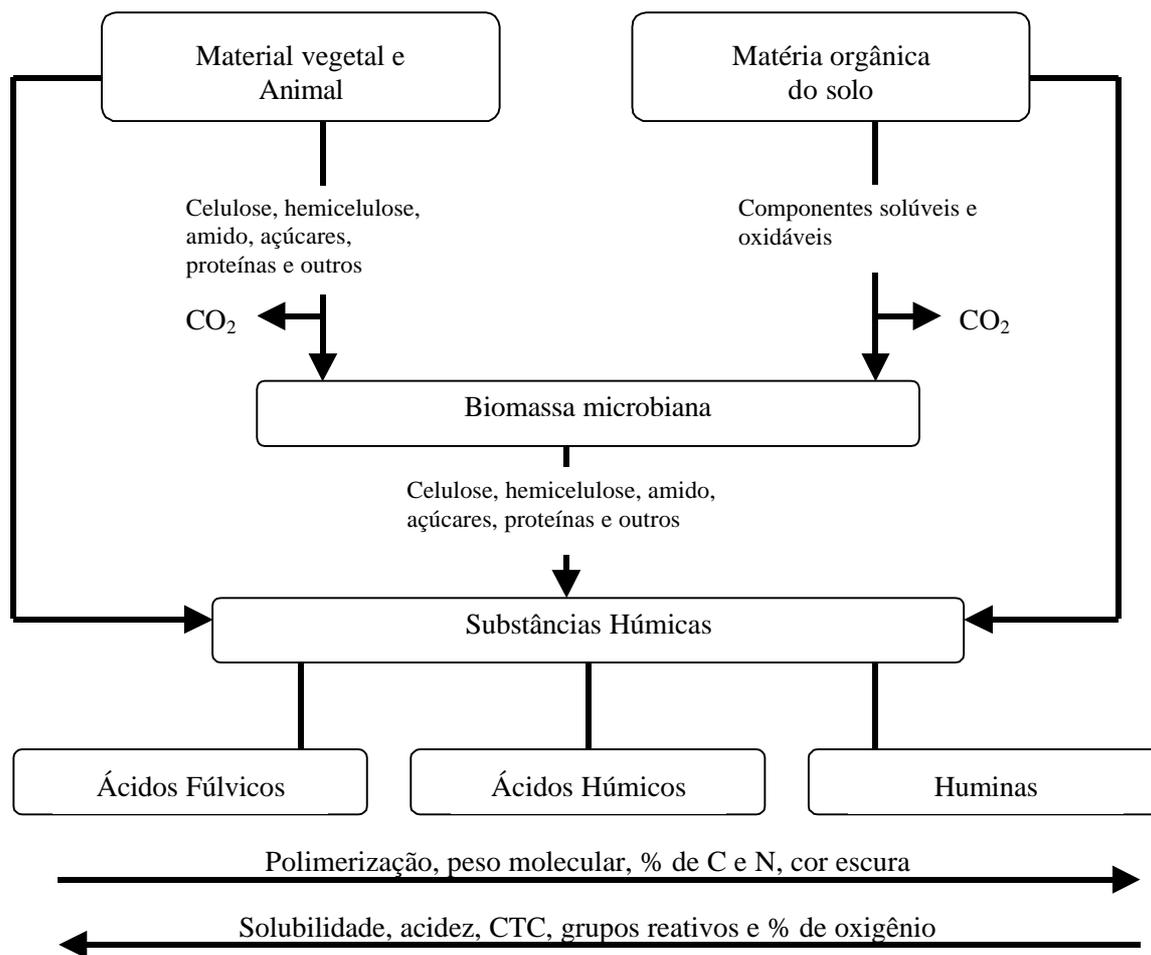


Figura 5. Representação da formação e principais frações das substâncias húmicas no solo (Moreira & Siqueira, 2002).

As substâncias húmicas presentes no solo podem ser divididas, por sua vez, em diferentes frações, de acordo com as características específicas de cada grupo em função dos procedimentos de extração e separação (Guerra & Santos, 1999). Baseado na solubilidade das frações, as substâncias húmicas podem ser divididas em: a) Ácido fúlvico – solúvel em ácido e base; b) Ácido húmico – solúvel em ácido; e c) Humina – insolúvel.

Pelo fato de muita matéria orgânica ser produzida e decomposta durante os primeiros 20 anos do desenvolvimento da floresta, e o armazenamento aumentar rapidamente naquele tipo de vegetação, sugere-se que o impacto das florestas secundárias na matéria orgânica e na fertilidade do solo é mais intenso durante esse período, e diminui proporcionalmente com o tempo (Brown & Lugo, 1990).

Uma das questões de importância fundamental é a relação entre nutrientes e MOS. O restabelecimento dos níveis de C no ecossistema durante o processo sucessional é inicialmente limitado pelos teores de N, mas conforme o avanço da sucessão em ambientes tropicais o nutriente limitante passa a ser o P, devido ao intenso intemperismo do solo nesses ambientes (Herbert et al., 2003). A deficiência de P, por sua vez, limita o acúmulo de N, uma vez que as plantas dependentes de N simbiótico têm uma alta demanda por P

(Franco & Faria, 1997). A estocagem de nutrientes na MOS é importante para conferir resiliência ao ecossistema.

A recomposição dos teores de matéria orgânica do solo é uma primeira e importante meta a se buscar na restauração ecológica. O plantio de espécies arbóreas é uma técnica para aliar adição de matéria orgânica com o desenvolvimento da sucessão secundária, e assim restaurar a fertilidade do solo em áreas degradadas (Parrotta, 1992). Plantios baseados em modelos sucessionais podem elevar o armazenamento de C e N e a taxa de ciclagem de nutrientes, aumentando a eficiência no aproveitamento desses nutrientes pela capacidade diferenciada das espécies em explorar diferentes camadas do solo (Hüttl & Schneider, 1998; Poggiani & Schumacher, 2000; Gonçalves et al., 2003).

A resiliência da ciclagem de nutrientes nos ecossistemas é fundamental para o sucesso da restauração (Mitchell et al., 2000). Com alta resiliência, os nutrientes acrescidos ao solo durante o processo de formação da serapilheira nos primeiros anos de sucessão, ou após um plantio, permanecem no sistema e aumentam a probabilidade desse sistema progredir para estágios sucessionais mais avançados.

A restauração de áreas degradadas depende, finalmente, de melhorias na fertilidade do solo e no aumento da diversidade vegetal (Fang & Peng, 1997). Nesse sentido, o presente estudo objetivou determinar as alterações nos parâmetros químicos e no teor de matéria orgânica do solo em áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, em situações de várzea e morrote, na Reserva Biológica de Poço das Antas. A fim de se determinar o seu grau de estabilidade, foi feito o fracionamento químico da matéria orgânica armazenada no solo, que apresentou os teores de substâncias húmicas produzidas no processo de decomposição da matéria orgânica armazenada no solo

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Área de Estudo

Todos os experimentos realizados nesta tese foram desenvolvidos no interior da Reserva Biológica de Poço das Antas, cujas características serão apresentadas a seguir.

3.4.1.1 Localização

As áreas experimentais estão localizadas na Reserva Biológica de Poço das Antas (**Figura 6**), situada na zona costeira ou região das baixadas litorâneas do Estado do Rio de Janeiro, no município de Silva Jardim, entre os paralelos de 22°30' e 22°33' S e os meridianos de 42°15' e 42°19' W, em área coberta por trechos de Floresta Ombrófila Densa Aluvial e Floresta Ombrófila Densa Submontana (Veloso et al., 1991).

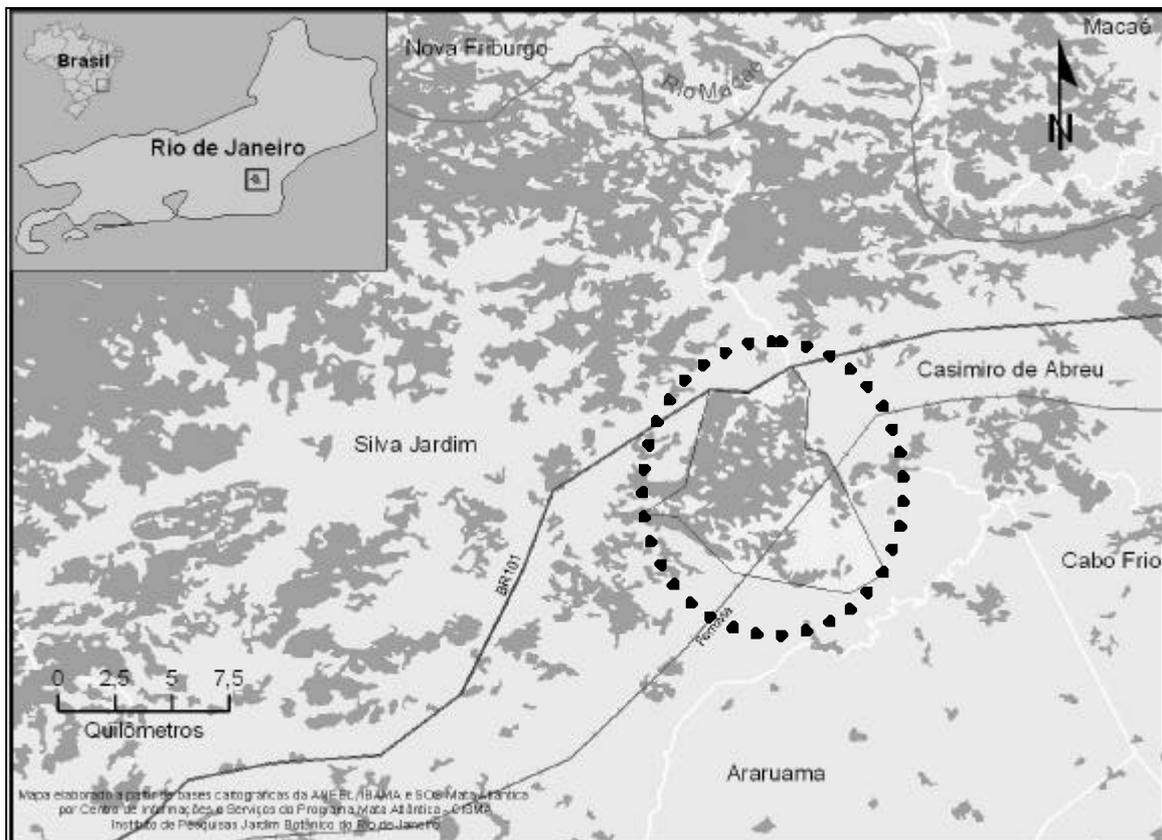


Figura 6. Mapa de localização da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ, destacada no mapa acima pelo círculo com linha pontilhada..

3.4.1.2 Clima

O clima local é quente e úmido (Aw, de acordo com a classificação de Köppen), com uma discreta estação seca no inverno. A precipitação anual média é de 2.120 mm e a temperatura média anual de 24,6 °C (série histórica 1987-1996, segundo dados fornecidos pela Associação Mico-Leão-Dourado e pelo Programa Mata Atlântica/JBRJ²).

Os dados registrados para o período em que foi desenvolvido este estudo são apresentados na **Figura 7**. Como pode ser observado, há um discreto período de seca durante o inverno, que foi agravado no ano de 2002 por uma menor precipitação no início daquele ano em relação ao mesmo período dos anos subseqüentes. Além disso, os anos de 1999, 2000 e 2001 apresentaram precipitações totais nos valores de 1906,2; 1373,6 e 1439 mm, respectivamente, ao passo que nos anos de 2002, 2003 e 2004 houve uma recuperação nesses valores (1760,2; 1874,4 e 2617,9 mm, respectivamente).

² O Programa de Conservação para o Mico-Leão-Dourado (1983-1993) e o Programa Mata Atlântica, do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (a partir de 1993) são os responsáveis pela coleta de dados de clima na Reserva Biológica de Poço das Antas.

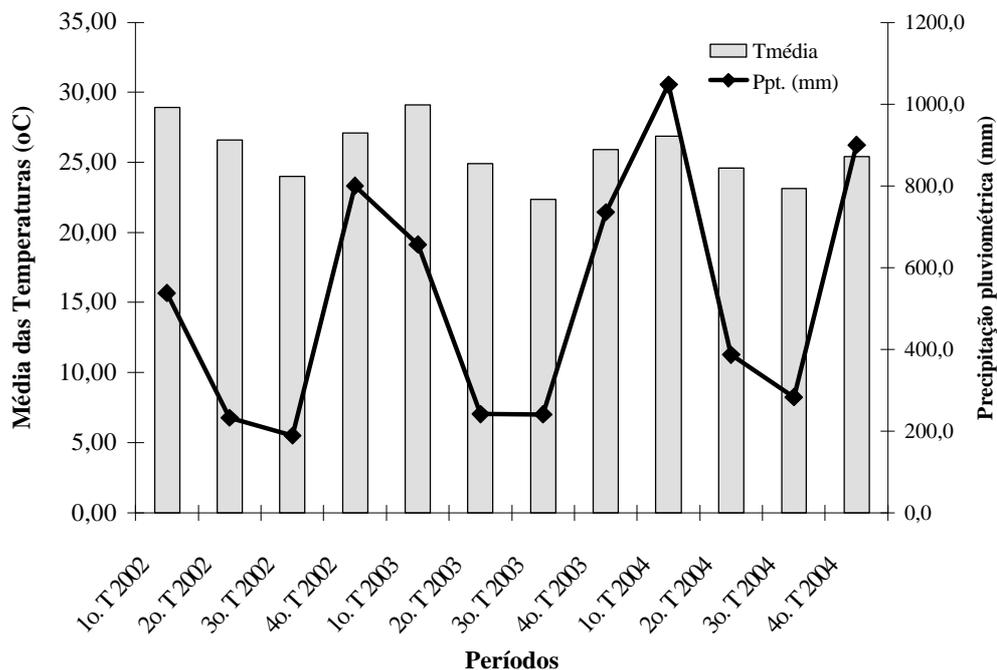


Figura 7. Dados de clima coletados na Reserva Biológica de Poço das Antas entre os anos 2002 e 2004, apresentados por trimestre (Programa Mata Atlântica/JBRJ).

3.4.1.3 Solos e Relevo

As duas unidades geomorfológicas mais importantes da Reserva são as várzeas (temporária ou permanentemente inundadas), onde predominam Neossolos Flúvicos, e os morrotes, com altitudes de até 200m e predominância de Argissolos.

Através de um trabalho de sensoriamento remoto foi elaborado um mapa geomorfológico (Takizawa, 1995) que identificou sete compartimentos geomorfológicos distribuídos em uma área total de 5.160 ha: a) Faixa meândrica, que é a porção da planície aluvional ocupada por meandros (ocupando 450,5 ha da área total da reserva); b) Várzea interna, representada pelas planícies de inundação de pequena extensão, aparecendo encaixadas entre os morros e morrotes (450,3 ha da área total); c) Várzea externa, que são as planícies de inundação de grande extensão que envolvem as cadeias de morros e morrotes da Rebio (1.985,5 ha); d) Alvéolos (132,5 ha), secções alargadas de um vale, geralmente entulhadas de sedimentos, que seriam na verdade planícies intermontanas (Takizawa, 1995); e) Morrotes baixos (325,3 ha), que são pequenos morros com topo mais arredondado e altitude de até 80 metros, onde predominam declividades de 20% a 40%; f) Morrotes altos (1.337,3 ha), que são morros de porte médio com altitude entre 80 a 100 metros; e g) Morros - monte mais elevado, com altitudes entre 100 e 200 metros, com declividades de 18% a 56% (478,5 ha da área total). A **Figura 8** mostra parte da fisionomia da paisagem da Reserva, onde se observa áreas que foram desflorestadas no processo de ocupação da região.



Figura 8. Imagem da Reserva Biológica de Poço das Antas com uma vista que inclui um morrote baixo (MB) e várzea externa (VE).

3.4.1.4 Vegetação

A fitofisionomia da Reserva de Poço das Antas inclui áreas em diversos estágios sucessionais. Durante principalmente a primeira metade do século XX a área onde hoje está localizada a Reserva foi ocupada pela criação extensiva de gado de corte e pela lavoura cafeeira, de baixa intensidade. Com a redução da produtividade da produção agropecuária entre as décadas de 1950 e 1960 as terras foram sendo abandonadas e ocupadas por posseiros, que foram os atores efetivamente indenizados durante a desapropriação de terras para a criação da Reserva. O mosaico vegetacional em Poço das Antas é, portanto, resultado desse histórico de ocupação.

Um trabalho realizado por pesquisadores do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (**Figura 9**) propõe os seguintes tipos de formação vegetal para a Reserva de Poço das Antas: a) floresta submontana, constituída por formações florestais secundárias e trechos florestais mais densos, com árvores que chegam até 30 metros de altura, ocupando 1.759,5 ha da área total da Reserva; b) floresta aluvial, caracterizada por formações florestais de porte médio, adaptadas às áreas alagadiças (835 ha da área total); c) formação pioneira com influência fluvial, onde predominam a vegetação herbácea, arbustiva e árvores de pequeno porte; esta formação ocorre somente nas áreas alagadiças, ao longo dos córregos (1.360,5 ha); d) capoeira submontana, que ocorre nas encostas dos morros e morrotes (181 ha); e) capoeira de baixada, em áreas alagadiças (473 ha); e f) campo antrópico, com 551 ha. Capoeiras são áreas com formação florestal de início de sucessão, onde predominam espécies pioneiras, e campos antrópicos são as áreas degradadas pela exploração humana e por incêndios, constituída por gramíneas como o capim gordura, o sapê e outras formações herbáceas.

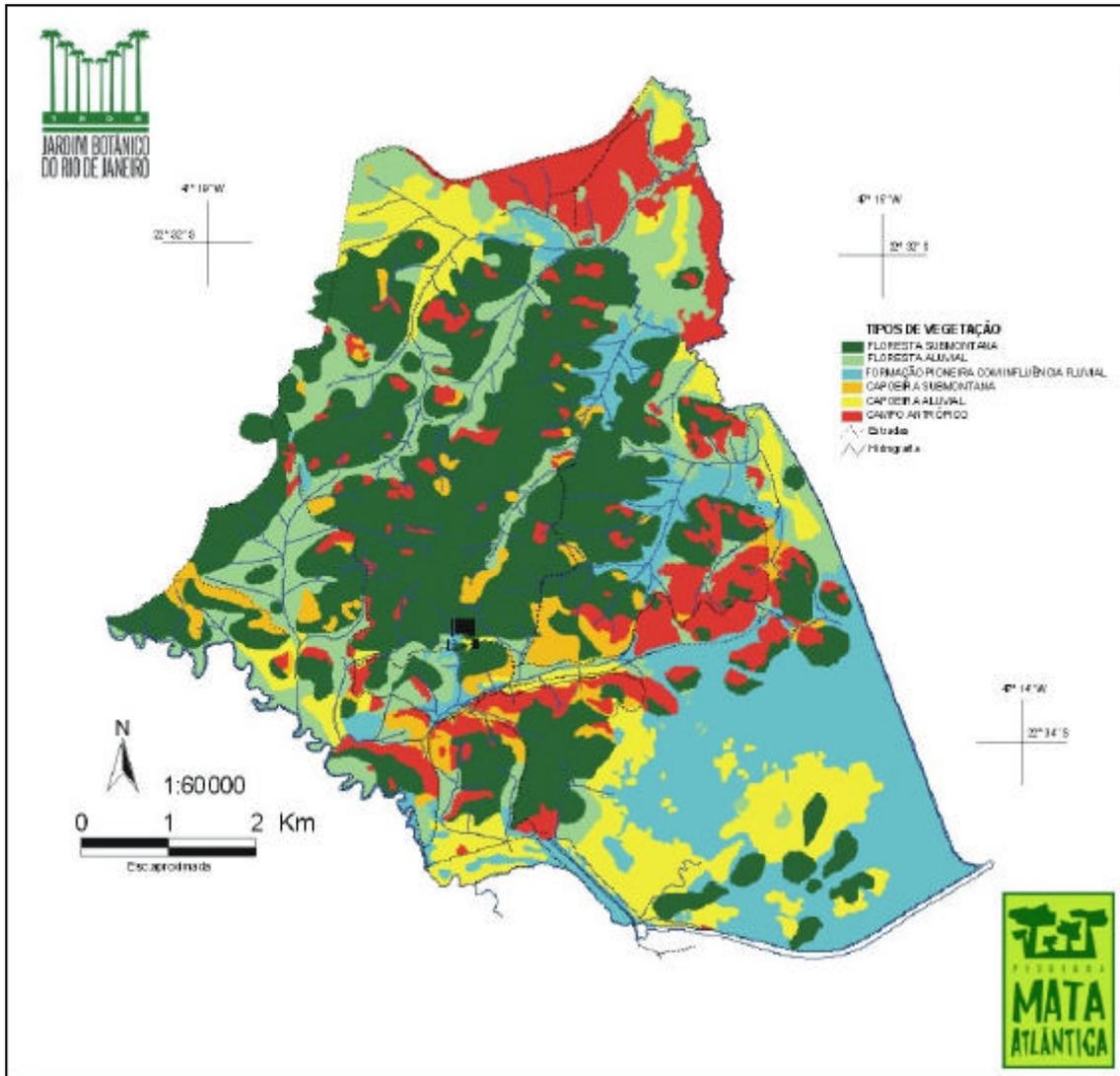


Figura 9. Mapa de vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, elaborado por pesquisadores do Programa Mata Atlântica/JBRJ.

3.4.2 Áreas Experimentais

Todas as áreas experimentais utilizadas neste estudo estão identificadas na imagem de satélite da Reserva (**Figura 10**). Os tratamentos localizados nos morrotes encontram-se sobre encostas com declividade variando entre 20 e 45%. Assim, considerando as situações geomorfológicas utilizadas e os sistemas estudados, temos os seguintes tratamentos: i) Floresta na várzea (FV), ii) Plantio na várzea (PV), iii) Pastagem abandonada na várzea (GV), iv) Floresta no morrote (FM), v) Plantio no morrote (PM) e vi) Pastagem abandonada no morrote (GM).

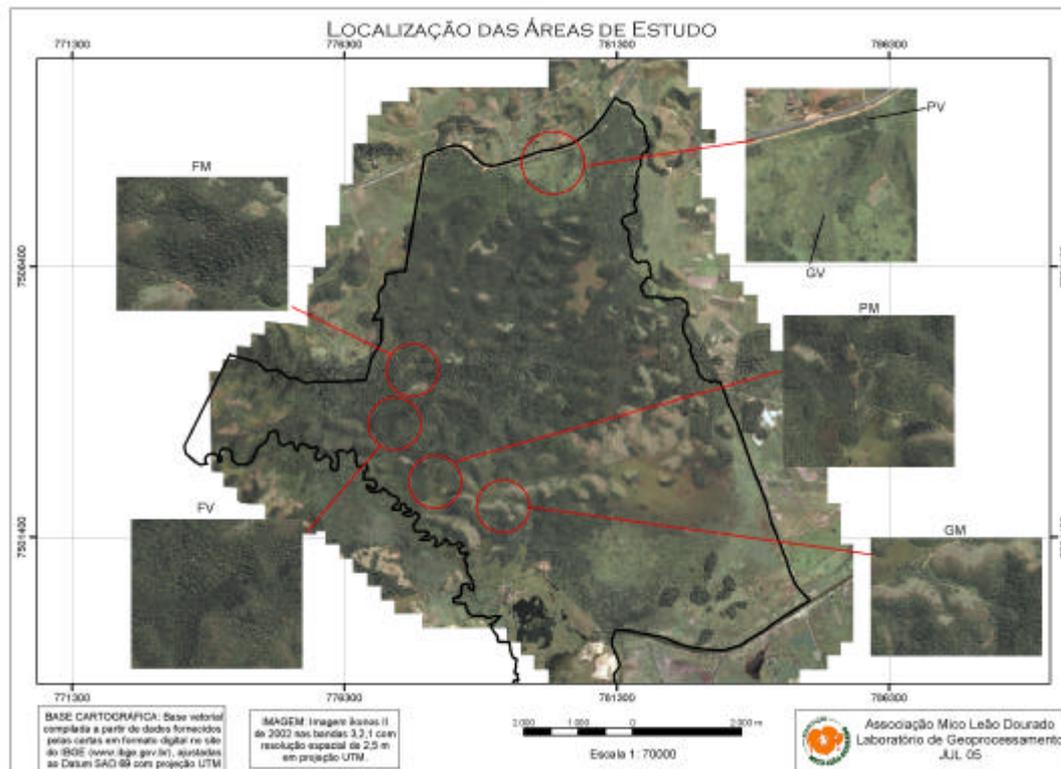


Figura 10. Imagem de satélite³ da Rebio Poço das Antas com a localização das áreas de estudo.

As áreas de floresta que foram utilizadas como referência neste estudo (FV e FM - **Figura 11**) são matas secundárias com aproximadamente 60-70 anos de idade. A vegetação arbórea nas áreas inundáveis (várzeas) apresenta-se com pequeno porte, com o dossel encontrando-se entre 15 e 18 metros de altura; para a floresta de morrote, o dossel chegou a alcançar 30 m. Os índices de diversidade H' encontrados foram 3,985 nats/inds. ($J=0,871$) para a floresta inundável e $H'= 4,549$ nats/inds. ($J=0,887$) para a floresta sobre morros (Guedes-Bruni, 1998). A floresta de várzea se encontra sobre um Planossolo, com textura do horizonte superficial de arenosa a média, e a floresta de morrote sobre um Argissolo de textura argilosa.

³ Imagem elaborada pelo laboratório de Geoprocessamento (Labgeo) da Associação Mico-Leão-Dourado.

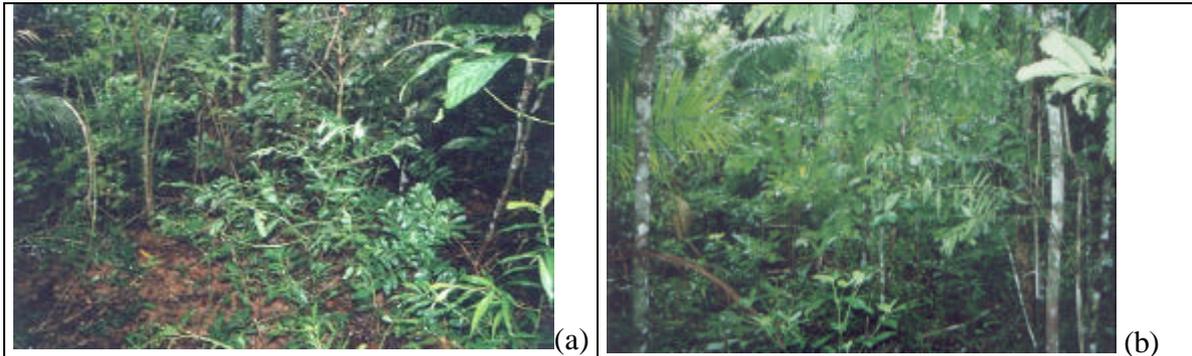


Figura 11. Vista geral dos tratamentos de (a) floresta em morrote (FM) e de (b) floresta em várzea (FV).

Os dois plantios experimentais (PV e PM - **Figura 12**) foram feitos com espaçamento 2,0 m x 2,0 m, implicando em uma densidade de 2.500 mudas/ha, sendo que as espécies foram divididas em grupos ecológicas (**Tabela 5**) e distribuídas no campo conforme esquema apresentado na **Figura 13**. O preparo da área incluiu a eliminação mecanizada (uma aração e uma gradagem) da vegetação invasora, com mono dominância de *Panicum maximum* Jacq. (capim-colonião). Nenhum tipo de fertilização foi utilizado. No plantio de várzea praticamente não houve mortalidade das mudas plantadas (taxa de sobrevivência de 98%), mas no plantio de morrote a taxa de mortalidade foi de 31%. Essas taxas foram medidas cinco anos após os plantios. O plantio na várzea se encontra sobre uma associação de Gleissolos e Neossolos Flúvicos, e o do morrote sobre um Argissolo com textura argilosa.

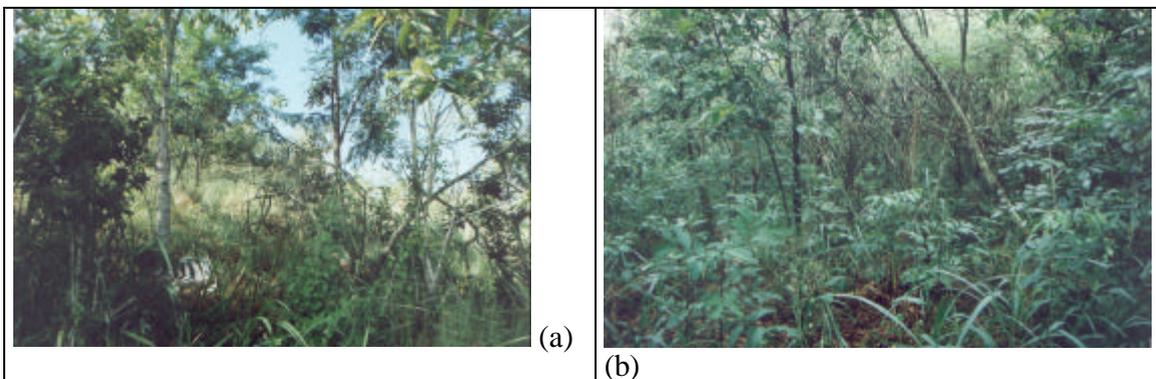


Figura 12. Vista geral dos tratamentos de (a) plantio em morrote (PM) e de (b) plantio em várzea (PV).

Como uma das principais metas dos plantios é a de inibir o desenvolvimento das gramíneas pelo seu sombreamento, o modelo (**Figura 13**) prevê que pelo menos 50% das mudas sejam espécies de rápido crescimento (pioneiras e secundárias iniciais), que promoveriam condições para o desenvolvimento das espécies de estágios sucessionais tardios.

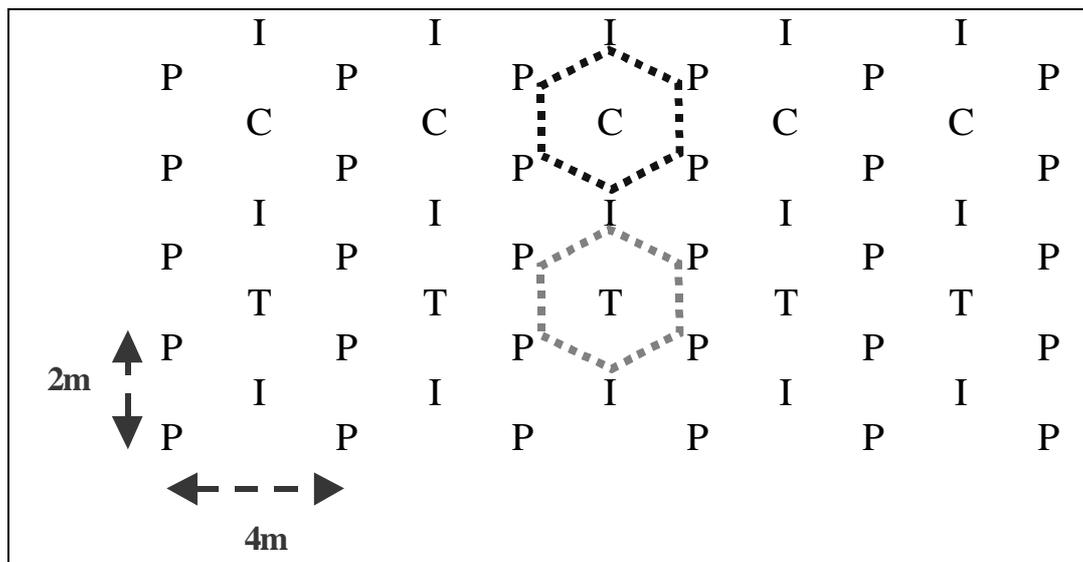


Figura 13. Modelo sucessional de plantio de espécies arbóreas nativas, adotado na Reserva de Poço das Antas, indicando esquema para a distribuição das mudas no campo. Legenda: P = espécies pioneiras; I = espécies secundárias iniciais; T = espécies secundárias tardias; C = espécies clímaxes.

A seleção das espécies para restauração teve como ponto de partida os levantamentos florísticos realizados na Reserva para as áreas de várzea e morrote. Observações feitas em áreas em estágio inicial de regeneração indicaram as espécies presentes no início do processo de sucessão secundária para cada situação.

Tabela 5. Espécies utilizadas em plantios experimentais na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, Rio de Janeiro, com os respectivos tipos de dispersão de frutos e grupos ecológicos a que pertencem. Legenda: GE = grupo ecológico; P = pioneira; I = secundária inicial; T = secundária tardia; C = clímax.

ESPÉCIE	Família	Dispersão	GE
<i>Plantio na várzea (PV)</i>			
	Área: 0,84ha	Época de plantio: Maio/1996	
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	Zoocórica/barocórica	P
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Euphorbiaceae	Zoocórica/barocórica	P
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) O. Kuntze	Mimosaceae	Anemocórica/barocórica	P
<i>Inga affinis</i> DC	Mimosaceae	Zoocórica/hidrocórica	I
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Mimosaceae	Zoocórica/hidrocórica	I
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Bombacaceae	Anemocórica	I
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer	Meliaceae	Zoocórica	T
<i>Jaracatia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Caricaceae	Zoocórica	T
<i>Calophyllum brasiliense</i> Camb.	Clusiaceae	Zoocórica/hidrocórica	C
<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf.	Caesalpineaceae	Zoocórica	C
<i>Plantio em Morrote (PM)</i>			
	Área: 0,85ha	Época de plantio: Janeiro/1995	
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Verbenaceae	Zoocórica/barocórica	P
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Asteraceae	Anemocórica	P
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	Mimosaceae	Autocórica	I
<i>Piptadenia paniculata</i> ?	Mimosaceae	Autocórica	I
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum. ?	Bignoniaceae	Anemocórica	I
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	Papilionaceae	Barocórica	T
<i>Tabebuia crysotricha</i> (Mart ex DC.) Standl.	Bignoniaceae	Anemocórica	T
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk	Sapindaceae	Zoocórica/barocórica	C
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Lauraceae	Zoocórica/barocórica	C
<i>Virola oleifera</i> (Schott) A.C.Smith	Miristicaceae	Zoocórica	C

As áreas cobertas por gramíneas (GV e GM) caracterizam pastagens abandonadas há aproximadamente 30-35 anos, segundo relatos de moradores locais, desde a criação da Reserva Biológica de Poço das Antas⁴. Na situação de várzea foi escolhida uma área com predominância de capim-colônia (**Figura 14b**), com a presença de alguns indivíduos isolados de *Cecropia* sp.; para a situação de morrote a selecionada foi escolhida uma área coberta majoritariamente por capim-gordura (**Figura 14a**), com alguns indivíduos isolados de *Cecropia* sp, sendo que no terço inferior da encosta existe ainda um agrupamento de 4 indivíduos adultos de aroeirinha (*Schinus terebenthifolius* Raddi). A presença dos indivíduos arbóreos, conforme registrado acima, não interfere, no entanto, na dominância das respectivas espécies herbáceas invasoras. A pastagem na várzea se encontra sobre um Gleissolo, e a do morrote sobre um Argissolo, ambos com textura argilosa.

⁴ Decreto de Criação 73.791, de 03/11/1974.

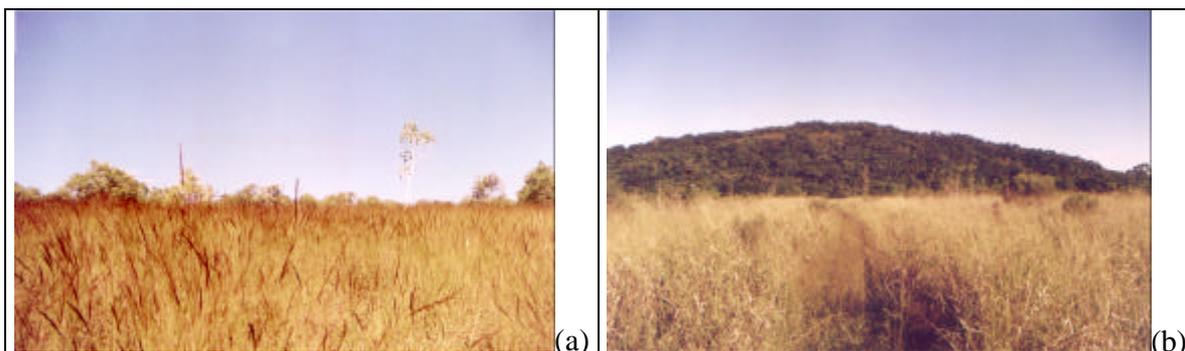


Figura 14. Vista geral dos tratamentos de (a) pastagem em morrote (GM), a partir do terço inferior da encosta, e de (b) pastagem em várzea (GV).

3.4.3 Análises Laboratoriais

A fertilidade do solo foi avaliada através dos seguintes parâmetros: pH em água (método do potenciômetro), teor de Al (trocável) e teores de C (total e orgânico), N (total), P (assimilável), K, Ca e Mg (trocáveis). Pelo fato das áreas estarem em condições homogêneas (mesmo tipo de solo, mesma cobertura vegetal e mesmo uso do solo) há pelo menos 30 anos, foram coletadas três amostras compostas por área, para as profundidades de 0-2,5cm; 2,5-7,5cm e 7,5-20,0cm. A maior atividade biológica do solo ocorre nos primeiros 20cm de solo, onde há maior acúmulo de matéria orgânica, pela formação de serapilheira e pela decomposição das raízes (Moreira & Siqueira, 2002). Essa subdivisão da profundidade objetiva, por um lado, potencializar a estimativa de atividade microbiana na camada mais superficial, e por outro, analisar as alterações em maior profundidade. Os métodos de análise de solos foram os adotados pela Embrapa (Embrapa, 1997).

Para a caracterização da MOS foi adotado o procedimento de extração sugerido pela IHSS e adaptado por Benites (2003). Nesse procedimento o solo é inicialmente agitado em solução de HCl $0,1\text{mol.L}^{-1}$, para obtenção do extrato de ácido fúlvico (sobrenadante) e posteriormente com NaOH $0,1\text{mol.L}^{-1}$, para obtenção do extrato ácido húmico (sobrenadante), após centrifugação. Os componentes não solubilizados são as huminas.

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com desenho fatorial $3 \times 2 \times 3$ (sistema x situação x profundidade do solo) e as médias referentes a cada tratamento foram comparadas pelo Teste de Scott-Knott, com nível mínimo de significância de 5%; através do uso do software SISVAR (UFLA – Universidade Federal de Lavras).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Fertilidade do Solo

A caracterização química para a camada superficial de 20 cm de solo nas áreas estudadas está representada na **Tabela 6**. Os resultados individualizados por profundidade são apresentados em tabela em anexo.

Os solos da área de estudo são, de uma maneira geral, ácidos, sendo que os solos sob floresta madura em várzea apresentaram uma acidez mais acentuada ($p < 0,01$), provavelmente devido à textura mais arenosa. O pH mais elevado observado nas áreas de pastagens abandonadas, para ambas as situações de várzea e morrote, parece estar relacionado aos teores mais elevados de cálcio e magnésio, resultantes da taxa de renovação mais alta para esse tipo de cobertura vegetal, tanto na biomassa aérea quanto no sistema radicular. Os solos sob plantio de várzea apresentaram maior acidez que os solos sob plantio de morrote ($p < 0,01$), provavelmente devido à maior produção de ácidos fúlvicos e húmicos no primeiro. Não houve diferença nos valores de pH entre as camadas de solo amostradas ($p < 0,05$), para nenhum sistema ou situação. A maior acidez do solo torna a decomposição da matéria orgânica mais lenta (Siqueira & Moreira, 1997), o que de certa forma confere alguma estabilidade ao sistema, sugerindo ainda uma maior instabilidade da MOS nos solos sob pastagens.

Os teores de Al foram maiores para os solos sob a floresta ($p < 0,01$), e nos solos sob pastagem o Al se encontrou menos disponível. Quando comparadas as situações geomorfológicas, houve diferenças somente para os sistemas floresta ($p < 0,01$) e plantio ($p < 0,01$) na área de várzea. O solo amostrado foi classificado como Argissolo álico (Takizawa, 1995), o que sugere que o Al tem origem pedogenética. Os teores de Al na camada mais superficial (0-2,5cm) foram mais baixos ($p < 0,01$) que nas demais camadas para os três sistemas, provavelmente devido aos maiores teores de matéria orgânica na superfície.

Os valores mais baixos de Ca+Mg ($p < 0,01$) nos solos sob floresta se explicam pelo fato desses sistemas terem estrutura mais complexa e composição florística mais diversa, imobilizando mais fortemente esses elementos, que são componentes estruturais dos vegetais. A se destacar estão os baixos valores de Ca^{+2} para as áreas de floresta madura, em ambas as situações (várzea e morrote), com exceção da camada de 0-2,5cm de solo na floresta em morrote, sugerindo que esse sistema esteja imobilizando menos Ca, o que pode ser um indicador de menor estabilidade. A maior taxa de renovação de biomassa parece ser responsável pelos maiores valores de Ca+Mg encontrados nos solos das pastagens abandonadas. Os maiores valores desse elemento observados nas áreas da várzea têm relação com a maior atividade biológica nesse ambiente, provocando uma decomposição mais rápida da MOS.

Elemento altamente móvel, os valores mais altos de K no solo foram registrados para as áreas de pastagens ($p < 0,01$), seguidas pelas de plantio, mas somente na situação de várzea. Para a situação de morrote não foram observadas diferenças entre os sistemas para os valores de K. Os teores na floresta de morrote foram semelhantes aos de várzea, sendo que para as áreas de plantio com espécies arbóreas e as pastagens abandonadas, maiores valores de K foram registrados na condição de várzea, em todas as profundidades. Vale lembrar que o K não é componente das estruturas das plantas, estando preferencialmente ligado a processos metabólicos. Isso faz com que no processo de liberação dos nutrientes

ele seja um dos primeiros a serem disponibilizados para a solução do solo, e confere a esse elemento uma alta taxa de renovação interna ou realocação (Miller, 1984).

Os dados confirmam a estratégia inicial de ciclagem de nutrientes nas florestas secundárias, de rápido acúmulo de nutrientes na vegetação e rápido retorno pela serapilheira, acompanhado pela rápida renovação e consumo pelas raízes (Brown & Lugo, 1990; Poggiani & Schumacher, 2000; Guariguata & Ostertag, 2001). Do ponto de vista da sucessão, a ciclagem é caracterizada por uma rápida renovação dos nutrientes durante os estágios iniciais da sucessão, com exceção do Ca^{+2} , e uma mudança para taxas mais lentas de renovação nos estágios mais tardios (Miller, 1984; Guariguata & Ostertag, 2001), como parece o caso das florestas maduras que fazem parte deste estudo.

O uso pretérito do solo também influencia o restabelecimento da fertilidade do solo durante a regeneração da floresta. Florestas secundárias resultantes da regeneração natural em pastagens abandonadas, como é o caso de boa parte dos remanescentes em Poço das Antas, recuperam os teores de carbono do solo mais rapidamente que as florestas originadas da regeneração de campos agrícolas (Silver et al., 2000).

Todos os solos amostrados nos sistemas e situações estudados são pobres em P, cujos valores estiveram sempre abaixo de 10mg/dm^3 . A única diferença observada foi para os solos sob floresta de várzea, de textura mais arenosa que os outros, onde os teores de P foram maiores que os de morrote. Um parâmetro relacionado à disponibilidade do P é o teor de MOS. O desaparecimento progressivo de matéria orgânica possibilita a imobilização do P, diminuindo sua disponibilidade para a comunidade vegetal (Montagnini & Jordan, 2002).

Quando cinco sistemas de ocupação de solo foram avaliados, incluindo o plantio de espécies arbóreas nativas e área em regeneração natural, a análise química mostrou que os níveis de P se mostraram baixos para todos os sistemas, sugerindo que a sucessão secundária, por si, sem interferência humana, não é suficiente para recuperar os níveis de P no solo (Nagy, 1997).

Comparando um outro plantio misto (aos 3 anos de idade) de espécies arbóreas nativas com 2 florestas secundárias (20 e 40 anos de idade), na Reserva Biológica de Poço das Antas, Barbosa (2000b) observou que os teores de N, C, K e $\text{Ca}+\text{Mg}$ no solo sob plantio foram semelhantes aos da floresta secundária com 20 anos de idade, que, por sua vez, apresentou níveis significativamente maiores de P. Esses dados sugerem uma maior reciclagem nos primeiros anos de regeneração, relacionada ao período de formação da serapilheira.

Um mecanismo provável para evitar que o P seja um elemento limitante é o uso de espécies com potencial para a formação de associações micorrízicas: fungos glomaleanos e o P do solo são fatores importantes na tecnologia de restauração de áreas degradadas (Franco et al., 1995; Caldeira et al., 1997; Siqueira et al., 1998).

Tabela 6. Caracterização química das amostras coletadas em áreas sob floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, nas situações de várzea e morrote, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Sistema	pH (água)		Al		Ca+Mg		P		K	
			-----cmol _c /dm ³ -----				-----mg/dm ³ -----			
	V	M	V	M	V	M	V	M	V	M
Floresta	3,67 Aa	4,03 Ba	1,73 Bc	1,23 Ab	0,33 Aa	0,87 Ba	4,63 Bb	1,90 Aa	28,50 Aa	30,93 Aa
Plantio	4,37 Ab	4,83 Bb	1,67 Bb	1,00 Ab	1,23 Ab	0,87 Aa	3,47 Ba	1,37 Aa	56,87 Bb	17,40 Aa
Pastagem	5,37 Bc	5,00 Ab	0,36 Aa	0,47 Aa	2,43 Bc	1,17 Aa	2,57 Aa	1,33 Aa	82,43 Bc	20,30 Aa
CV (%)	3,44		20,98		25,60		28,33		17,93	

Valores seguidos pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas, para cada parâmetro, não diferem estatisticamente, de acordo com o teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); Legenda: V = Várzea; M = Morrote; CV = coeficiente de variação.

3.5.2 Matéria Orgânica do Solo

Os teores de C orgânico, matéria orgânica e N total do solo são apresentados na **Tabela 7**, assim como a relação C/N no solo.

Não houve diferenças ($p < 0,05$) nos teores de C orgânico do solo entre os três sistemas estudados, na situação de morrote. Na várzea, os valores para o plantio e a pastagem foram superiores aos do solo sob floresta, devido à alta taxa de renovação de biomassa aérea e de raízes na pastagem e às altas taxas iniciais de crescimento das espécies plantadas, que refletiram positivamente no acúmulo de matéria orgânica por uma maior produção de biomassa vegetal. Dependendo das condições locais e de uso do solo, a conversão de floresta para pastagem pode não significar perda de C no solo, uma vez que espécies de gramíneas agressivas podem compensar as perdas iniciais com altas taxas de crescimento e rápido acúmulo de C na biomassa (Fernandes et al., 1997).

Os valores de C orgânico foram maiores, na situação de várzea, para as três camadas estudadas, o que reforça a sugestão de que o ambiente de várzea é mais eficiente na conservação da matéria orgânica do solo, para as condições da Reserva de Poço das Antas.

Em estudo realizado na região de monções da China tropical, a ausência significativa de espécies de maior porte em áreas degradadas resultou em um teor de C orgânico muito baixo (0,2%), enquanto no solo sob floresta secundária o valor correspondente foi de 1,47% (Mao et al., 1992), acima da média apresentada pelas florestas maduras nesse estudo (1,12%).

Tabela 7. Teores de C, N e Matéria Orgânica no solo para três sistemas – floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada – localizados em várzea e morrote na Reserva de Poço das Antas, RJ.

Sistema	C org		MOS		N Total		C/N no solo	
	-----%-----							
	V	M	V	M	V	M	V	M
Floresta	1,15 Aa	1,09 Aa	1,95 Aa	1,89 Aa	0,10 Aa	0,13 Ab	10,7 Bb	8,7 Aa
Plantio	1,61 Bb	1,08 Aa	2,77 Bb	1,87 Aa	0,19 Bb	0,11 Aa	8,4 Aa	11,5 Bc
Pastagem	1,47 Bb	1,08 Aa	1,70 Aa	1,85 Aa	0,16 Bb	0,08 Ab	9,11 Aa	9,8 Bb
CV (%)	10,97		12,06		13,06		4,22	

Valores seguidos pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas, para cada parâmetro, não diferem estatisticamente, de acordo com o teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); Legenda: V = Várzea; M = Morrote; CV = coeficiente de variação.

Para o nitrogênio total do solo, os teores foram mais altos ($p < 0,01$) também para a situação de várzea, onde o plantio e a pastagem foram os sistemas com maior teor de N no solo. No caso do plantio de várzea, o maior teor de N é devido, certamente, à presença de leguminosas fixadoras de N atmosférico entre as espécies de rápido crescimento (pioneiras típicas e secundárias iniciais), como as do gênero *Ingá* e *Mimosa bimucronata*. Além disso, a maior ciclagem potencial de nutrientes no plantio e os maiores valores de C orgânico observados para este sistema justificam a maior retenção de N. Os teores de N decresceram da camada mais superficial para as subseqüentes, devido provavelmente a um maior distanciamento em relação à serapilheira. Quando foram comparadas as situações geomorfológicas, os valores foram maiores para a situação de várzea ($p < 0,01$), como observado para os teores de C orgânico.

Os teores de N para cada sistema nas situações de várzea, somente para os solos sob floresta, foram maiores no morrote do que na várzea ($p < 0,05$). Para o plantio e a pastagem, os teores foram maiores na várzea ($p < 0,01$). Além dos níveis mais altos de N, essas espécies também contribuem para um maior aporte de material orgânico sobre o solo.

Os valores da relação C:N para as áreas amostradas nesse estudo variaram entre 8,4 e 11,5, sugerindo uma possível condição de estabilidade para os três sistemas investigados – floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada. A relação C:N no solo foi maior para a situação de morrote ($p < 0,05$). Não foram observadas diferenças neste parâmetro entre os sistemas e entre as profundidades ($p < 0,05$). A relação C:N é considerada estabilizada quando seus valores estão situados entre 8:1 e 12:1 (Moreira & Siqueira, 2002).

Quando analisada a variação dos valores da relação C:N nos sistemas em relação à situação geomorfológica, o único sistema que apresentou valores maiores na várzea do que no morrote foi a floresta, devido ao maior teor de N nesse sistema na referida situação, como apresentado acima. A análise da variação da relação C:N nas camadas amostradas para cada situação mostrou que a única diferença foi registrada na profundidade de 7,5-20 cm, cujo valor foi maior para a área de morrote.

O plantio de espécies arbóreas nativas na área de várzea foi o que apresentou maiores teores (%) de matéria orgânica no solo (MOS). A **Figura 15** apresenta os valores de MOS para as profundidades de 0-2,5 cm, 2,5-7,5 cm e 7,5-20 cm, para os sistemas e situações estudados.

A produtividade de um sistema no longo prazo é bastante dependente do acúmulo de matéria orgânica, que evita a fixação do P e favorece a formação de um reservatório de P orgânico (Franco & Faria, 1997). Os plantios de várzea, portanto, têm maior disponibilidade potencial de P.

Em reflorestamentos realizados para a recuperação de áreas degradadas por mineração de bauxita em Porto Trombetas-PA foram avaliados o desenvolvimento de espécies e a fertilidade do solo (Ferraz, 1993). Os níveis de matéria orgânica do solo nos plantios com 9 a 12 anos de idade estavam bem abaixo dos níveis encontrados na floresta madura. Os níveis de N total acompanharam os de MOS. Os níveis de P nos solos reflorestados eram baixos, e nenhuma relação foi observada entre o crescimento das árvores e os níveis desse elemento. Os níveis de K, Ca e Mg encontrados nos solos reflorestados indicavam deficiência desses nutrientes.

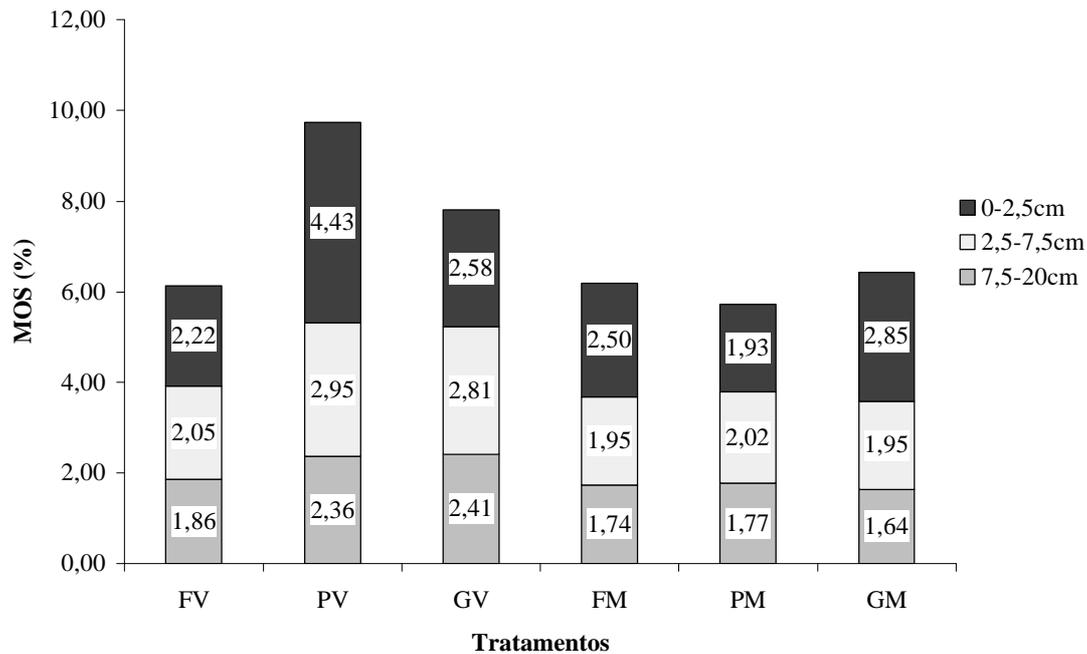


Figura 15. Distribuição de MOS (%) nos primeiros 20 cm de solo em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em situações de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas.

Os altos valores de MOS nos plantios ($p < 0,01$) indicam que essa prática é eficiente em um primeiro aspecto da restauração, que é o aumento da qualidade do solo para que o processo sucessional tenha condições de se estabelecer. A MOS, além de ser fonte de C orgânico de alta disponibilidade, confere ao sistema outras vantagens, como uma maior capacidade de reter nutrientes, maior capacidade de reter água e de imobilizar elementos que podem ter algum grau de toxicidade. Por permitir essa série de inferências, a MOS se apresenta como um excelente indicador de restauração.

A situação de várzea apresentou uma maior porcentagem de MOS para os sistemas de plantio ($p < 0,01$) e pastagem abandonada ($p < 0,01$). Por ser uma área com alto teor de umidade no solo, a atividade biológica nessa situação é estimulada, aumentando a decomposição dos resíduos orgânicos (Moreira & Siqueira, 2002).

Embora os baixos teores de MOS sejam menos limitantes para o restabelecimento da vegetação que a baixa disponibilidade de N e P, a MOS é muito importante para manter a ciclagem de nutrientes, o estabelecimento e a manutenção das características físicas do solo (Mummey et al., 2002). A remoção da vegetação pode induzir a uma redução da contribuição de fungos na composição da comunidade microbiana, levando a uma diminuição da relação C:N da MOS e a uma modificação no seu padrão de decomposição (Henrot & Robertson, 1994).

A ação da matéria orgânica pode mesmo ser considerada a principal responsável pelo sucesso da revegetação (Parrotta et al., 1997). Nesse contexto, as áreas degradadas que ocupam a Rebio Poço das Antas (pastagens abandonadas) e que foram avaliadas neste estudo têm grandes chances de serem restauradas.

O fracionamento da matéria orgânica mostra uma maior proporção de huminas em relação às formas menos estáveis nos três sistemas estudados, seja nas áreas de várzea, ou de morrote (**Figura 16**). Huminas são ácidos orgânicos de cadeia longa, formados em condições de maior estabilidade, onde a decomposição da matéria

orgânica do solo é mais lenta (**Figura 5**). Os teores individualizados para cada substância húmica são apresentados na **Tabela 8**.

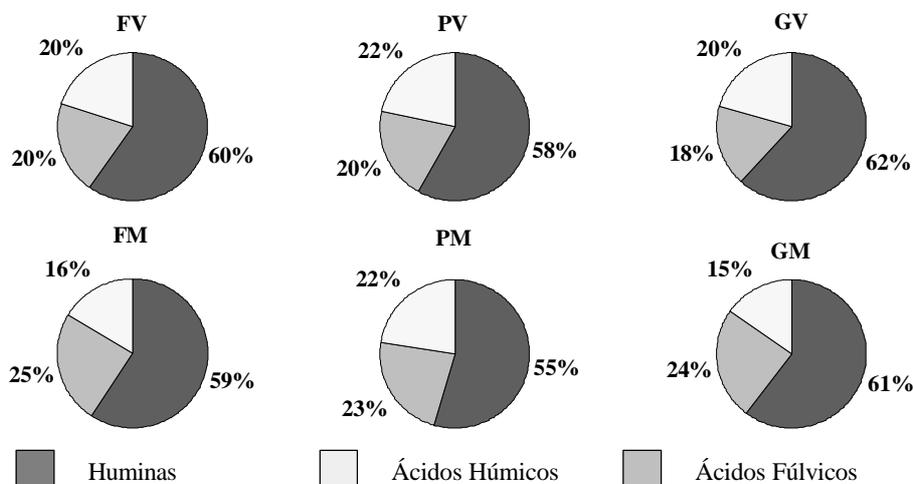


Figura 16. Distribuição das formas de ácidos orgânicos (%) em solos na Reserva de Poço das Antas, nos sistemas Floresta Madura (F), Plantios de Espécies Arbóreas Nativas (P) e Pastagens Abandonadas (G), para as situações de várzea (V) e morrote (M).

Quando consideradas somente as situações morfológicas, a várzea apresentou teores maiores para as três formas de substâncias húmicas ($p < 0,01$), da mesma forma que os plantios em relação aos outros sistemas, exceto para huminas, quando os teores nas pastagens foram similares aos dos plantios. A análise dos sistemas em relação às situações indica que o plantio na várzea foi o tratamento com os maiores teores de ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e huminas (HU), sugerindo que o processo de humificação da matéria orgânica é bastante expressivo. Isso confirma que os plantios nas áreas de várzea podem restabelecer, no curto prazo, a estabilidade dessas áreas degradadas na Reserva de Poço das Antas. Por outro lado, os plantios nos morrotes devem adicionar técnicas que acelerem a deposição e a transformação da matéria orgânica, como o uso de espécies fixadoras de nitrogênio atmosférico ou que desenvolvam relações micorrízicas.

Tabela 8. Fracionamento químico da MOS em solos sob floresta madura (Floresta), plantios de espécies arbóreas nativas (Plantio) e pastagens abandonadas (Pastagem), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Sistemas	Ácidos Fúlvicos		Ácidos Húmicos		Humina	
	-----g/100g-----					
	V	M	V	M	V	M
Floresta	0,28 Aa	0,31 Aa	0,26 Aa	0,19 Aa	0,81 Aa	0,72 Aa
Plantio	0,40 Ba	0,28 Aa	0,36 Bb	0,24 Aa	1,03 Bb	0,67 Aa
Pastagem	0,31 Aa	0,31 Aa	0,35 Bb	0,22 Aa	1,07 Bb	0,82 Ab
CV (%)	17,04		16,24		6,51	

Valores seguidos pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas, para cada parâmetro, não diferem estatisticamente, de acordo com o teste de Scott-Knot ($p < 0,05$); Legenda: V = Várzea; M = Morrote; SH = Substâncias húmicas; CV = coeficiente de variação.

Tão importante quanto conhecer o teor de MOS no solo é identificar em quais formas químicas ela está armazenada. Substâncias húmicas se encontram quase estáticas, com um tempo de reciclagem muito alto, representando um estoque passivo de

C no solo (Moreira & Siqueira, 2002). Por apresentar uma maior produção de substâncias húmicas totais, o plantio de várzea possui uma maior estabilidade que os outros tratamentos, o que reforça o potencial dessa ação na restauração do ecossistema (**Figura 17**). Em situações de estresse nutricional, a estrutura alifática dos ácidos húmicos aparenta ser bastante útil para os microrganismos do solo (Filip & Kubát, 2003).

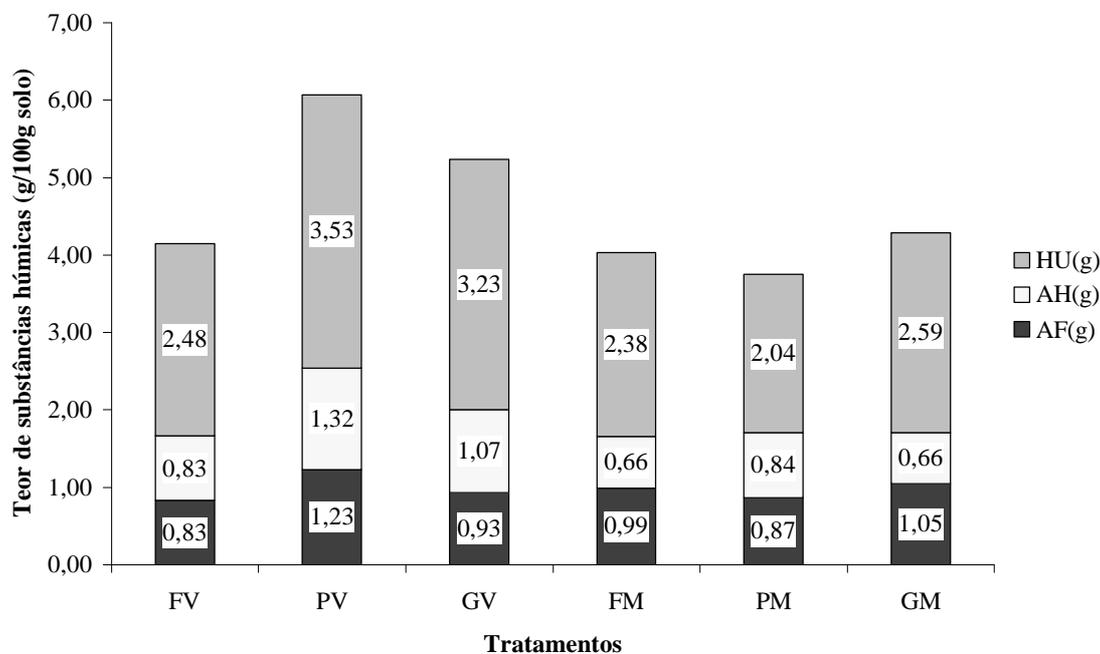


Figura 17. Distribuição quantitativa de substâncias húmicas nos primeiros 20cm do solo nos sistemas floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens (G) abandonadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, para as situações de morrote (M) e várzea (V). Legenda: HU = huminas; AH = ácidos húmicos; AF = ácidos fúlvico.

Para dar uma outra dimensão à análise da condição da estabilidade da MOS nos sistemas e situações estudadas foram estabelecidas relações entre as formas menos e as mais humificadas das substâncias húmicas (**Tabela 9**). Os valores para a relação AH:AF foram menores para a situação de morrote, para as áreas de pastagem e floresta, quando esses fatores de variação foram analisados individualmente. Na análise de cada sistema nas situações estudadas, o plantio foi o único que não apresentou diferenças entre as situações, o que sugere que a situação de morrote contribui preferencialmente para menores relações AH:AF. Já a relação (AF+AH):HU só foi diferente para o plantio em morrote, que apresentou valores maiores que os outros tratamentos.

Tabela 9. Relações entre formas mais e menos estabilizadas de substâncias húmicas em solos sob floresta madura (Floresta), plantio misto de espécies arbóreas nativas (Plantio) e pastagens abandonadas (Pastagem), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Sistema	Relação AH:AF		Relação (AF+AH):HU	
	V	M	V	M
Floresta	0,94 Ba	0,60 Aa	0,60 Aa	0,69 Aa
Plantio	0,91 Aa	0,84 Ab	0,74 Aa	0,79 Aa
Pastagem	1,11 Aa	0,65 Aa	0,63 Aa	0,71 Aa
CV (%)	20,63		12,53	

Valores seguidos pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas, para cada parâmetro, não diferem estatisticamente, de acordo com o teste de Scott-Knot ($p < 0,05$); Legenda: V = Várzea; M = Morrote; AH = Teor de ácidos húmicos; AF = Teor de ácidos fúlvicos; HU = Teor de huminas; CV = coeficiente de variação.

A **Figura 18** apresenta as relações entre ácidos húmicos e ácidos fúlvicos individualizadas nas camadas de solo utilizadas neste estudo (0-2,5 cm; 2,5-7,5 cm; 7,5-20 cm). Valores da relação AH:AF próximos a 1,0 sugerem sistemas mais estáveis (Canelas, 1999). Estudo na Amazônia apresentou valor 1,0 da relação AH:AF para solos sob floresta madura (Andreux et al., 1990). Os valores de AH:AF para Argissolos, na região de tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro, foram de 1,77 para floresta madura e de 3,04 para pastagem (Fontana et al., 2001).

Sob condições naturais, a síntese de substâncias húmicas é bastante dependente de fontes fenólicas, liberadas de resíduos vegetais por atividade microbiana, oxidadas e polimerizadas. Em regiões onde há sazonalidade, os períodos úmidos são mais favoráveis à liberação de compostos fenólicos (Andreux et al., 1990), mas esse parece não ser o caso de Poço das Antas.

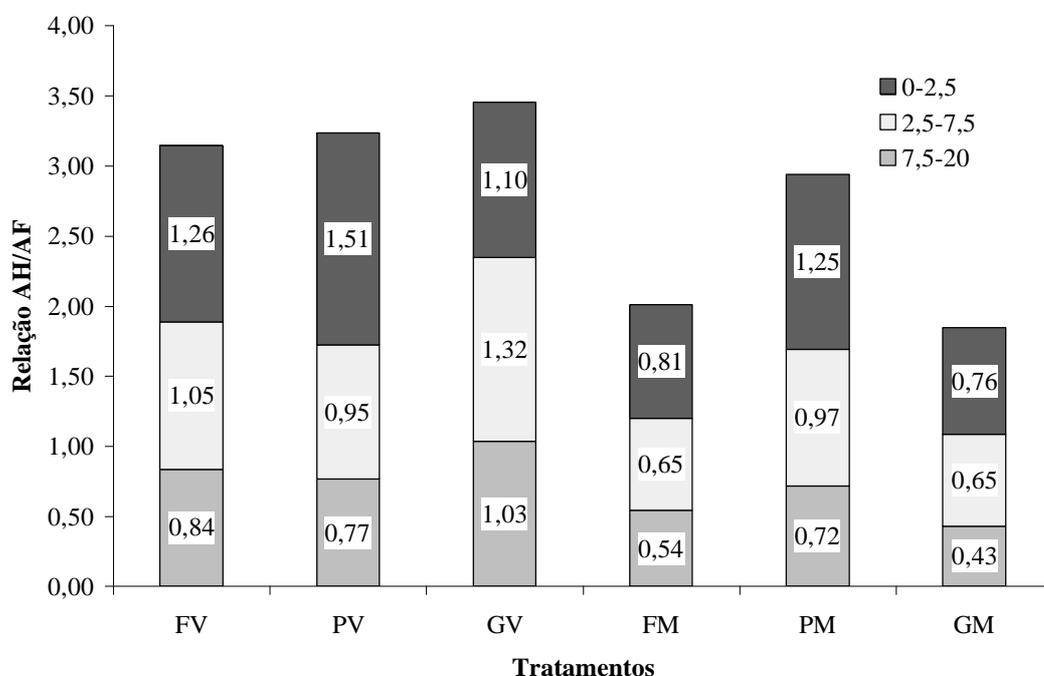


Figura 18. Relação entre Ácidos Húmicos (AH) e Ácidos Fúlvicos (AF) nos sistemas floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens

abandonadas (G) na Reserva Biológica de Poço das Antas, para as situações de morrote (M) e várzea (V).

3.6 CONCLUSÕES

Os plantios mistos de espécies arbóreas nativas conseguiram atingir níveis de fertilidade do solo semelhantes aos de floresta madura na Reserva Biológica de Poço das Antas. Os níveis de P foram baixos para todos os sistemas estudados, em ambas as situações, mas não se mostraram limitantes, o que pode significar duas coisas: a) que esse elemento não é limitante para o estabelecimento da sucessão secundária nas florestas de baixada da região, ou b) que todos os sistemas estudados se encontram em estágio sucessionário semelhante, e os efeitos adversos da limitação do P surgiriam em estágios mais avançados.

Os níveis de MOS nos plantios na área de várzea indicam um importante passo dado para a garantia do sucesso desse método na restauração de áreas degradadas na Reserva de Poço das Antas e nos ecossistemas similares. O plantio de morrote foi menos eficiente no armazenamento de matéria orgânica no solo, apresentando também o maior valor para a relação C:N no solo.

A maior proporção de substâncias húmicas de alto peso molecular (huminas) sugere que os três sistemas estudados estão estabelecidos em solos com um bom grau de estabilidade, sendo que a degradação está expressa basicamente na redução da diversidade vegetal. Os maiores teores de substâncias húmicas apresentados pelos plantios indicam que esse método tem alto potencial para restaurar as áreas degradadas na Reserva de Poço das Antas, em especial na situação de várzea.

4. CAPÍTULO II

BIOMASSA E ATIVIDADE MICROBIANA NO SOLO EM ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO, NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.

4.1 RESUMO

A biomassa microbiana do solo (BMS) é considerada um expressivo reservatório de nutrientes nos solos, podendo ser associada a mudanças na cobertura vegetal e funcionar como indicador ecológico. Através do método de extração-fumigação foram estimados os estoques de C e N na BMS em solos sob floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas com oito anos de idade e pastagem abandonada na Reserva Biológica de Poço das Antas, nas situações de várzea e morrote. Amostras de solo foram incubadas para se determinar a atividade microbiana (taxa de respiração). As análises foram feitas somente para a camada de 0-2,5 cm, com três amostras compostas, e o delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial 3x2. Não houve diferença significativa entre os tratamentos para BMS-C e atividade microbiana, mas o plantio na várzea apresentou um valor maior de BMS-N do que o no morrote. Valores mais altos do quociente metabólico (qCO_2 , que mede a eficiência na utilização de C pela BMS) e da relação BMS-C:BMS-N para o plantio de morrote reforçam a hipótese desse tratamento estar com uma menor estabilidade que o plantio da várzea.

Palavras-chave: plantio de espécies nativas, biomassa microbiana do solo, quociente metabólico.

4.2 ABSTRACT

Soil microbial biomass (SMB) is considered a significant nutrient pool in soils, that may be associated to changes in the vegetation cover. In order to estimated the SMB C and N contents, six treatments were installed in mature forests (F), 8-year-old mixed plantations of indigenous tree species (P), and abandoned pastures (G), at both the flooding (V) and the sloping (M) areas of the Poço das Antas Biological Reserve, an Atlantic Rain Forest remnant of ca. 5,200 ha. Soil samples were collected at the layers 0-2.5 cm, and were incubated to also measure soil respiration rates. There was no significant difference among the treatments for SMB-C content and for the soil respiration rate, but the plantation on the flooding area showed a higher value for SMB-N than that on the sloping area plantation. Higher values of metabolic quotient (qCO_2) and of $C_{mic}:N_{mic}$ ratio suggest the plantation on the sloping area has a lower stability than the plantation on the flooding area.

Key words: indigenous tree species, soil microbial biomass, metabolic quotient.

4.3 INTRODUÇÃO

A biomassa microbiana do solo (BMS) é definida como a parte da matéria orgânica do solo constituída por organismos vivos com volume menor que 5 a 10 μm^3 (Moreira e Siqueira, 2002), sendo considerada o compartimento central do ciclo do C. Representa um expressivo reservatório de nutrientes nos solos, tendo um papel fundamental na decomposição dos resíduos orgânicos, na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia no solo, constituindo-se um importante atributo para o estudo desses parâmetros em diferentes ecossistemas (Feigl et al., 1998; Gama-Rodrigues, 1999; Li et al., 2002).

As plantas servem como fonte de C para a comunidade microbiana, que em troca fornece nutrientes à vegetação, através da mineralização de resíduos vegetais e animais, e matéria orgânica para o solo (Srivastava e Singh, 1991). A microbiota do solo tem alta diversidade funcional e metabólica, o que lhe confere alta reatividade bioquímica (Moreira e Siqueira, 2002).

Os microrganismos desempenham um papel fundamental na retenção e liberação de energia e nutrientes nos solos florestais. Bactérias e fungos têm uma alta exigência por nutrientes, e alguns nutrientes resultantes de materiais em decomposição, como o carbono, são retidos pela síntese dos decompositores de biomassa em um processo conhecido como imobilização (Gallardo e Schlesinger, 1990).

Considerada uma das propriedades bioquímicas mais utilizadas como indicadores de qualidade do solo (Gil-Sotres et al., 2005), não existem muitas estimativas de C microbiano (C_{mic}) nos trópicos úmidos em relação a mudanças na composição da vegetação de cobertura (Henrot e Robertson, 1994). Para os ecossistemas ameaçados dessa região a imobilização microbiana é um importante mecanismo para a retenção de nutrientes no curto prazo (Luizão et al., 1992).

A sucessão das comunidades microbianas do solo parece ocorrer independentemente do desenvolvimento da vegetação da floresta, e é controlada pelas condições edáficas e climáticas predominantes (Merilä et al., 2002). Para Blume et al. (2002), a atividade microbiana está fortemente relacionada com a temperatura do solo, sendo mais intensa nos períodos mais quentes. Ruan et al. (2004), por outro lado, sugerem que a atividade microbiana não é regulada diretamente pela temperatura nem pela umidade do solo, mas preferencialmente pela adição de serrapilheira, uma vez que é a disponibilidade de C que controla o desenvolvimento da comunidade microbiana. Finalmente, Eaton (2001) afirma que o C_{mic} e o C orgânico, associados com a umidade e o teor de argila do solo, podem ser bons indicadores da qualidade do solo em florestas.

Os critérios para se avaliar o sucesso na restauração de áreas degradadas são geralmente baseados em parâmetros que são visualmente distinguíveis, como o controle da erosão do solo e cobertura e diversidade vegetal. Considerando o papel da biota microbiana do solo na formação do solo, no estabelecimento da vegetação e na transformação da matéria orgânica do solo, uma avaliação da saúde da comunidade microbiana do solo pode ser um indicador do progresso da restauração (Mummey et al., 2002), uma vez que o sucesso de projetos de revegetação depende fortemente da regeneração da diversidade microbiana (DeGroot et al., 2005).

A estimativa da biomassa microbiana do solo pode indicar mudanças na matéria orgânica total do solo muito antes de mudanças nos teores de C e N totais do solo serem detectáveis (Henrot & Robertson, 1994). A biomassa microbiana pode ainda fornecer um índice das condições de fertilidade do solo, por representar um importante reservatório lábil de nutrientes do solo, desempenhando um papel ativo na prevenção de perdas de nutrientes (Henrot & Robertson, 1994).

Uma outra forma de se quantificar a atividade microbiana é a mensuração da respiração, que representa a oxidação da MOS por organismos aeróbicos e pode ser avaliada pela estimativa de CO₂ produzido (Moreira e Siqueira, 2002). Tanto quanto os teores de C orgânico, a atividade microbiana do solo pode ser um indicador importante para a indicar o grau de conservação das florestas (Nael et al., 2004).

Para avaliar o comportamento da comunidade microbiana do solo no armazenamento de C e N na restauração de áreas degradadas, os teores de C e N microbiano (C_{mic} e N_{mic}, respectivamente) foram estimados em solos coletados em áreas de floresta madura, plantio misto de espécies arbóreas nativas e pastagens abandonadas, em situações de várzea e morrote, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. Foi calculada também a atividade microbiana do solo (taxa de respiração), com o objetivo de estimar a eficiência dos sistemas na estocagem de C.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Área de estudo

Para detalhes sobre a área de estudo ver o Capítulo I desta tese.

4.4.2 Análise da biomassa microbiana

Para esse estudo as amostras de solo foram coletadas ao final da estação chuvosa, com o objetivo de evitar solos encharcados ou demasiadamente secos. A coleta de solo para análise da biomassa microbiana não foi feita em duas épocas distintas do ano porque estudo anteriormente realizado na mesma área indicou não haver influência da sazonalidade para este parâmetro.

Os valores de C e N na biomassa microbiana do solo foram estimados através dos métodos de fumigação-extração (Brookes et al. 1985; Vance et al. 1987). Para cada tratamento, seis sub-amostras contendo 20 g de solo fresco foram separadas. Três dessas amostras foram fumigadas com clorofórmio durante 24h; após a remoção do clorofórmio, cada sub-amostra em duplicata foi agitada durante 30' com solução extratora K₂SO₄ 0.5M, As amostras não-fumigadas foram submetidas ao mesmo procedimento de extração. Para a estimativa de C foi feita leitura colorimétrica (Bartlett e Ross, 1988). A estimativa de N_{mic} foi feita a partir da digestão de Kjeldahl.

A partir dos valores originais foram calculadas as proporções entre C microbiano e C orgânico do solo (C_{mic}:C_{org}), e entre N microbiano e N total no solo (N_{mic}:N_{tot}), que expressam índices da qualidade da matéria orgânica (Gama-Rodrigues, 1999). A relação C_{mic}:C_{org} pode ser também um indicativo da disponibilidade de substrato para a microflora do solo (Moscatelli et al., 2005).

4.4.3 Análise da atividade microbiana

A atividade microbiana foi calculada através da evolução do CO₂ (taxa de respiração) (Anderson e Domsch, 1978). Para a análise da atividade microbiana (taxa de respiração do solo) amostras de 50 g de solo em duplicata foram acondicionadas em frascos de 100 ml e incubadas em jarros de vidro com volume de 3 l, juntamente com 10 ml de solução 1 N de NaOH, durante 120 h. Após o período de incubação o CO₂ retido pela solução de NaOH foi precipitado com 2 ml de cloreto de bário 10% em água e titulado com ácido clorídrico ± 0,5 N, usando como indicador fenolftaleína 1% em meio alcoólico.

Além da taxa de respiração ($\mu\text{gC}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{solo}\cdot\text{h}^{-1}$), foi calculado também o quociente metabólico (qCO₂), que pode sugerir com que eficiência a comunidade microbiana utiliza os recursos de C (Wardle e Ghani, 1995) e mesmo caracterizar os riscos de degradação dos solos em termos de matéria orgânica (Gama-Rodrigues, 1999). O quociente tende a diminuir com o aumento da maturidade do ecossistema.

O desenho experimental utilizado neste ensaio foi o inteiramente casualizado, em desenho fatorial 3 x 2 (sistema x situação). A partir da análise da variância as médias foram comparadas através do teste de Scott-Knott, em nível mínimo de 5% de significância.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de biomassa microbiana (BMS) e atividade microbiana (AMS) para os solos estudados encontram-se na **Tabela 10**. As análises desses parâmetros foram feitas somente para a camada mais superficial do solo (0 a 2,5 cm).

Tabela 10. Estoque de C (Cmic) e N (Nmic) na BMS, e atividade microbiana (AMS), para solos sob floresta madura (Floresta), plantio de espécies arbóreas nativas (Plantio) e pastagem abandonada (Pastagem), em situações de várzea e morrote, na Reserva de Poço das Antas, RJ.

Sistema	Cmic		Nmic		AMS	
	-----($\text{mgC.g}^{-1}\text{solo}$)-----					
	V	M	V	M	V	M
Floresta	217,92 Aa	327,67 Aa	111,43 Aa	129,27 Ac	2,94 Aa	9,45 Ba
Plantio	351,88 Aa	361,91 Aa	142,34 Ba	46,28 Aa	6,25 Aa	5,59 Aa
Pastagem	288,53 Aa	411,17 Ba	119,69 Aa	87,37 Ab	17,94 Ab	11,90 Aa
CV (%)	19,53		18,21		39,19	

Valores seguidos pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas, para cada parâmetro, não diferem estatisticamente, de acordo com o teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); Legenda: V = Várzea; M = Morrote; CV = coeficiente de variação.

Houve diferença estatística entre os valores de Cmic somente entre as áreas de pastagem, onde a situação de morrote apresentou um valor maior, confirmando o que já foi sugerido pelo fracionamento de matéria orgânica: que os solos sob os três sistemas estudados – floresta madura, plantio misto de espécies arbóreas nativas e pastagens abandonadas – possuem graus semelhantes de estabilidade. Os teores de C microbiano na camada superficial do solo foram semelhantes para áreas de floresta primária e pastagem recém-formada (1287 e 1290 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{solo}$, respectivamente), na Amazônia (Luizão et al. 1992).

Os valores de Cmic na camada de 0-2,5 cm também não diferiram entre os solos sob floresta madura e plantios mistos de espécies arbóreas nativas, ambas em área de várzea, na Reserva Biológica de Poço das Antas (Barbosa, 2000b). Nesse estudo o solo foi amostrado nas estações seca e chuvosa, sendo que os valores de Cmic também não variaram entre as estações.

Em um estudo cujo objetivo era justamente avaliar se o teor de C na BMS podia ser usado como um indicador para mudanças ambientais em sistemas naturais e semi-naturais, Hargreaves et al. (2003) opinam que esse parâmetro não é um indicador válido para sistemas jovens. Os autores sugerem que mudanças estatisticamente significativas são somente detectáveis no longo prazo (por ex., 30 a 40 anos), através de amostragens regulares.

Na Costa Rica, a retirada de vegetação nativa resultou em um declínio acentuado para a biomassa microbiana, de aproximadamente 50% do valor inicial para o C microbiano (Henrot e Robertson, 1994). O C microbiano no solo sob floresta representou 4% do C total do solo, e o valor correspondente no solo sem cobertura vegetal foi de aproximadamente 1,5% (Henrot e Robertson, 1994). Os valores de BMS-

C para floresta perturbada ($646 \mu\text{g C.g}^{-1}\text{solo}$) foram significativamente superiores aos encontrados para pastagem ($385 \mu\text{g C.g}^{-1}\text{solo}$) (Moreira & Siqueira, 2002).

Os valores de C_{mic} encontrados em um estudo em ambiente tropical seco na Índia foram de $609 \mu\text{g C.g}^{-1}\text{solo}$ para floresta e $397 \mu\text{g C.g}^{-1}\text{solo}$ para savana (Srivastava & Singh, 1991). No mesmo estudo, os valores de N_{mic} foram, em média, 65 e $38 \mu\text{g N.g}^{-1}\text{solo}$, respectivamente para floresta e pastagem. A menor diversidade vegetal da savana, resultando em menor biomassa, pode implicar em menores valores para C_{mic} e N_{mic} (Srivastava & Singh, 1991).

Em florestas tropicais secundárias chinesas, os valores médios para carbono microbiano foram de $350 \mu\text{gC.g}^{-1}\text{solo}$, enquanto que os valores correspondentes para plantios mistos de espécies arbóreas leguminosas com idade aproximada de 18 anos foram de $140 \mu\text{gC.g}^{-1}\text{solo}$ (Mao et al., 1992). Os autores concluíram que o reflorestamento melhorou rapidamente as propriedades microbianas do solo, além do teor de C e o estado nutricional. Foi observado também que em plantios onde houve a retirada da serapilheira, a melhoria pode ser transitória. Os resultados indicaram que a recuperação do solo se dá melhor em sistemas com maior diversidade vegetal.

Ainda na **Tabela 10**, foi observada diferença significativa para os valores de N_{mic} no plantio misto com espécies arbóreas nativas ($p < 0,01$), com a condição de várzea conseguindo estocar uma maior quantidade de N ($p < 0,01$) do que a de morrote ($142,34$ e $46,28 \mu\text{gN.g}^{-1}\text{solo}$, respectivamente). O maior estoque de N microbiano no plantio na várzea se deveu à presença de espécies de rápido crescimento fixadoras de N atmosférico (*Mimosa bimucronata* e as duas espécies de Ingá). Quando são comparados somente os dois tipos de situação, a área de várzea apresentou maiores teores de N_{mic} que a área de morrote ($124,48$ e $87,64 \mu\text{gN.g}^{-1}\text{solo}$, respectivamente). No morrote, o plantio foi o sistema com menor teor de BMS-N ($46,28 \mu\text{gN.g}^{-1}\text{solo}$), enquanto os valores na floresta e na pastagem foram $129,27$ e $87,37 \mu\text{gN.g}^{-1}\text{solo}$, respectivamente. A remoção da fonte principal de matéria orgânica (floresta) pode reduzir os teores de N_{mic} (Li et al., 2004), e, em sítios menos estáveis, como a situação de morrote na Reserva, o retorno aos níveis da floresta pode ser mais lento.

Existe uma grande faixa de valores para N_{mic} apresentados pela literatura (Gallardo e Schlesinger, 1990). Os mesmos autores registraram que valores de N_{mic} não variaram ao longo de uma encosta, mas decresceram com o aumento da profundidade do solo. Em áreas de floresta em regeneração logo após o abandono do cultivo agrícola, houve o restabelecimento dos estoques de C_{mic} e N_{mic} , que se aproximaram aos da floresta não perturbada, sugerindo uma rápida reversão nos níveis desses parâmetros para uma condição mais estável após a eliminação da causa do impacto (Templer et al., 2005).

Os valores médios de C_{mic} e N_{mic} foram de 902 e $104 \mu\text{g.g}^{-1}\text{solo}$, respectivamente, em áreas de floresta natural na Índia (Behera & Sahani, 2003). Os valores correspondentes no mesmo estudo para floresta em regeneração variaram entre 567 e $68 \mu\text{g.g}^{-1}\text{solo}$.

Na maioria dos ecossistemas naturais a pouca quantidade de nitrogênio é oriunda de fixação de N_2 atmosférico, o que significa que o N deve ser retido e ciclado eficientemente para manter a produtividade do ecossistema (Mummey et al., 2002). Os autores sugerem que mudanças na comunidade microbiana do solo alteram a eficiência do ciclo do N, diminuindo a concentração de N inorgânico no solo. O nitrogênio microbiano constitui uma parte significativa do N potencialmente mineralizável que está disponível às plantas (Gallardo & Schlesinger, 1990).

A atividade microbiana (taxa de respiração) apresentou valores maiores para as pastagens abandonadas ($p < 0,01$) entre os três sistemas estudados. Não houve diferença quando a comparação foi feita somente entre as situações morfológicas. Entretanto, quando as situações foram comparadas dentro de cada sistema, a floresta de morrote mostrou taxa de respiração superior à floresta de várzea ($p < 0,05$). O maior teor de Al nesse tratamento pode ser responsável pela menor atividade microbiana, uma vez que foi detectada uma correlação negativa entre os teores de Al no solo e os valores de AMS (Figura 19).

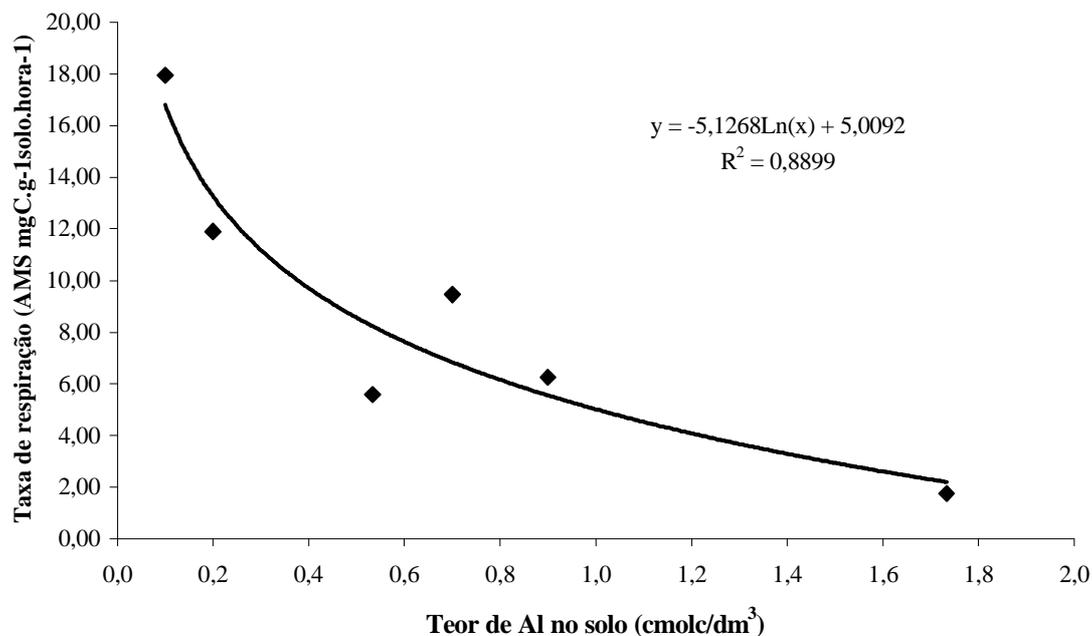


Figura 19. Correlação entre teores de Al no solo e atividade microbiana do solo (taxa de respiração), em solos sob floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagens abandonadas, em situações várzea e morrote na Reserva de Poço das Antas, RJ.

Na análise dos sistemas dentro de cada situação, a área de pastagem apresentou valores maiores ($p < 0,01$) do que os sistemas floresta madura e plantio de espécies arbóreas nativas, na várzea. Os resultados sugerem que a situação de morrote confere certa instabilidade à biomassa microbiana, e que as pastagens são sistemas com menor eficiência na assimilação de C pela biomassa microbiana.

Uma outra possível explicação para os maiores valores de atividade microbiana para as pastagens na várzea, quando comparados com os dos outros dois sistemas nessa mesma situação, é a ocorrência de incêndios na área amostrada, na Reserva de Poço das Antas. Cinzas resultantes de queimadas podem inibir a atividade microbiana através de alterações na composição química do solo (Garcia-Oliva et al., 1999). Essa hipótese, no entanto, é pouco provável, uma vez que o último incêndio na referida área ocorreu quatro anos da coleta de solos para estimativa de atividade microbiana.

A causa mais provável para as taxas de respiração mais altas para a pastagem na várzea é a rápida ciclagem de nutrientes nesse tratamento, seja pela alta renovação de biomassa da vegetação (parte aérea e sistema radicular), seja pela atividade biológica mais intensa, devido ao ambiente mais úmido. O acréscimo de C em solos minerais sob *Pinus taeda*, nos EUA, aumentou tanto a taxa de respiração quando os teores de C microbiano (Allen & Schlesinger, 2004). A taxa de ciclagem de C e N nos solos tem forte influência sobre a estrutura microbiana (Cookson et al., 2005).

O baixo pH do solo, resultando de altos teores de matéria orgânica, pode ser um fator que dificulte a estimativa de biomassa microbiana no solo, por provocar variações nas proporções entre fungos e bactérias na comunidade microbiana (Leckie et al., 2004).

A conversão de floresta em outros tipos de uso do solo resultou em expressivo declínio na quantidade de nutrientes do solo e nos teores de C e N na BMS. Os nutrientes microbianos em um sistema tropical seco na Índia foram sensíveis a alterações no uso do solo (Srivastava & Singh, 1991). Os resultados para o presente estudo não indicam este declínio, provavelmente porque a conversão da floresta em pastagens já se deu há mais tempo.

A **Tabela 11** apresenta os dados de quociente metabólico (qCO_2), calculado a partir dos dados de C microbiano e taxa de respiração ($C_{mic}:AMS$), e da relação entre os estoques de C e N microbianos ($C_{mic}:N_{mic}$).

Tabela 11. Quociente metabólico e relação $C_{microbiano}:N_{microbiano}$ para os sistemas de floresta madura (Floresta), plantio misto de espécies arbóreas nativas (Plantio) e pastagem abandonada (Pastagem) na Reserva Biológica de Poço das Antas, para as situações de várzea (V) e morrote (M).

Sistema	Quociente metabólico ($mC-CO_2 \cdot g^{-1} C_{mic} \cdot h$)		Rel. $C_{mic}:N_{mic}$	
	V	M	V	M
Floresta	0,01 Aa	0,05 Aa	1,98 Aa	2,53 Aa
Plantio	0,03 Aa	0,14 Ba	2,47 Aa	4,67 Bb
Pastagem	0,12 Ab	0,09 Aa	2,48 Aa	7,84 Bc
CV (%)	68,09		18,48	

Valores seguidos pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas, para cada parâmetro, não diferem estatisticamente, de acordo com o teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); Legenda: V = Várzea; M = Morrote; CV = coeficiente de variação.

Para a relação C:N microbiana (**Tabela 11**) não foi observada diferença entre os sistemas na situação de várzea, mas na área de morrote os sistemas plantio e pastagem apresentaram valores maiores dessa relação, sugerindo que a biomassa microbiana está menos instável nesses tratamentos. Os valores da relação C:N microbiana também foram mais baixos para a situação de várzea para os três sistemas.

O quociente metabólico representa a respiração (evolução de CO_2) de uma comunidade por unidade de biomassa, sendo, portanto, um reflexo da capacidade de armazenamento de C. Nesse sentido, a pastagem na várzea seria mais instável que o seu similar no morrote, da mesma forma que o plantio de morrote teria menor estabilidade quando comparado aos outros sistemas nessa situação.

O teor de argila no solo tem uma correlação positiva com a C_{mic} e negativa com o quociente metabólico, pois tem um efeito estabilizador muito grande sobre a biomassa microbiana (Müller & Höper, 2004). Com exceção dos solos sob plantio e floresta na várzea, de textura arenosa/média, os demais solos do presente estudo têm textura argilosa.

O quociente metabólico do solo apresenta uma tendência de declínio conforme as florestas se tornam mais complexas em estrutura e composição, sugerindo que quanto maior a complexidade dos sistemas maior é a eficiência na renovação do C microbiano (Mao et al., 1992), com importantes implicações para o funcionamento do ecossistema, uma vez que uma pequena parte do C alocado no solo é perdida através da respiração, e fica retido como MOS ou biomassa vegetal.

Um estudo comparando áreas de florestas tropicais úmidas com plantios de espécies arbóreas em monocultura, na Índia, registrou valores maiores de quociente metabólico para os solos onde houve desmatamento, apontado como causa na redução da estabilidade do solo (Dinesh et al., 2003).

Para solos de seis locais diferentes em florestas tropicais nas Filipinas com distintos históricos de uso do solo, a proporção média de C_{mic} para C orgânico total foi de 2,8%, superior à relação $N_{mic}:N_{total}$, que foi de 2%, o que significa que a relação C:N da BMS de 14:1 excedeu a relação C:N do solo, que foi de 10:1 (Salamanca et al., 2002).

A proporção $C_{mic}:C_{org}$ (**Figura 20**) foi superior para a situação de morrote, mas não houve diferença entre os sistemas. Porém, quando a variação entre as situações foi analisada dentro de cada sistema, houve diferença entre os plantios de morrote e de várzea, sendo que o primeiro apresentou um valor superior (0,033 e 0,014, respectivamente; $p < 0,01$). Em ecossistemas florestais bem conservados, a relação $C_{mic}:C_{org}$ pode chegar a 0,02, sendo que o C na BMS possui uma ciclagem mais rápida e é considerada uma fração ativa do C no solo (Mele e Carter, 1993).

A relação $C_{mic}:C_{org}$ reflete a contribuição potencial da biomassa microbiana para o Corg do solo, além de indicar a disponibilidade de substrato para a microflora edáfica (Moscatelli et al., 2005). Quanto menor a relação $C_{mic}:C_{org}$, menos substrato está disponível para a microflora do solo, e menor o teor de MOS.

A única diferença observada para a relação entre N microbiano e N total do solo foi entre os sistemas, onde as florestas maduras apresentaram valores superiores desta relação em comparação aos plantios de espécies arbóreas nativas e às pastagens abandonadas, por serem sistemas com baixo nível de estresse, que utilizam o N e o C orgânico mais plenamente (Gama-Rodrigues, 1999). Os resultados, entretanto, parecem contrariar a diminuição na proporção $N_{mic}:N_{tot}$ observada com o avanço da sucessão em solos formados por depósito de lavas vulcânicas (Roy & Singh, 2003).

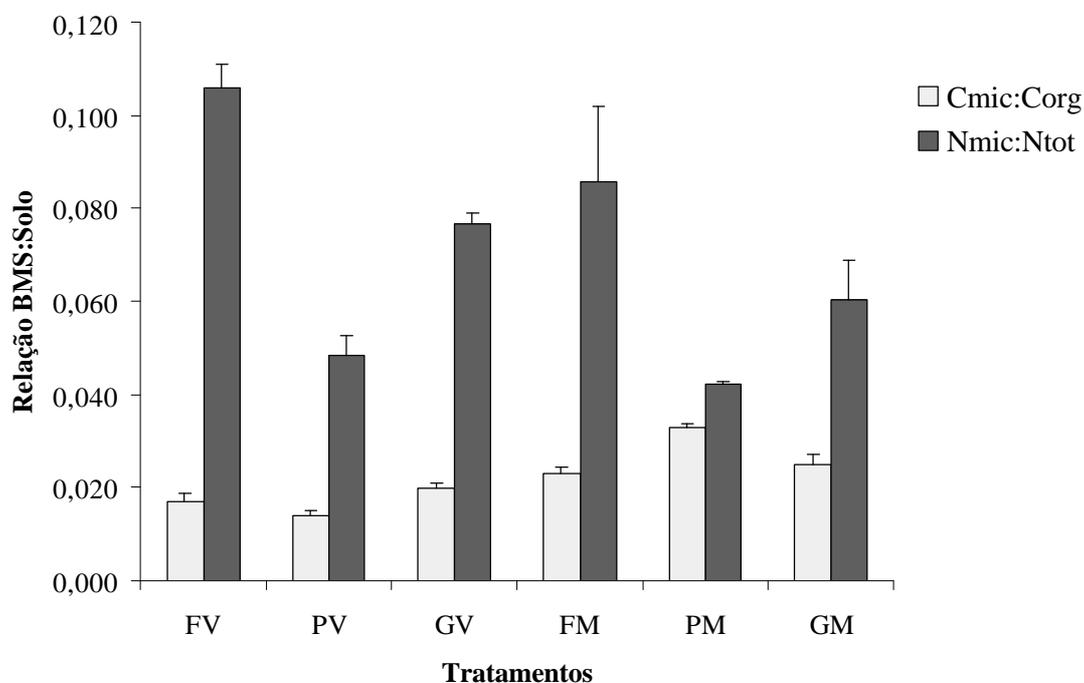


Figura 20. Proporção entre os teores de C e N da biomassa microbiana em relação aos teores de C orgânico e N total do solo, respectivamente, para os tratamentos

de floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G) na Reserva de Poço das Antas, para as situações de várzea (V) e morrote (M).

Os resultados desse estudo sugerem que a conversão do uso da terra (de florestas para pastagens, e de pastagens abandonadas para plantios de espécies arbóreas nativas) na Reserva de Poço das Antas não afetou, no longo prazo, os níveis de biomassa e atividade microbiana no solo. Como observado por Groffman et al. (2001), solos cobertos por florestas em estágio sucessional avançado não apresentaram níveis mais elevados de BMS e AMS que as áreas perturbadas. Valores mais altos desses parâmetros observados nos plantios podem se dever a um “efeito sucessional” (Groffman et al., 2001), onde as áreas em início de regeneração têm uma vegetação em crescimento que disponibiliza matéria orgânica mais rapidamente para a comunidade microbiana. Esse efeito sugerido pode ser explicado pela alta relação entre o teor de matéria orgânica do solo e biomassa e atividade microbiana (Groffman et al., 2001).

4.6 CONCLUSÕES

Os resultados mais interessantes de serem discutidos, obtidos a partir da análise dos estoques de C e N na biomassa microbiana, foram os valores mais altos de quociente metabólico e da relação $C_{mic}:C_{org}$ para sistema de pastagens abandonadas e para a situação de morrote, que sugerem uma menor estabilidade para essas condições, pois indicam uma menor disponibilidade de MOS do que nos outros tratamentos.

A ausência de efeitos deletérios da conversão do uso do solo sobre a biomassa e atividade microbianas se deve provavelmente pelo fato de não ter havido uma diminuição efetiva na produção de matéria orgânica nos últimos 30 anos nessas áreas. À parte os incêndios frequentes, todos de curta duração, nenhum outro evento ou atividade na Reserva Biológica de Poço das Antas resultou na retirada de matéria orgânica dos solos da unidade.

5. CAPÍTULO III

ESTRUTURA DA FAUNA EDÁFICA EM ÁREAS SOB RESTAURAÇÃO NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.

5.1 RESUMO

A fauna edáfica tem uma relação expressiva com o processo de ciclagem de nutrientes. Com o objetivo de analisar a atividade de grupos de organismos no solo, um ensaio foi implantado na Reserva Biológica de Poço das Antas em três tipos de cobertura vegetal, floresta madura, plantio misto de espécies arbóreas com oito anos de idade e pastagem abandonada, situados em várzea e morrote, em delineamento experimental inteiramente casualizado. Os animais foram capturados com o uso de armadilhas do tipo *pitfall* e, após sete dias, levados até o laboratório, triados e identificados. Foram calculadas, para cada tratamento, a atividade, a riqueza e a diversidade de grupos de fauna. A floresta de várzea apresentou o valor mais alto de atividade, o que isolou esse tratamento dos outros pela análise de agrupamento. O grupo responsável por esse resultado foi o Collembola, que foi o grupo com presença mais expressiva em todos os tratamentos, com exceção do plantio na várzea. O plantio na várzea apresentou uma riqueza média de grupos semelhante aos tratamentos com floresta. O valor de riqueza média apresentada pelo plantio no morrote foi similar aos apresentados pelas pastagens. Os resultados indicam que o plantio de espécies arbóreas nativas tem potencial para restabelecer a comunidade de fauna edáfica durante a restauração de áreas degradadas, mas que houve influência do relevo na atividade de fauna, maior na área úmida de várzea.

Palavras-chave: espécies arbóreas nativas, plantio, fauna do solo.

5.2 ABSTRACT

Soil fauna is closely associated to nutrient cycling, and may indicate the success of restoration projects, for example. The fauna activity and group richness, diversity and equitability were measured with the use of pitfall traps installed in six treatments involving mature forests (F), 8-year-old mixed plantations of indigenous tree species (P), and abandoned pastures (G), at both the flooding (V) and the sloping (M) areas of the Poço das Antas Biological Reserve, an Atlantic Rain Forest remnant of ca. 5,200 ha. The forest situated on the flooding area (FV) showed the highest value for fauna activity. The mean group richness index in the PV treatment was similar to those of the forest treatments, while the richness index in the PM treatment was similar to those showed by the treatments involving pastures. Results indicate that indigenous tree plantations may restore edaphic fauna community during the restoration of degraded areas, but the landscape relief may also influence fauna activity.

Key words: indigenous tree species, plantations, edaphic fauna.

5.3 INTRODUÇÃO

A fauna do solo é composta de invertebrados que participam de forma direta ou indireta da ciclagem de nutrientes. Pode ser classificada, com base na sua ocorrência no solo, em permanente, temporária, periódica, alternante, transiente e acidental (Hole, 1981). De acordo com seu comprimento, os organismos que compõem a fauna edáfica são divididos entre os compartimentos micro, meso e macrofauna (Swift et al., 1979). A mesofauna, além de participar da decomposição da matéria orgânica, tem um papel importante na regulação de populações de microrganismos. A macrofauna abriga os organismos que interferem na estrutura física do solo, fazendo escavações e/ou ingerindo e transportando material mineral e orgânico, sendo conhecidos como “engenheiros do ecossistema” (Lavelle, 1997).

Os invertebrados da fauna de solo, devido ao seu tamanho reduzido, diversidade e sensibilidade a variações ambientais, podem ser bons indicadores da heterogeneidade do habitat, da biodiversidade do ecossistema e de possíveis estresses ambientais (Weaver, 1995). Microartrópodos são representantes importantes da biota do solo, pois ocupam uma ampla faixa de nichos ecológicos (Cassagne et al., 2003).

A fauna de solo também atua na ciclagem de nutrientes, distribuindo-se por vários níveis da cadeia trófica, e pode ser analisada também como parte integrante da comunidade vegetal (Ohtonen et al., 1997). A atividade de minhocas, por exemplo, é concentrada em processar e misturar a serapilheira, estimulando a atividade da comunidade microbiana provavelmente por aumentar a disponibilidade de C orgânico (Li et al., 2002).

Alguns parâmetros ecológicos são monitorados para se inferir sobre o nível de diversidade vegetal. Não há correlação na riqueza de espécies entre comunidade de fauna edáfica e comunidade vegetal, sugerindo que nenhuma aplicação generalizada do conceito de indicadores de biodiversidade possa ser usada (Cranston & Trueman, 1997). Um fator mais importante na estruturação da fauna edáfica é a qualidade do recurso orgânico oferecido (Rantalainen et al., 2004).

Ecologistas da restauração têm dado muita ênfase à fauna do solo no manejo de áreas perturbadas (Andersen & Sparling, 1997). O uso da fauna do solo como indicadores ecológicos se justifica pelo fato dos organismos do solo serem sensíveis a alterações no uso do solo, incluindo impactos de origem antrópica, bem como a propriedades do ecossistema como o clima, o solo e a vegetação (Doran e Zeiss, 2000; Correia, 2002).

Alguns grupos de espécies são considerados chaves pela importância de sua função para o ecossistema. Entre os mais relevantes estão as formigas; pela sua resiliência a perturbações; os dípteros edáficos, pela sua ampla ocorrência; os ácaros Oribatidae, que têm alta diversidade, ocorrem em alta densidade e são de fácil identificação; e as minhocas e cupins, ambos desempenhando um maior papel regulador na dinâmica da matéria orgânica do solo (Fernandes et al., 1997; Behan-Pelletier, 1999; Correia, 2002).

O presente estudo objetivou determinar a estrutura da comunidade da fauna edáfica na restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas. Foram determinadas a densidade (atividade), a riqueza média e o índice de diversidade de cada grupo de organismos do solo, em áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, nas situações de várzea e morrote, na Reserva.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

5.4.1 Área de estudo

Para detalhes sobre a área de estudo ver o Capítulo I desta tese

5.4.2 Avaliação da fauna edáfica

A fauna de solo foi amostrada uma única vez, no final do período chuvoso, em maio de 2003, e sendo considerada a ocorrência prévia de chuvas como um fator estimulante para a atividade dos organismos. Os pontos de amostragem foram distribuídos conforme esquema apresentado na **Figura 21**. O método utilizado para as amostragens foi o uso de armadilhas do tipo *pitfall*, que consiste no uso de recipientes contendo líquido preservativo (formalina a 4%), enterrados no solo com a borda em nível com a superfície. Esses recipientes permaneceram no local durante sete dias. Nesse método a fauna é atraída para a armadilha pelo odor do preservativo ou odores emanados do corte de raízes e hifas de fungos de uma posição de inserção.

Em laboratório, o conteúdo dos recipientes foi devidamente repassado para frascos com outro líquido preservativo, álcool a 80%, para preservação em longo prazo. Os indivíduos de cada recipiente foram contados e identificados primeiramente, em ordens e/ou famílias. Em seguida foi aplicada a metodologia de separação por grupos taxonômicos, sugerida por Oliver & Beattie (1993).

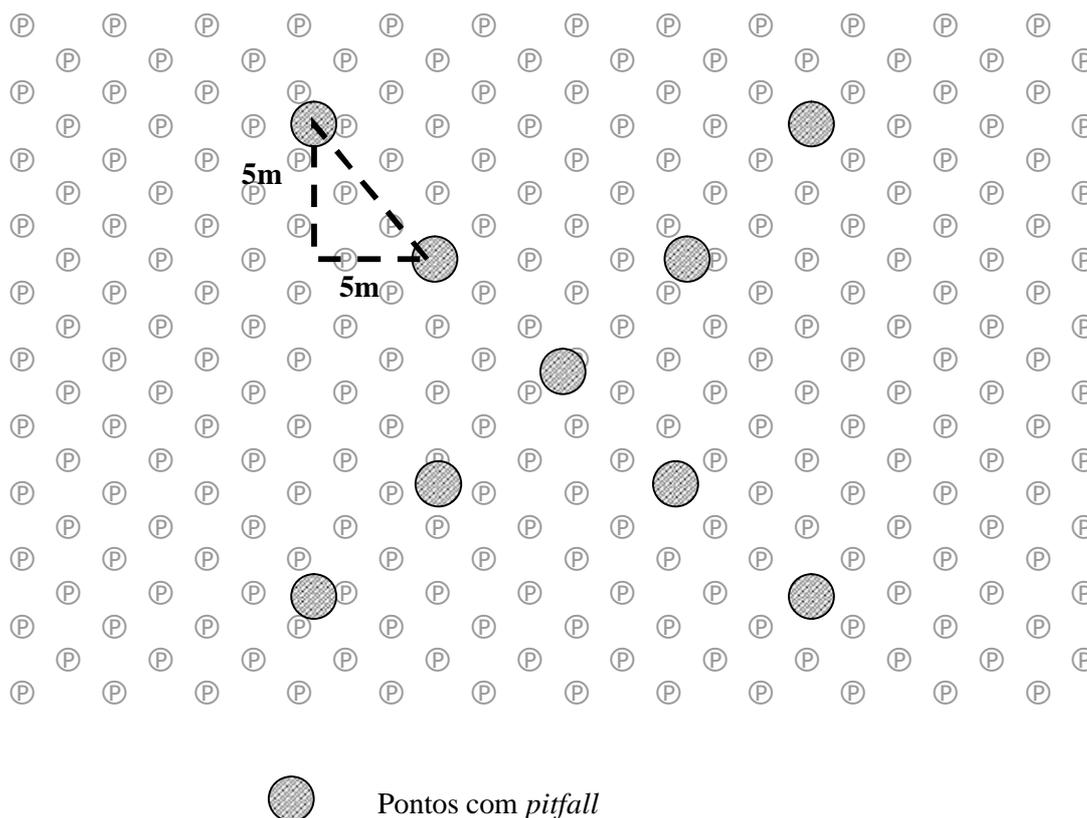


Figura 21. Esquema ilustrando a distribuição das armadilhas (*pitfalls*) nos plantios, reproduzido também nos outros sistemas, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. Legenda: ⊕ = muda plantada.

Com os dados obtidos foram estimados o número de indivíduos por armadilha por dia (atividade) e o respectivo erro padrão. A partir disso, foram calculados a riqueza

total de espécies, a riqueza média de espécies e o índice de equidade em cada área. Foi calculado também o índice de diversidade de Shannon (H').

Para se inferir sobre a interferência da perturbação na comunidade de fauna do solo, utilizou-se, uma forma adaptada do Índice V (Correia et al. no prelo⁵), criado para avaliar o impacto de tipos de manejo do solo sobre a fauna do solo. Os impactos foram divididos em dois grupos principais, inibição e estimulação, subdivididos, por sua vez, em graus variados (ligeira, moderada e extrema). A fórmula utilizada para o cálculo do índice foi:

$$V = (2aT/aT + aC) - 1, \text{ onde:}$$

V = índice de mudança;

aT = atividade média de cada grupo por tratamento (plantio ou gramínea);

aC = tratamento controle ou padrão; neste estudo, as áreas em floresta madura (FM e FV).

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio dos programas SISVAR (Universidade Federal de Lavras), STATISTICA e CANOCO, versão 4.5 para Windows.

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados indicam que a área de floresta madura na área de várzea mostrou uma atividade média (nº de indivíduos/armadilha/dia) superior a dos outros tratamentos (Tabela 12). Esse valor deve-se à contribuição do grupo Collembola, cuja atividade foi calculada em 97,84. Os solos da floresta de várzea apresentaram maior acidez que os solos dos outros tratamentos (ver **Tabela 6**), o que pode ter favorecido o referido grupo. A maior acidez do solo pode determinar a composição de grupos de artrópodes, entre eles os Collembola (Van Straalen, 1998), o que pode ser explicado por adaptações fisiológicas a solos ácidos herdadas de eras paleozóicas e a uma maior disponibilidade de habitat e recursos alimentares quando a matéria orgânica acumula na superfície do solo (Loranger et al., 2001).

Tabela 12. Dados de atividade (com respectivo erro padrão), riqueza e equidade de grupos em áreas com diferentes estágios sucessionais na Reserva de Poço das Antas, RJ.

Tratamento	Atividade	Erro	Riqueza Total	Riqueza média	Equitabilidade
FV	109,81	12,78	17	11,55 b	0,21
PV	19,83	3,12	19	11,11 b	0,49
GV	37,25	7,19	14	6,11 a	0,26
FM	50,92	7,90	19	10,77 b	0,17
PM	23,43	3,70	15	7,33 a	0,30
GM	27,46	2,54	13	6,22 a	0,23

Os valores de riqueza média seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 5%.

A **Tabela 12** mostra também dados de riqueza total de grupos e equidade para a fauna do solo. As áreas com menor riqueza total de grupos foram o plantio de morrote e as pastagens abandonadas (tratamentos GM e GV), com cobertura vegetal monodominada por capim-gordura (*Melinis minutiflora*), no morrote, e capim-colonião (*Panicum maximum*), na várzea. Não houve diferença entre os outros tratamentos. A

⁵ Correia, M.E.F; Reis, L.L.; Campello, E.F.C.; Franco, A.A. Populações da macrofauna do solo em agricultura itinerante na região da Mata Atlântica, RJ. (no prelo)

riqueza de grupos de fauna diminuiu com a remoção do material orgânico, com a observação de que as consequências foram quantitativas, não ocorrendo o desaparecimento de nenhum grupo; os grupos de predadores foram os mais negativamente afetados (Bengtsson et al., 1998).

Os baixos valores de equidade (que conceitualmente variam de 0 a 1) para todos os tratamentos indicam que há clara dominância na composição da comunidade, neste caso creditada aos Collembola (**Figura 24**), sendo que somente o tratamento PV (53%) apresentou uma participação de Collembola na comunidade abaixo de 75%. A participação do grupo Collembola na composição das comunidades de fauna em floresta madura se aproximou de 90% (88% para FM e 89% para FV). Esse último dado pode indicar que as referidas áreas estejam mais distantes de um estágio sucessional mais avançado (Sautter, 2000).

Os Collembola apresentaram a maior atividade entre todos os grupos. Em estudo que analisou alterações na riqueza relativa de grupos de organismos do solo de acordo com a escala de amostragem, o grupo Collembola apresentou uma queda na riqueza relativa com o aumento na escala, sugerindo que esse grupo tem distribuição uniforme pelos solos da floresta (Weaver, 1995).

Apesar da maior atividade apresentada pela floresta de várzea, o maior índice de diversidade (H') foi registrado para o plantio de espécies arbóreas nativas na várzea (**Figura 22**). O valor de H' encontrado nesse tratamento (2,10) se aproximou do índice de diversidade de dois trechos de floresta amazônica (2,26 e 2,37) e superou um terceiro (2,02), em um mesmo estudo (Barros et al., 2002). Para essas mesmas três áreas, a riqueza total de grupos foi maior para o plantio na várzea.

Esse resultado se deve ao alto valor de equidade apresentado por esse tratamento, enquanto que a floresta na várzea apresentou uma baixa equidade, certamente pela alta participação de Collembola na estrutura da comunidade. A oferta de recursos para a fauna pode ser responsável pela alta diversidade no plantio na várzea. Comunidades de microartrópodes em solos sob floresta com serapilheira bem desenvolvida e camada de húmus são caracterizadas por uma alta diversidade de espécies (Van Straalen, 1998).

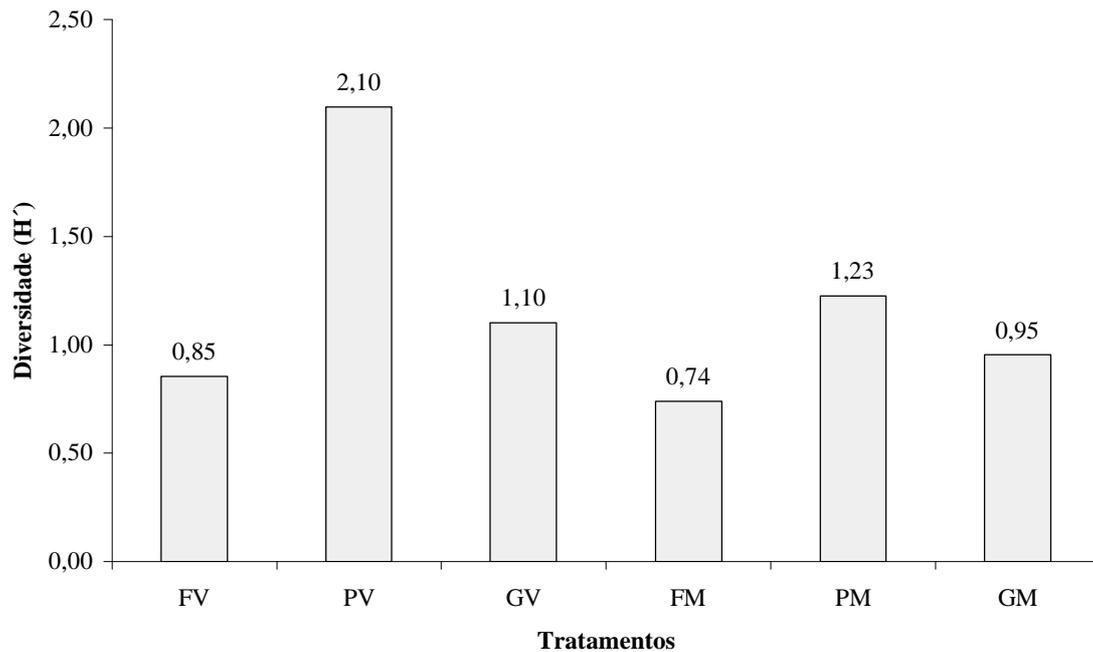


Figura 22. Índices de diversidade de Shannon (H') para grupos taxonômicos de fauna edáfica em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva de Poço das Antas, RJ.

Solos mais ácidos podem igualmente apresentar alta riqueza média de grupos de fauna edáfica (Loranger et al., 2001), provavelmente devido a maior lentidão no processo de humificação. O tratamento de plantio na várzea apresentou valores de riqueza média semelhantes aos das florestas maduras (**Tabela 12** e **Figura 24**). Esses resultados confirmam que o uso de técnicas desenvolvidas no âmbito da restauração ecológica pode restabelecer a estrutura dos principais grupos funcionais de organismos do solo em pouco tempo (Emmerling & Eisenbeis, 1998), possivelmente pela formação de uma serapilheira abundante e diversa.

Os dados de riqueza média para o plantio na situação de morrote e para as duas áreas de pastagens abandonadas foram significativamente inferiores aos dos outros tratamentos. Essas áreas, apesar de apresentarem um padrão de humificação da matéria orgânica do solo semelhante aos outros tratamentos, podem ter menor riqueza média por ausência de serapilheira (Zou & Gonzalez, 1997; Rantalainen et al., 2004).

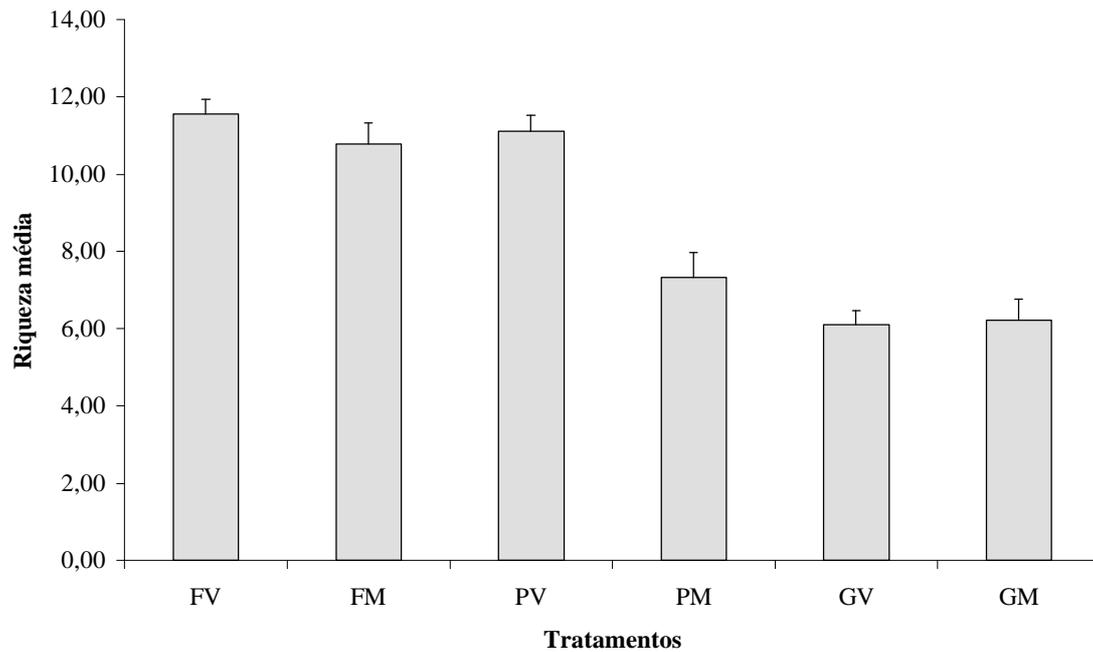


Figura 23. Riqueza média de grupos taxonômicos de fauna edáfica em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva de Poço das Antas, RJ.

A **Figura 24** apresenta a composição relativa da comunidade de fauna pelos dez grupos com maior atividade. O grupo Collembola domina todos os tratamentos, mas apresenta uma redução significativa no plantio na várzea, onde o grupo Formicidae tem uma participação significativa, possivelmente pela maior oferta de recursos orgânicos nesse tratamento. Já foi observada uma correlação positiva entre Formicidae e teor de C microbiano (Bengtsson et al., 1998), que não foi registrada no presente estudo. Por outro lado, a riqueza de espécies de formigas cresceu com o avanço da idade da reabilitação em áreas degradadas por atividades de mineração, na Austrália (Andersen et al., 2003). A atividade de algumas espécies de formigas tem uma forte influência sobre a estruturada comunidade vegetal (MacMahon et al., 2000).

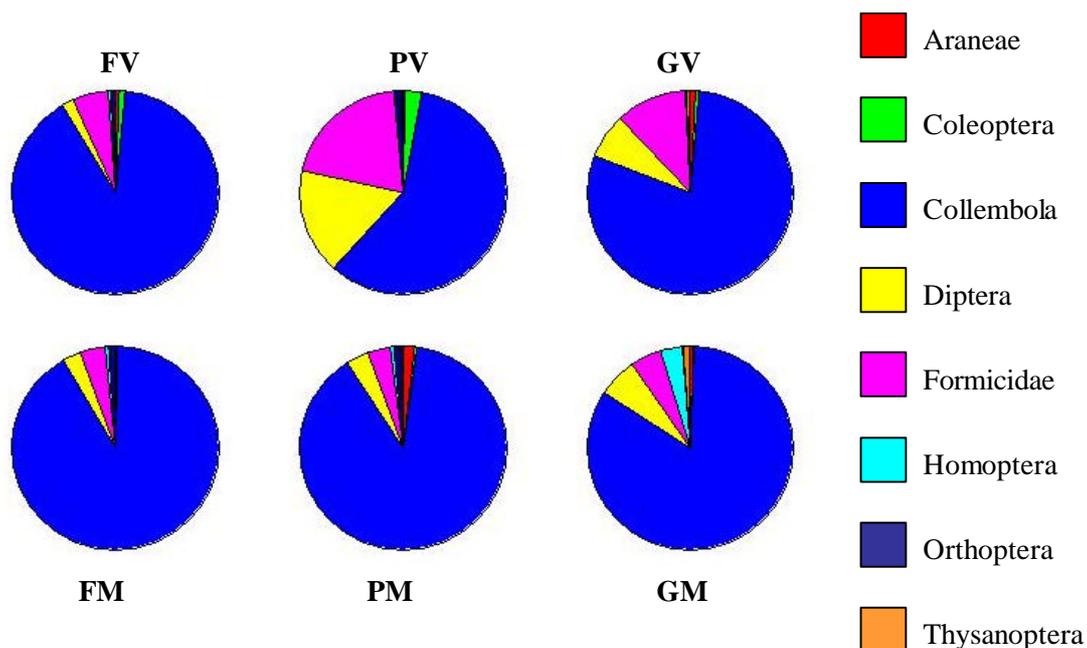


Figura 24. Composição pelos oito principais grupos da fauna do solo em áreas sob floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), em situações de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Ainda em relação à atividade média da fauna do solo, a análise de agrupamento ("cluster analysis") mostra que quando é mantido o grupo Collembola (**Figura 25b**), três grupos se distinguem: FM e FV, PV e GV, e PM e GM, sendo que esse último se distancia dos dois primeiros com um percentual de afastamento de 70%. O plantio e a pastagem na várzea são bastante similares às áreas de floresta madura em relação à atividade dos principais grupos de fauna. A menor atividade de fauna nas áreas de morrote pode estar associada aos menores teores de matéria orgânica do solo nesses tratamentos (Emmerling, 1995).

Quando os dados do grupo Collembola são retirados (**Figura 25a**), o tratamento de plantio na várzea (PV) se distancia dos tratamentos restantes, que se tornam bastante similares, com um percentual de afastamento de 90%. Esse resultado se deve provavelmente ao fato do tratamento PV ter a menor atividade de Collembola nesse estudo, e ter sido menos afetado na análise pela não consideração dos dados para esse grupo.

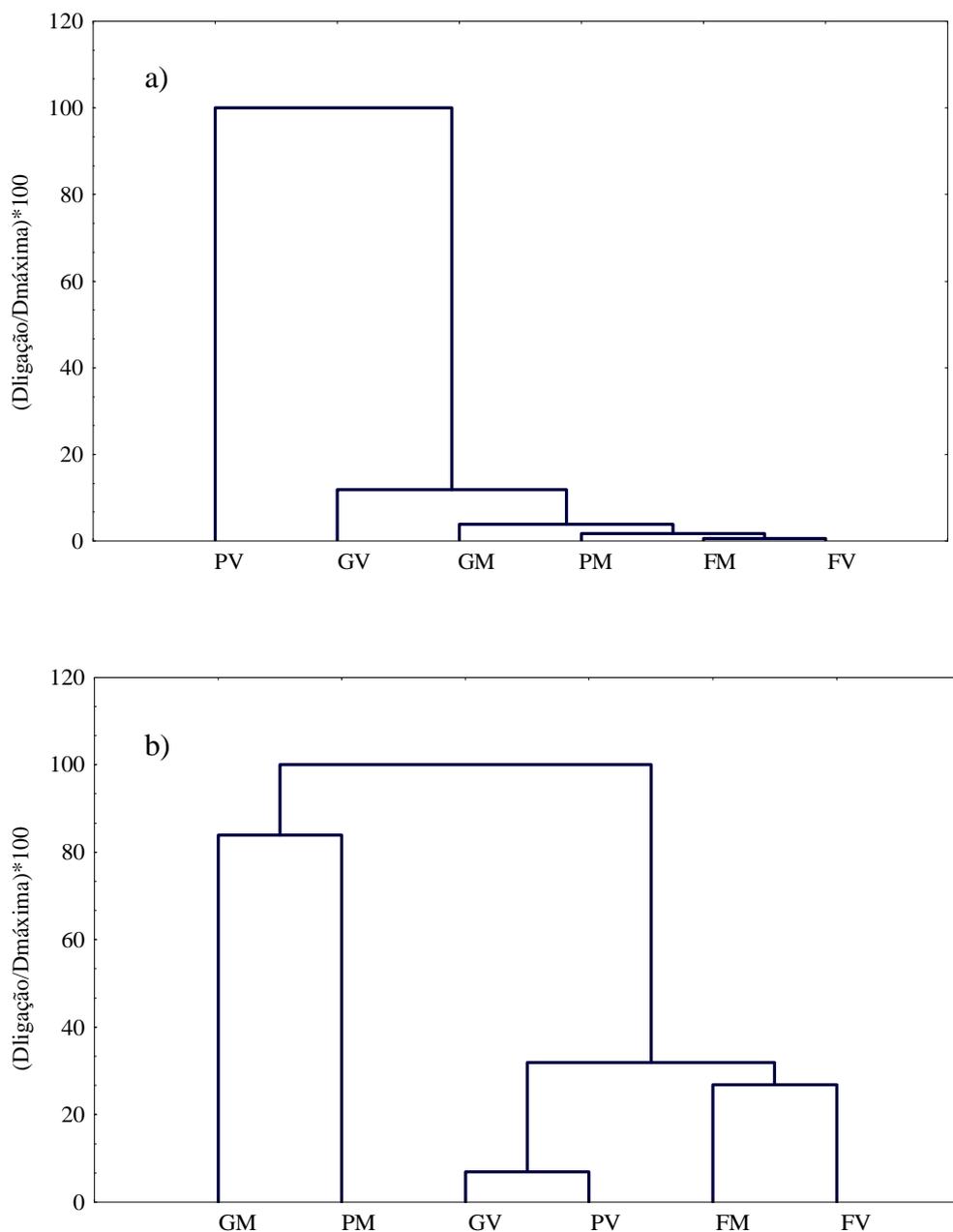


Figura 25. Agrupamento dos tratamentos de acordo com as atividades dos oito grupos mais significativos, (a) excluindo Collembola, e (b) incluindo Collembola, para áreas de floresta madura (F), plantio misto de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), nas situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ..

Para o cálculo do Índice V, de inibição e estímulo, a floresta madura foi considerada a área sem manejo, ou sem perturbação recente, e os outros tratamentos foram considerados como os que tiveram perturbação recente e se encontram em estágios sucessionais variados em relação à floresta. A partir dos dados de atividade individualizados, cada grupo foi incluído em uma das categorias apresentadas na **Tabela 13**, abaixo.

Tabela 13. Categorias de impacto nos grupos de fauna de solo de acordo com o manejo (modificado de Wardle, 1995).

Categoria	Símbolo	Índice V
Extremamente inibido	EI	$V < -0,67$
Moderadamente inibido	MI	$-0,33 > V > -0,67$
Ligeiramente inibido	LI	$-0,05 > V > -0,33$
Sem alteração	Nulo	$-0,05 < V < 0,05$
Ligeiramente estimulado	LE	$0,05 < V < 0,33$
Moderadamente estimulado	ME	$0,33 < V < 0,67$
Extremamente estimulado	EE	$V > 0,67$

Vale reforçar que os resultados mais desejados para a restauração de uma área degradada são os que levam à estimulação da fauna do solo, para uma melhor eficiência do processo de ciclagem de nutrientes e conseqüentemente um ambiente mais estável.

A **Figura 26** mostra os dados de índice de mudança de acordo com a distribuição dos grupos dentro de cada categoria, por cada tratamento. Nas áreas cobertas por gramíneas os dados mostram que aproximadamente 70% dos grupos sofreram algum grau de inibição, seja na área de várzea (77%), seja na área de morrote (68%). Por outro lado, aproximadamente 25% dos grupos no plantio de várzea foram extremamente estimulados. Nesse sentido, os plantios aparentam estimular a ocorrência de uma comunidade edáfica mais diversificada que a de sistemas mais simples, como as pastagens.

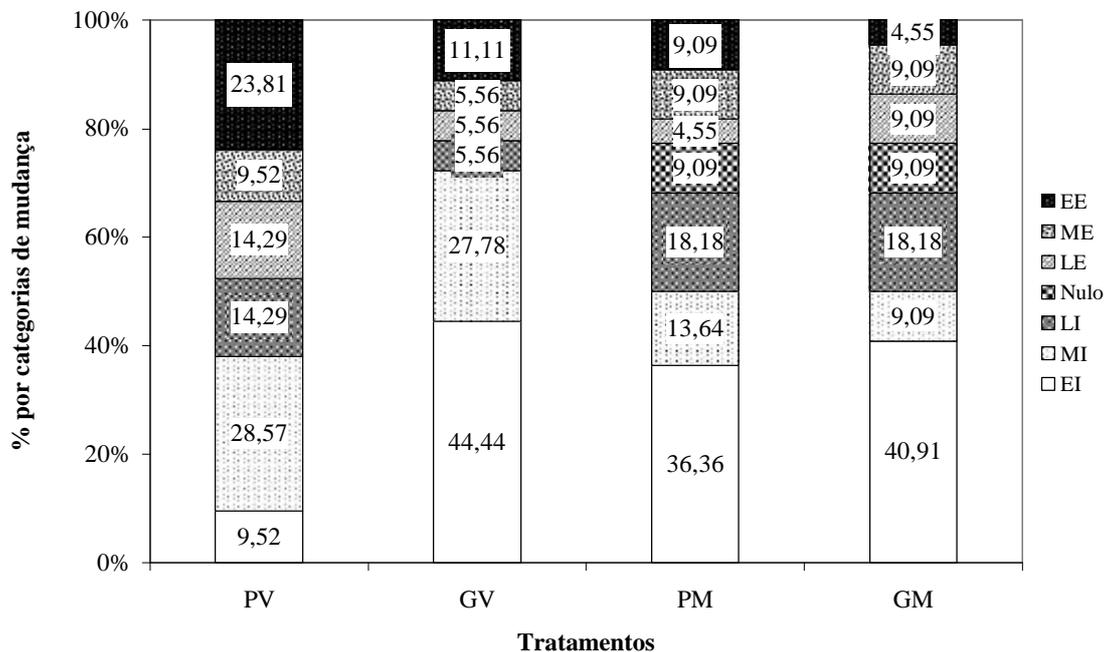


Figura 26. Distribuição de grupos de fauna edáfica, de acordo com o grau de inibição/estimulação por plantios de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em áreas de várzea (V) e morrote (M), na Reserva de Poço das Antas, RJ. (legenda: ver **Tabela 13**)

O cálculo do Índice V para os quatro tratamentos representados na **Figura 26**, reforça o que é sugerido pelos valores de riqueza média encontrados para os tratamentos PV, GV, PM e GM. O fato de os plantios na várzea serem os principais estimuladores

da atividade da fauna provavelmente se explica por essa situação de relevo manter a umidade do solo em teores mais altos, estimulando uma maior atividade biológica. O maior número de grupos de fauna com atividade estimulada pelo plantio de várzea confere maior resiliência potencial ao sistema, pelo aumento na diversidade funcional (McCann, 2000). Diversidade e heterogeneidade são necessárias para a resiliência no longo prazo (Bengtsson, 2002).

5.6 CONCLUSÕES

Parâmetros relativos à comunidade edáfica, como a riqueza média de grupos, foram bons indicadores ecológicos neste estudo. O plantio na várzea conseguiu restabelecer a riqueza média de grupos de fauna edáfica ao nível dos valores encontrados para floresta madura neste estudo. O plantio de morrote, entretanto, se aproximou das áreas de pastagens abandonadas.

Os resultados deste estudo indicam que a posição do relevo tem influenciado fortemente na restauração das áreas degradadas na Reserva de Poço das Antas, o que sugere que sejam adotadas estratégias de restauração diferenciadas para cada uma das situações.

6. CAPÍTULO IV

MECANISMOS DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS SOB RESTAURAÇÃO NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ.

6.1 RESUMO

A restauração ecológica de áreas degradadas deve ter como objetivo maior o restabelecimento de processos. Com o objetivo de avaliar mecanismos de regeneração natural em áreas sob restauração na Reserva Biológica de Poço das Antas, ensaios foram instalados para se mensurar a chegada de propágulos (chuva de sementes) e a quantidade de propágulos (banco de sementes no solo). Os ensaios incluíram áreas em floresta madura, plantio misto de espécies arbóreas nativas com oito anos de idade e pastagem abandonada, nas situações de várzea e morrote. No ensaio com chuva de sementes seis coletores foram colocados em cada tratamento e as coletas foram feitas mensalmente durante quatro meses. Para o ensaio com banco de sementes, foram feitas seis amostragens de solo em uma área de 15 cm x 15 cm, com 5 cm de profundidade, com uma única coleta. As amostras de solo foram colocadas em bandejas, dispostas em viveiro, e a germinação das plântulas foi acompanhada semanalmente, por três meses. No ensaio com chuva de sementes foram coletados 9.125 propágulos em 36 coletores, significando uma média de 66,20 propágulos/coletor/mês de coleta. Nas amostras de solo germinou um total de 1.098 indivíduos. As plântulas foram separadas em 41 morfo-espécies, com a presença de poucas espécies arbóreas. O plantio de várzea foi o tratamento com maior número de plântulas (381) e espécies (25) no ensaio de banco de sementes, e o plantio do morrote foi o tratamento com maior número de propágulos coletados no ensaio de chuva de sementes, majoritariamente de *Gochnatia polymorpha*. Os resultados sugerem que a dispersão de frutos e sementes pode ser um fator limitante a para a regeneração das florestas na Reserva de Poço das Antas. A instalação de corredores de vegetação que restabeleçam a conectividade entre os fragmentos florestais da região pode aumentar a participação de espécies arbóreas nos processos de dispersão.

Palavras-chave: plantio de espécies nativas, chuva de sementes, banco de sementes do solo.

6.2 ABSTRACT

Ecological restoration must target the return of ecological processes, as those related to seeds and fruits dispersal. In order to evaluate the seed rain and the soil seed bank in natural areas at the Poço das Antas Biological Reserve, an experiment involved mature forests (F), 8-year-old mixed plantations of indigenous tree species (P), and abandoned pastures (G), at both the flooding (V) and the sloping (M) areas, forming six treatments. Collectors installed at the study sites trapped 9,125 seeds over four months, or 66.20 seeds/collector/month in average. In the soil samples, 1,098 seedlings emerged over three months. Seedlings were classified into 41 species, mostly shrubs and herbs. The tree plantation in the flooding area had the highest amount of seedlings (381) and species (25) emerged, and the plantation on the sloping area showed the highest amount of seeds trapped in the collectors, most of them belonging to *Gochnatia polymorpha*, atypical pioneer species associated to disturbed areas. Results suggest that seeds and fruits dispersal may be limiting to the Forest regeneration in the long term, at the Poço das Antas Reserve.

Key words: indigenous tree species, seed rain, soil seed bank.

6.3 INTRODUÇÃO

As principais barreiras para a regeneração natural são: um pobre banco de sementes no solo; fontes de propágulos distantes ou de baixa diversidade vegetal; ausência de dispersores, infestação por plantas invasoras; e um sítio com reduzida fertilidade de solo; ou mesmo a interação entre alguns desses fatores (Guariguata & Ostertag, 2001, Florentine & Westbrooke, 2004).

O processo de regeneração pode ser acelerado pelo plantio de árvores isoladas ou em consórcio, que se tornariam fontes potenciais de propágulos, encurtando o tempo para o aumento da diversidade vegetal local ao atrair fauna dispersora, tanto pela oferta de frutos quanto para empoleiramento (Toh et al., 1999; Peterson & Haines, 2000; Silva, 2003). A existência de fontes de propágulos é a primeira e essencial condição para incrementar a dispersão, mas o conhecimento sobre o deslocamento e o destino das sementes é essencial para a restauração de ecossistemas e até para o controle de espécies invasoras (Chambers & MacMahon, 1994).

Conforme Howe & Miriti (2000), a dispersão de sementes há muito é associada com uma estratégia de ocupação (“invasão”) de habitats abertos (onde há ausência de espécies). A dispersão a longa distância também favoreceria uma menor mortalidade de plântulas por patógenos ou predadores de sementes, como ocorre com algumas espécies quando a dispersão se dá sob a planta-mãe (mortalidade densidade-dependente). Para Nathan e Muller-Landau (2000) a dispersão de sementes determina as taxas potenciais de recrutamento, a invasão, a expansão e o fluxo gênico em populações de plantas.

A principal barreira para a regeneração de florestas tropicais pode estar mesmo no processo de dispersão. Segundo Fuentes (2000), muitas populações não produzem sementes suficientes para colonizar um número determinado de sítios, e outras liberam um grande número de sementes para poucos sítios. Além disso, as plântulas não se estabelecem em muitos dos sítios onde foram depositadas as sementes. O mesmo autor também afirma que o recrutamento é mais fortemente limitado por falhas na chegada das sementes do que por falhas no estabelecimento após a chegada.

A chegada da semente não é garantia de recrutamento, sendo necessário considerar processos pós-dispersão para compreender a importância da dispersão (ou de processos da dispersão em particular) aos padrões e à dinâmica espacial das populações de plantas (Nathan & Muller-Landau, 2000). A importância dos padrões de dispersão de sementes é refletida no fato de que a abundância e distribuição de plântulas dependem mais do sucesso na disponibilidade de sementes do que do padrão de estabelecimento.

A dispersão de sementes tem duas fases, uma quando as sementes deixam a planta matriz e são depositadas em uma superfície (substrato?), e outra caracterizada pela movimentação horizontal e vertical dos propágulos; essa segunda fase é influenciada por fatores abióticos, como os atributos da superfície, que podem afetar a formação de um banco de sementes ou mesmo sua germinação (Chambers e MacMahon, 1994).

Resumindo, três conceitos são relacionados aos aspectos da regeneração abordados neste estudo: a) dispersão de sementes, que é o movimento das sementes a partir da planta matriz; b) chuva de sementes, que indica o fluxo de sementes a partir das plantas reprodutivas, sem considerar o espaço explicitamente; e c) banco de sementes do solo, formado pelas sementes viáveis presentes no solo, em profundidade ou na superfície (Nathan & Muller-Landau, 2000).

Entre os fatores abióticos que podem prejudicar a regeneração da floresta tropical em áreas de pastagem estão as secas sazonais (Holl, 1999). Altas temperaturas e menor disponibilidade de água nas pastagens em relação às florestas podem limitar o

estabelecimento e a sobrevivência das plântulas. Outros fatores seriam a falta de nutrientes no solo, a compactação do solo, a competição com gramíneas forrageiras exóticas e agressivas, as baixas taxas de colonização por sementes e a predação de sementes e plântulas (Holl, 1999).

Com o objetivo de determinar a participação de mecanismos de regeneração na restauração de áreas degradadas, a chegada de propágulos (chuva de sementes) e a presença de propágulos no solo (banco de sementes) foram mensuradas em áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonadas, nas situações de várzea e morrote, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

6.4 MATERIAL E MÉTODOS

6.4.1 Área de estudo

Para detalhes sobre a área de estudo ver o Capítulo I desta tese

6.4.2 Banco de sementes

Esse ensaio teve início em abril de 2005, e as germinações foram monitoradas por três meses, admitindo-se que o término de germinação após esse período (Wijdeven & Kuzee, 2000). A coleta de solo foi feita retirando-se uma amostra da camada dos primeiros 5 cm a partir da superfície, em uma área de 15 cm x 15 cm (**Figura 27**). Foram coletadas seis amostras por tratamento. Em condições de viveiro o solo foi peneirado (malha de 2 mm) para a retirada de galhos, pedras ou outros fatores que pudessem representar impedimento físico para germinação. No viveiro, o solo coletado foi acondicionado em bandejas de alumínio (**Figura 27**) medindo 15 cm x 20 cm, depositado em uma bancada a 1,0 m do solo, coberta por plástico transparente, e irrigado diariamente. As bandejas foram dispostas aleatoriamente, e tiveram sua posição alterada a cada 15 dias, novamente de forma aleatória, para evitar eventuais favorecimentos à germinação por questões abióticas (luminosidade, umidade do ar). Quatro bandejas controle, com material estéril (areia) foram dispostas entre as bandejas que continham solo dos tratamentos, para verificação de eventuais “contaminações” por propágulos do entorno.

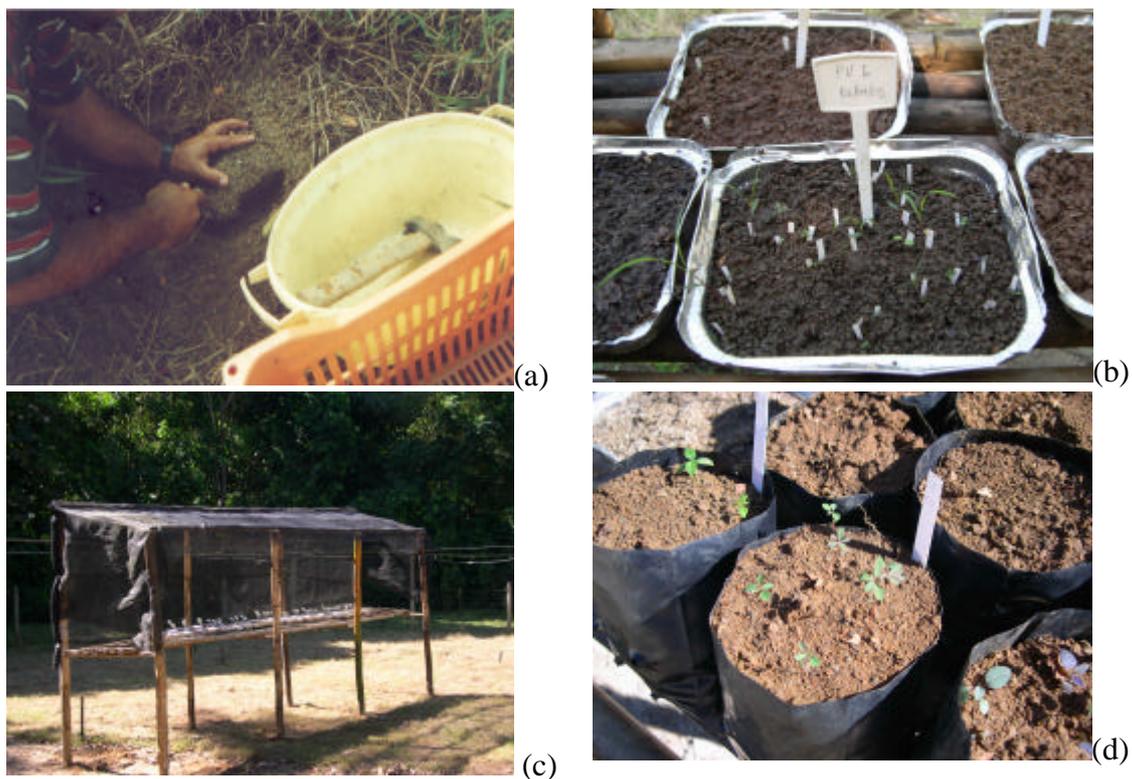


Figura 27. Coleta de solo para estudo de banco de sementes (a) e solo acondicionado e detalhe de bandeja com solo com a identificação da amostra (b), disposta em bancada (c), em viveiro na Reserva de Poço das Antas, RJ. Plântulas foram transplantadas para saquinhos com substrato (d) para auxiliar na identificação da espécie.

As amostras de solo para o ensaio de banco de sementes do solo foram retiradas próximas aos pontos onde estavam instalados os coletores de madeira para coleta de frutos e sementes, para que fosse possível identificar eventuais correspondências entre esses dois aspectos na análise. A **Figura 28** mostra esquema de distribuição dos pontos nos tratamentos que envolveram os plantios, e que foi reproduzido nos outros tratamentos.

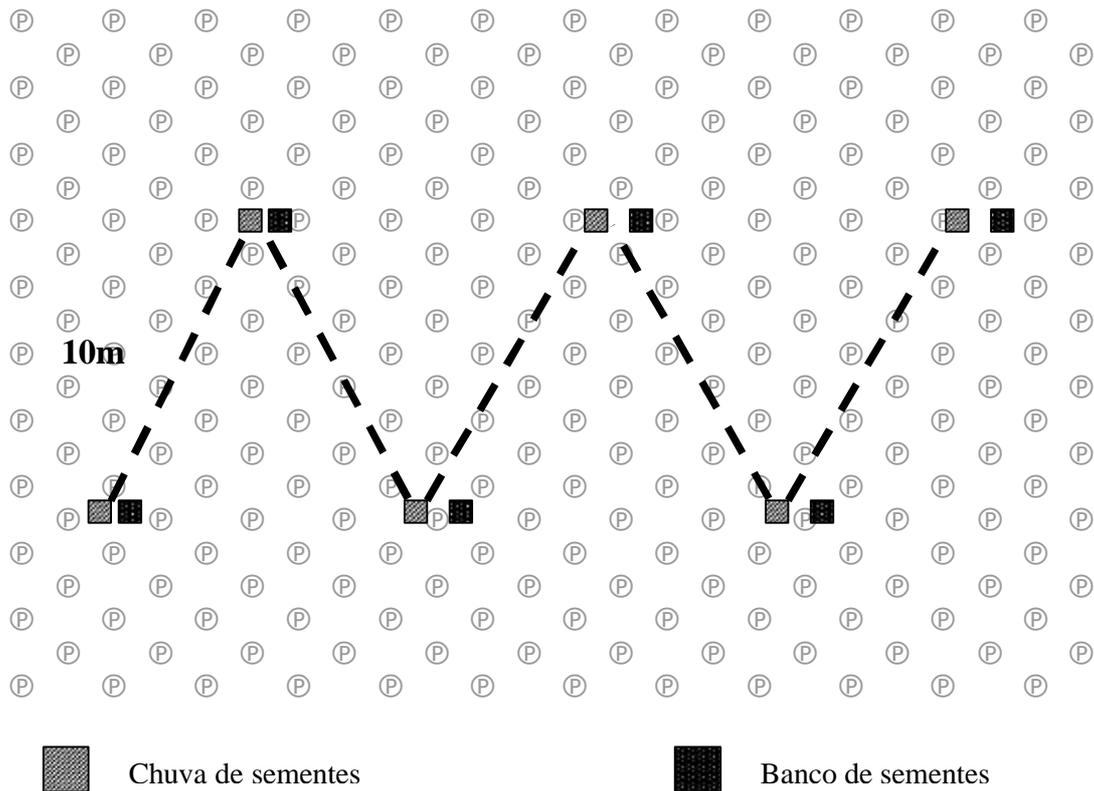


Figura 28. Esquema de distribuição dos pontos onde foram instalados os coletores (chuva de sementes) e coletadas amostras de solo (banco de sementes) em plantio de espécies arbóreas nativas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

6.4.3 Chuva de sementes

Esse ensaio foi instalado em fevereiro de 2005, e os dados apresentados foram coletados até junho. Para a avaliação da chegada de propágulos (chuva de sementes), seis coletores foram alocados em cada um dos tratamentos. O material depositado nos coletores foi recolhido mensalmente e triado em laboratório para a separação das partes reprodutivas, que foram identificadas inicialmente até o nível de morfo-espécies, ou de espécies, quando possível. Propágulos de difícil identificação foram semeados em saquinhos com substrato próprio (**Figura 27**) para germinação e posterior identificação. Os coletores (**Figura 29**), feitos com armação de madeira e tela de nylon de malha 1 mm, medem $0,25 \text{ m}^2$ (0,50 m x 0,50 m) e foram colocados a 20 cm do solo.



Figura 29. Coletor para chuva de sementes instalado em área de pastagem abandonada em morrote (GM), na Reserva de Poço das Antas.

6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.5.1 Banco de Sementes

Nas amostras de solo coletadas para o ensaio com banco de sementes germinou um total de 1.098 indivíduos (**Figura 30**) em $0,81\text{m}^2$ (área total amostrada, incluindo todos os tratamentos). As plântulas foram separadas em 41 morfo-espécies, sendo três já identificadas como de espécies de gramíneas (uma das espécies é *P. maximum*), seis de outras espécies herbáceas e duas arbóreas, *Trema micrantha* (L.) Blum (ULMACEAE) e *Gochnatia polymorpha*. O grau de desenvolvimento das plântulas não possibilitou, até o momento, a identificação dos hábitos (arbóreo, arbustivo ou herbáceo) das morfo-espécies restantes. A **Figura 31** mostra a contribuição das morfo-espécies no banco de sementes do solo.

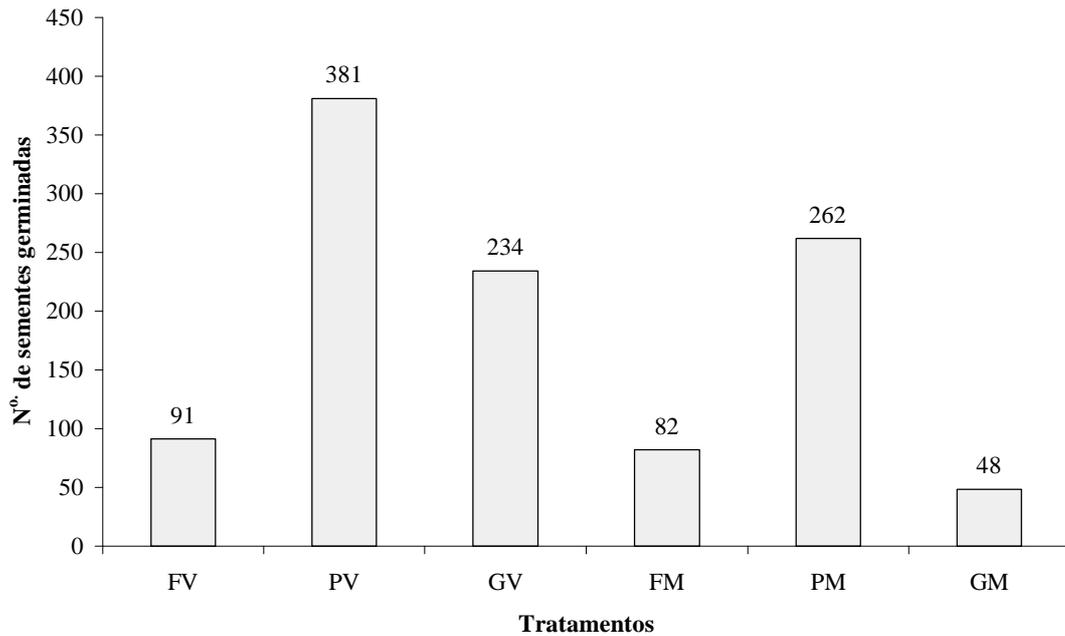


Figura 30. Quantidade de sementes germinadas em amostras de solo coletadas em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), para as situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva de Poço das Antas, RJ.

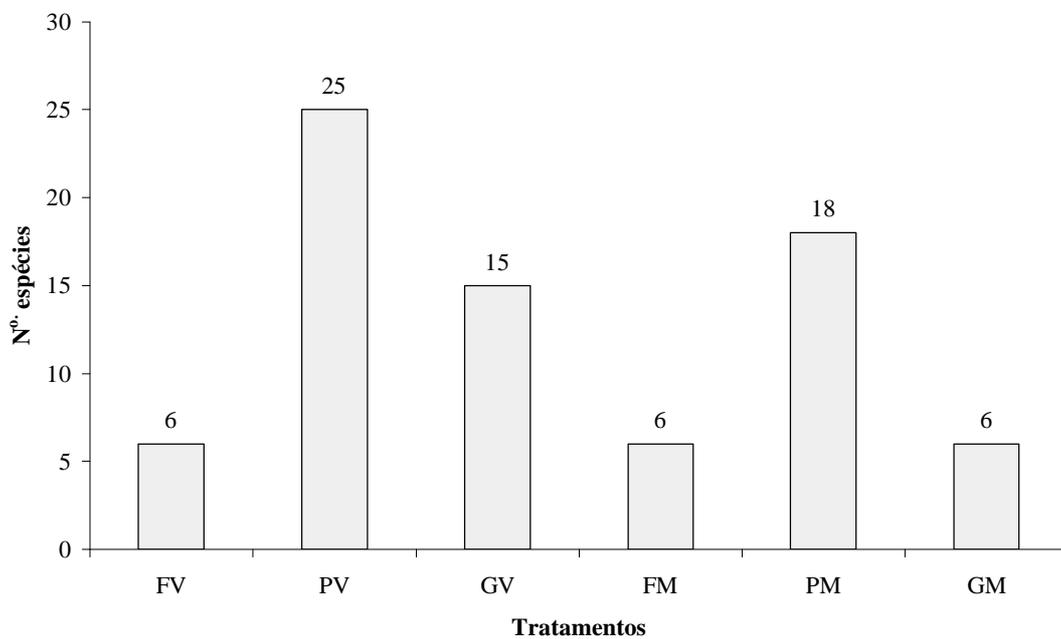


Figura 31. Quantidade de morfo-espécies de plântulas germinadas em amostras de solo coletadas em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), para as situações de várzea (V) e morrote (M) na Reserva de Poço das Antas, RJ.

O plantio na várzea foi o tratamento com maior número de morfo-espécies e com maior número de indivíduos (**Tabela 14**). Os baixos valores apresentados pelas florestas para número de indivíduos e número de espécies não representam um detalhe negativo em si, pois o trabalho de identificação aponta para uma maioria de espécies herbáceas e arbustivas, heliófitas, que seriam inibidas pelo grau de sombreamento no solo da floresta. O aspecto mais crítico é qualitativo, uma vez que o banco de sementes dos solos das florestas amostradas aparenta ser pobre em espécies arbóreas, comprometendo a resiliência da floresta. A única espécie arbórea identificada para a Floresta de Morrote foi a pioneira típica *T. micrantha*, com pequena participação (3%).

Tabela 14. Número médio de indivíduos e de espécies de plântulas germinando em ensaio de banco de sementes na Reserva Biológica de Poço das Antas, para áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, nas situações de várzea e morrote.

Sistema	Número médio de indivíduos		Número médio de espécies	
	V	M	V	M
Floresta	15,16 Aa	13,67 Aa	3,50 Aa	2,83 Aa
Plantio	63,50 Bb	43,67 Ab	9,33 Aa	6,67 Aa
Pastagem	39,00 Bb	8,00 Aa	6,67 Aa	2,83 Aa
CV (%)	23,37*		48,07	

Valores seguidos pelas mesmas letras minúsculas nas colunas e pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas, para cada parâmetro, não diferem estatisticamente, de acordo com o teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); Legenda: V = Várzea; M = Morrote; CV = coeficiente de variação. (*) para dados transformados.

Para os plantios pode ser interessante a abundância de espécies arbustivas, pois o mais importante é controlar a vegetação invasora, caracterizada pelas gramíneas agressivas *P. maximum*, para a várzea e *M. minutiflora*, para o morrote. Os plantios devem ter o objetivo de acelerar a regeneração natural, e a vegetação arbustiva é característica de um estágio da sucessão. A aceleração da regeneração natural é um método de restauração que estimula o estabelecimento de espécies arbustivas nativas, além de espécies arbóreas, certamente (Hardwick et al., 2004). A **Figura 32** apresenta a densidade calculada de plântulas germinadas a partir do banco de sementes nos tratamentos que compreendem esse estudo. Houve uma diferença bastante significativa entre as densidades de plantio e de floresta. Esses valores são resultantes, provavelmente, da presença maior de espécies gramíneas e herbáceas no banco de sementes dos solos de plantios (em um passado recente, pastagens abandonadas) do que nos solos sob florestas, dominados por espécies arbóreas e arbustivas (Wijdeven e Kuzee, 2000).

A baixa densidade de plântulas germinadas na floresta no morrote, por sua vez, pode indicar, a princípio, duas possibilidades: a) a gramínea *M. minutiflora* não está formando um banco de sementes consistente, o que poderia facilitar, em tese, o seu controle, ou b) o banco de sementes da espécie invasora possui baixa longevidade. Ambas são hipóteses que aparentam serem frágeis mediante a perpetuidade da espécie nos morrotes de Poço das Antas, mas devem ser considerados.

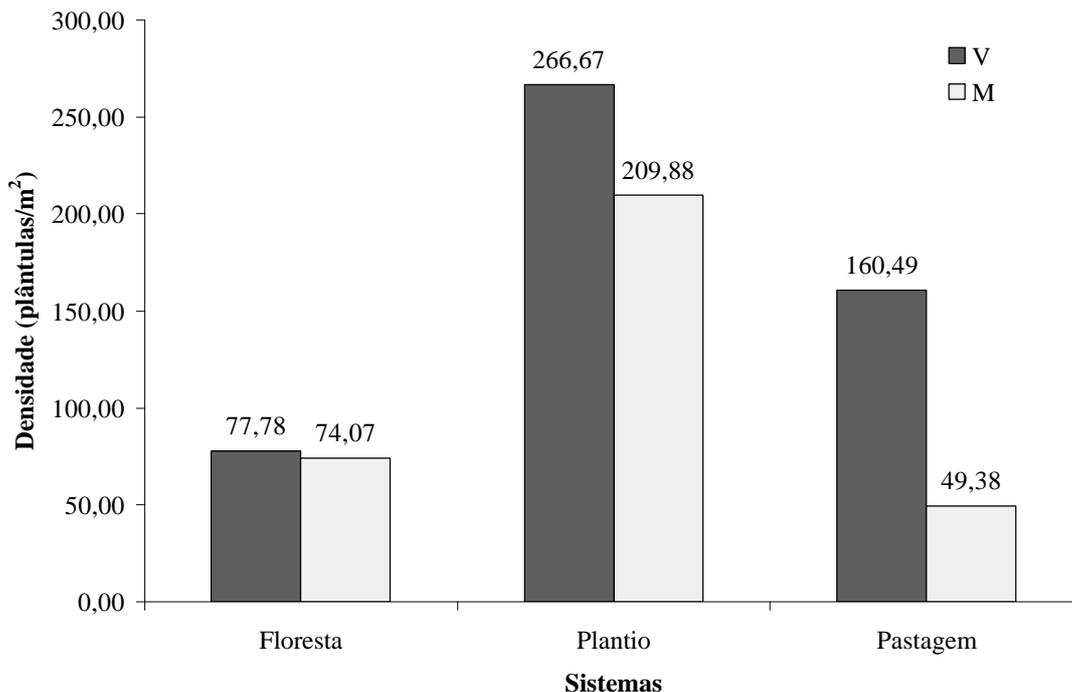


Figura 32. Densidade de plântulas germinadas em ensaio com banco de sementes do solo, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ, para as áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada. Legenda: V = várzea e M = morrote.

Há ainda a presença de gramíneas e espécies herbáceas nos solos sob os tratamentos estudados (até o momento, nove de 41 morfo-espécies sugeridas), o que indica um potencial prejuízo para o restabelecimento dos sistemas florestais. A presença expressiva de espécies herbáceas foi observada em ensaio com banco de sementes realizado em três plantios mistos de espécies arbóreas nativas, em áreas com grande fragmentação florestal e uso agrícola do solo recente. Nesse estudo, as espécies herbáceas responderam por mais de 50% dos indivíduos germinados (Sorreato, 2002).

A identificação das espécies e de seus hábitos é fundamental para enriquecer essa discussão. Esses dados, portanto, vão ser novamente analisados quando essas informações estiverem disponíveis.

6.5.2 Chuva de sementes

Para quatro meses de coleta (entre março e junho de 2005), foram coletados 9.125 propágulos em 36 coletores (seis por cada tratamento), significando uma média de 66,20 propágulos/coletor/mês de coleta. A **Tabela 15** apresenta os valores médios de propágulos coletados por tratamento, e a **Figura 33** os valores totais. A grande maioria dos propágulos no plantio de morrote (PM) pertence à espécie *Gochnatia polymorpha* (5.669 propágulos), da família Asteraceae, muito comum na Reserva, em especial nas áreas de morrote onde há grandes clareiras. O principal agente dispersor de *Gochnatia* é o vento, que dispersa grande quantidade de sementes em infrutescência. Para a floresta de morrote (FM), a grande quantidade de propágulos se deve à participação de *Alchornea* sp. (Euphorbiaceae, com 2.442 frutos). Como a dispersão de espécies do gênero *Alchornea* se dá preferencialmente pela queda de frutos (barocoria), supõe-se que há indivíduos pertencentes a esse gênero próximos a pelo menos um dos coletores instalados nesse tratamento. Poucos propágulos foram coletados no plantio na várzea

(34), e mesmo assim pertencentes a somente duas espécies, *Gochnatia polymorpha* e *Schinus terebenthifolius* (Anacardiaceae), que não foram plantadas.

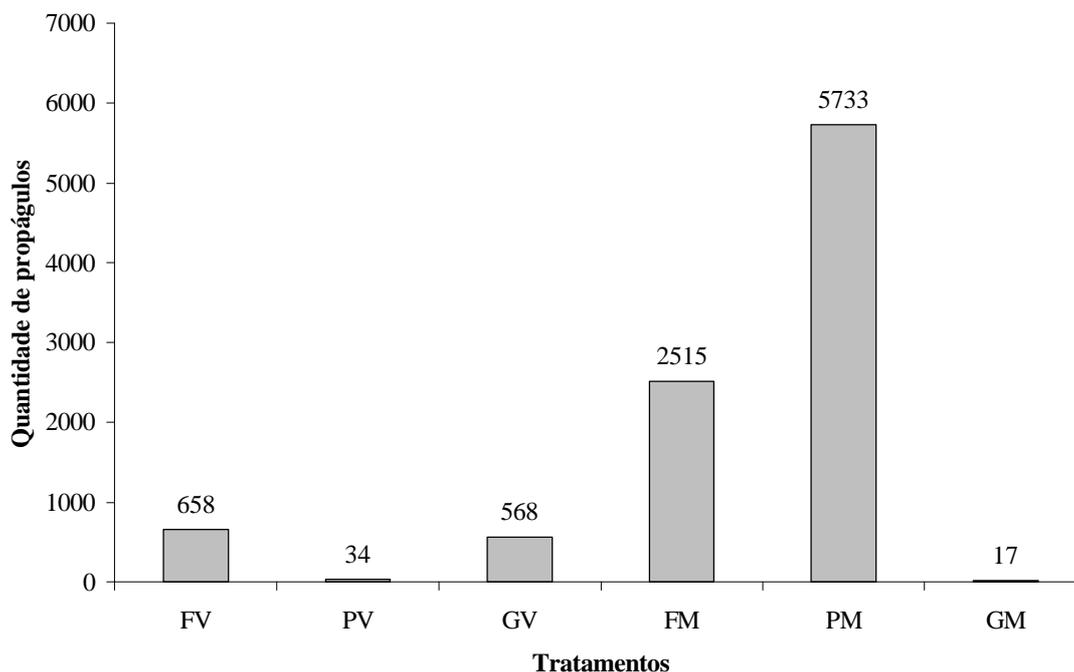


Figura 33. Quantidade de propágulos coletados em ensaio com chuva de sementes em floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), em situações de morrote (M) e de várzea (V), na Reserva de Poço das Antas, RJ.

G. polymorpha é pouco comum na situação de várzea na Reserva, pois não tolera inundação; é associada a áreas degradadas e possui dispersão anemocórica, fator que a torna bastante eficiente na colonização de áreas onde a regeneração natural demora a se estabelecer. *S. terebenthifolius* também é uma espécie pioneira típica bastante comum na Reserva de Poço das Antas. A provável origem dos frutos dessa espécie coletados nesse tratamento são indivíduos que foram plantados nas bordas do plantio de várzea (PV), distantes dos pontos de coleta, e devem ter sido dispersos por pássaros.

Tabela 15. Quantidade média de propágulos e espécies coletados mensalmente no período de março a junho de 2005 em áreas de floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), nas situações de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Sistema	Número médio de propágulos		Número médio de espécies	
	V	M	V	M
Floresta	10,50 Aa	10,00 Aa	2,17 Aa	2,00 Aa
Plantio	36,00 Aa	28,33 Aa	4,50 Ab	3,33 Aa
Pastagem	21,67 Aa	6,67 Aa	3,50 Ab	2,17 Aa
CV (%)	90,57		44,71	

A regeneração de espécies arbóreas não plantadas é considerada um importante indicador para a restauração de áreas degradadas (Engel e Parrotta, 2003), mas ela tem se dado de forma pouco expressiva no plantio de várzea. Um dos motivos mais prováveis é o isolamento da área em relação a remanescentes florestais, dificultando a

chegada de novos propágulos (**Figura 34**). Apesar de muitos organismos dispersores serem capazes de transpor grandes clareiras ou espaços entre fragmentos (Silva, 2003), a ausência de conexão entre os fragmentos pode dificultar a atuação de dispersores (Metzger, 2003) e a permanência dessa falta de conexão pode até mesmo levar ao desaparecimento de alguns dispersores (Smith e Hellmann, 2002).

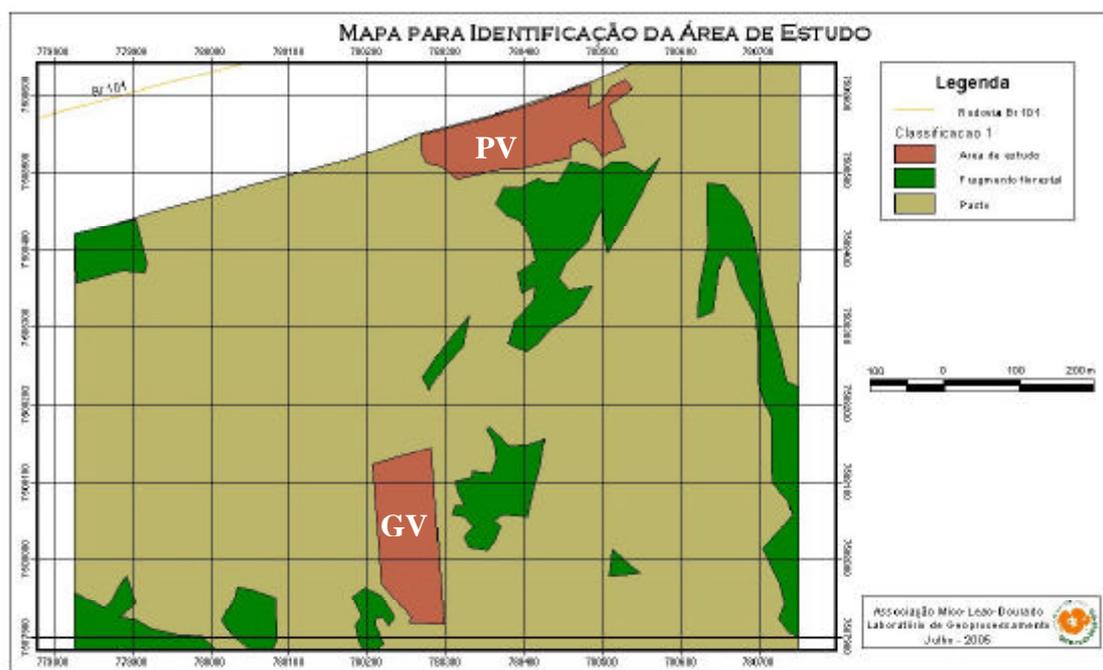


Figura 34. Condições do entorno das áreas de estudo PV e GV na Reserva de Poço das Antas, RJ. O fragmento florestal mais próximo de PV, representado pela cor verde-escura, é outro plantio de espécies arbóreas nativas, de mesma idade.

Outro estudo com chuva de sementes realizado em plantio com espaçamento similar ao adotado no presente estudo, implantado dois anos antes e localizado em área de várzea na mesma Reserva de Poço das Antas, verificou a participação de 27 espécies (Araújo, 2002). Das 23 espécies usadas nesse outro plantio, somente quatro foram coletadas no ensaio com chuva de sementes, *Cecropia glaziovii*, *Mimosa bimucronata*, *Trema micrantha* e *Guarea guidonia*, responsáveis por 92% das sementes coletadas. Das espécies citadas, somente *T. micrantha* foi registrada no presente estudo, mas no ensaio com banco de sementes. As outras três espécies têm ocorrência comum na Reserva, e a ausência delas nesse estudo pode ter se dado, entre outras coisas, pelo período de amostragem não ter coincido com sua frutificação.

A maior parte das espécies cujas sementes foram coletadas no ensaio com chuva de sementes possui hábito arbóreo (**Tabela 16**). Duas foram identificadas ao nível de espécie, *G. polymorpha* e *S. terebenthifolius*; três ao nível de gênero, *Alchornea* sp., *Xylopia* sp. (ANNONACEAE) e *Machaerium* sp. (LEG. PAPILIONOIDEAE); e uma ao nível de família, LAURACEAE. Outras cinco permanecem sem identificação. Apesar de maior atenção ser dada ao componente arbóreo, a vegetação arbustiva tem um importante papel na conversão de pastagens novamente em florestas, pois podem quebrar a dominância das gramíneas invasoras (Posada et al., 2000).

Tabela 16. Número de (morfo)-espécies vegetais distribuídas por hábito de vida, em ensaio com chuva de sementes em áreas de floresta madura, plantio de

espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, em situação de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Sistema	Arbóreo		Arbustivo		Herbáceo	
	V	M	V	M	V	M
Floresta	11	3	2		4	2
Plantio	2	1	--	1	--	1
Pastagem	1	2	2	--	--	1

A maior contribuição por espécies arbóreas na floresta na várzea tem duas prováveis explicações, o fato de esse ser um sistema (a) mais complexo e mais diverso; e (b) não estar tão isolado de outros remanescentes, nem muito próximo à borda desse remanescente (**Figura 35**). Fragmentos circundados por pastagens têm alta probabilidade de serem influenciados pelas bordas e pela matriz do entorno. (Tabarelli et al., 1999; Sizer & Tanner, 1999). As bordas são ambientes normalmente mais secos, com maior luminosidade, temperaturas do solo e do ar mais altas e com ventos mais intensos, o que pode inibir a regeneração de espécies típicas de sub-bosque (tolerantes à sombra) e favorecer o estabelecimento de espécies exóticas (Brokaw, 2002).

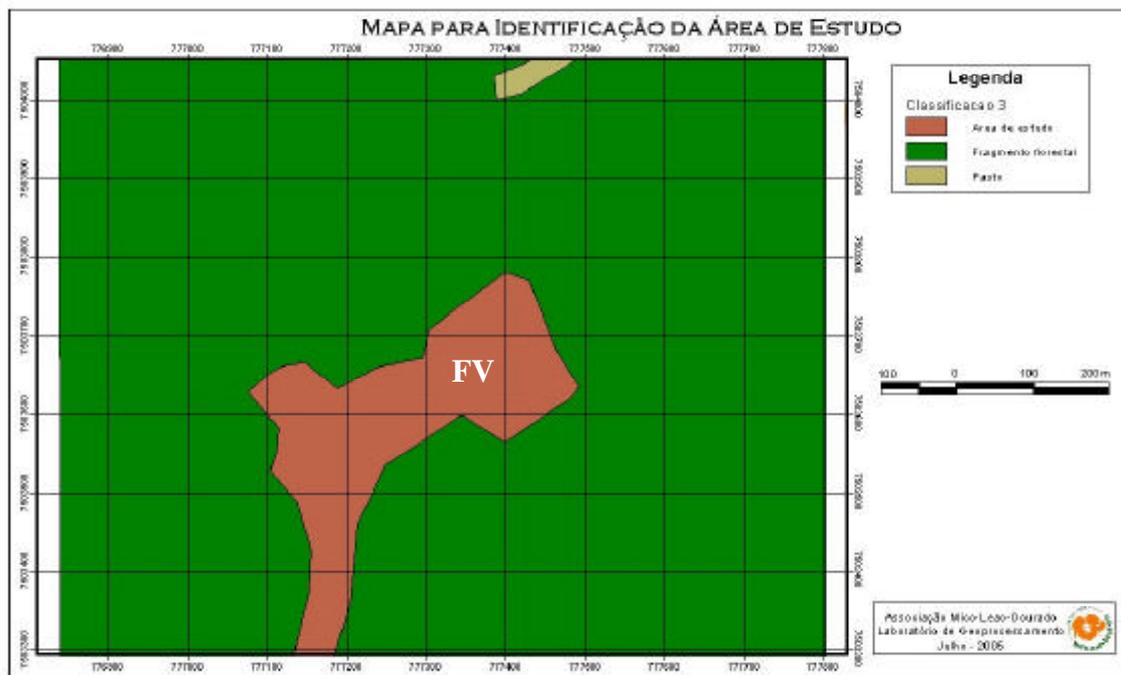


Figura 35. Condições do entorno da áreas de estudo FV, na Reserva de Poço das Antas, RJ. A área de floresta é representada pela cor verde-escura.

Além do número de espécies, é importante saber como cada hábito contribuiu em cada tratamento (**Figura 36**). A altamente significativa maioria de sementes de espécies arbóreas nos tratamentos de morrote se deveu às espécies *Alchornea* sp., na área de floresta, e *G. polymorpha*, para o plantio e a pastagem abandonada. Esses dois últimos sistemas se localizam em áreas abertas, com indivíduos de *Gochnatia*, plantados na área de plantio e ocorrendo naturalmente, na área de pastagem, coexistindo com *Melinis minutiflora*. Na pastagem de várzea, dominada por *Panicum maximum*, a contribuição de espécies arbustivas na chuva de sementes pode significar um possível reforço para a restauração dessas áreas.

O estabelecimento de espécies lenhosas, sejam arbóreas nativas ou arbustos de estágios iniciais de regeneração, podem facilitar a recuperação da floresta, através do

estímulo à dispersão de sementes e ao sombreamento das gramíneas das pastagens (Holl et al., 2000; Posada et al., 2000).

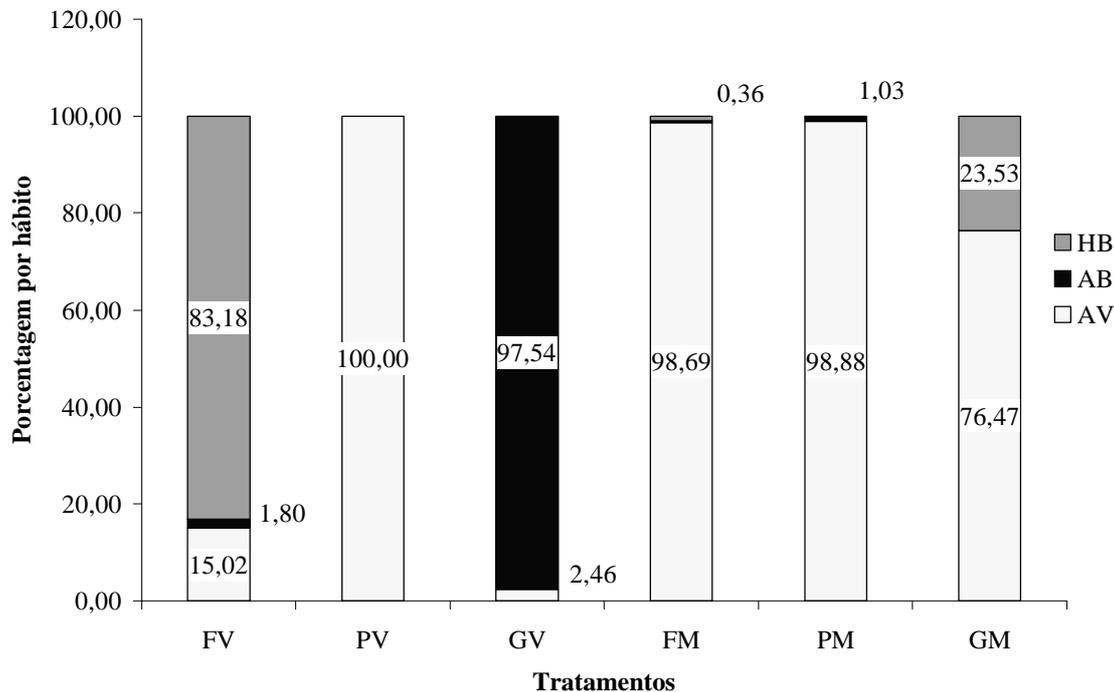


Figura 36. Contribuição percentual das espécies, classificadas por hábito, nos propágulos coletados em ensaio com chuva de sementes em áreas de floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagem abandonada (G), em situação de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas. Legenda: AV = árvore; AB = arbusto; HB = herbácea.

O baixo número de espécies nos mecanismos de regeneração em Poço das Antas pode indicar um efeito da fragmentação a que foram sujeitos os remanescentes florestais da Reserva e da baixada litorânea fluminense de uma maneira geral. A diminuição na área dos fragmentos resultou no aumento na participação de espécies ruderais nos mecanismos de regeneração de floresta atlântica (Tabarelli et al., 1999). Estudo realizado em área de restinga degradada também concluiu pela baixa participação de espécies nativas na regeneração daquele ecossistema (Bechara, 2003).

Entre os fatores que podem prejudicar a regeneração da floresta tropical em áreas de pastagem estão a falta de nutrientes no solo, a competição com gramíneas forrageiras exóticas e agressivas, as baixas taxas de colonização por sementes e a predação de sementes e plântulas (Holl, 1999).

A compreensão dos processos relacionados à dispersão de frutos e sementes é fundamental para definir o melhor manejo para acelerar a regeneração da floresta. A dispersão tem uma relação recíproca com a estrutura da vegetação, pois a disponibilidade de frutos afeta a dispersão de sementes, que afeta, por sua vez, a própria estrutura da vegetação adulta, que irá influenciar a disponibilidade de frutos e dispersão de sementes na geração seguinte (Wang & Smith, 2002).

6.6 CONCLUSÕES PRELIMINARES

Os plantios em Poço das Antas, para ambas as situações de várzea e morrote não conseguiram restabelecer os mecanismos de dispersão de sementes em níveis que garantam a perpetuidade desses sistemas.

Os resultados indicam que ainda há a participação de espécies herbáceas na composição do banco de sementes do solo nas áreas de plantio. Essa participação parece ser bastante reduzida nos solos sob floresta.

Somente três espécies arbóreas e uma arbustiva foram registradas no ensaio com chuva de sementes. A participação de espécies lenhosas na regeneração da floresta é importante para diminuir a agressividade das espécies de gramínea invasora.

A reduzida presença de espécies lenhosas nos mecanismos de regeneração estudados, chuva de sementes e banco de sementes, deve-se muito provavelmente à intensa e duradoura fragmentação que caracteriza as florestas de baixada na região de Poço das Antas, e que pode estar refletindo na qualidade dos remanescentes como potenciais fontes de propágulos.

7. CAPÍTULO V

INDICADORES DA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS.

7.1 RESUMO

A análise simultânea de vários parâmetros ambientais de características distintas pode auxiliar na seleção de indicadores ecológicos. Técnicas de análise multivariada foram utilizadas para a ordenação de sistemas de uso do solo em relação a parâmetros ambientais. Os tratamentos envolveram três sistemas: floresta madura, plantio misto de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, em áreas de várzea e de morrote, na Reserva Biológica de Poço das Antas. Os parâmetros ambientais utilizados na análise foram: pH do solo; teores de Al, Ca+Mg, P, K, C, N e matéria orgânica do solo; relação C:N do solo; teores de ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e huminas no solo; relação AH:AF no solo; teores de C e N microbiano; quociente metabólico (qCO_2); e riqueza média de grupos de fauna edáfica. De acordo com a análise em componentes principais os tratamentos são responsáveis por 71% da variabilidade dos dados, sendo que o eixo 1 explica 48,4% dessa variabilidade, e o eixo 2, 27,1%. O eixo 1 separou os sistemas de várzea (com exceção da floresta) dos de morrote, que apresentaram maiores valores para a relação C:N do solo e para o quociente metabólico. O plantio na várzea apresentou altos valores dos parâmetros relacionados à matéria orgânica do solo. O eixo 2 discriminou os sistemas na situação de várzea, sendo que a floresta apresentou um alto teor de Al no solo e uma alta riqueza média de grupos de fauna edáfica. O índice de similaridade de Bray-Curtis mostrou que os sistemas são similares na várzea, mas que no morrote o plantio está mais próximo da pastagem do que da floresta. Os resultados sugerem que os parâmetros relacionados à matéria orgânica do solo são os melhores indicadores para a restauração de áreas degradadas na Reserva de Poço das Antas, e que os sistemas no morrote são menos estáveis.

Palavras-chave: restauração ecológica, indicadores ecológicos, análise multivariada.

7.2 ABSTRACT

Multivariate analysis allow the simultaneous use of environmental parameters and can support the choice of ecological indicators. The principal components analysis (PCA) ordinated sites in relation to the following parameters: soil pH, and soil contents of Al, Ca, Mg, P, K, C, N and soil organic matter (SOM); C:N ratio; soil fulvic acids (FA), humic acids (HA) and humins (HU) contents; HA:FA ratio; C and N contents in the soil microbial biomass (C_{mic} and N_{mic}, respectively); metabolic quotient (qCO₂); and the mean groups richness of edaphic fauna. Treatments involved mature forests (F), 8-year-old mixed plantations of indigenous tree species (P), and abandoned pastures (G), at both the flooding areas (V) and the sloping (M) of the Poço das Antas Biological Reserve. According to the PCA treatments account for 71% of total variance. Axis 1, which explained 48.4% of the total variance, separated the systems on the flooding areas (except the forest) from the systems on the sloping areas, which showed higher values for the soil C:N ratio and qCO₂. The mixed tree plantation on the flooding area had high values of the parameters related to the (SOM). Axis 2, explaining 27.1% of total variance, separated the systems in the flooding areas, as the Forest showed high soil Al content and mean group richness for soil organisms. The Bray-Curtis index showed systems have high similarity in the flooding areas, but the mixed plantation on the hillside is more similar to the pasture system than to the Forest. Results suggest that the environmental parameters related to the soil organic matter were the most adequate ecological indicators for the restoration of degraded areas at the Poço das Antas Biological Reserve, and that systems on the sloping hillsides are less stable.

Key words: ecological restoration, ecological indicators, multivariate analysis.

7.3 INTRODUÇÃO

A seleção de indicadores ecológicos requer uma ferramenta que possibilite a análise simultânea de vários parâmetros ambientais de características distintas. Técnicas de análise multivariada, como as de ordenação, têm sido frequentemente usadas em estudos envolvendo indicadores ecológicos e caracterização de comunidades naturais (Emmerling, 1995; Barros et al., 2002; Andersen et al., 2003).

O uso de técnicas de ordenação permite a seleção de indicadores para o monitoramento de áreas naturais, quando a diversidade de organismos e a complexidade dos ecossistemas impossibilitam o inventário e o monitoramento dessas áreas (Kremen, 1992).

Métodos estatísticos multivariados podem fornecer o mais alto grau de resolução para um bioindicador na análise de uma comunidade natural. Através da análise multivariada é possível associar, por exemplo, mudanças na composição de espécies a vários aspectos físicos do local (Loranger et al, 2001).

A análise de componentes principais (PCA) é o mais antigo dos métodos de ordenação indireta, que visa a produzir uma ordenação das variáveis em um número pequeno de dimensões (eixos), que enfatizam os padrões mais importantes da variação em suas respostas (Digby & Kempton, 1987; Valentin, 2000). Os valores dos referidos eixos (coordenadas) podem expressar um gradiente de variação do parâmetro estudado. O eixo 1 tende a explicar a maior parte das variações.

Um outro método para a análise estatística multivariada é aquele baseado nas medidas das distâncias ou dissimilaridade entre pares de observações multivariadas em pares (Anderson, 2001). Os coeficientes de distância são aplicados preferencialmente para a visualização gráfica da proximidade entre tratamentos, em função de qualquer parâmetro que possa caracterizar esses tratamentos (Valentin, 2000). O índice de Bray-Curtis é um dos preferidos para expressar similaridades na estrutura da comunidade (Anderson, 2001).

O presente trabalho teve como objetivo selecionar, entre diversos parâmetros ambientais, aqueles que melhor podem discriminar áreas submetidas a processo de restauração. Os tratamentos incluíram áreas de floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, em situações de várzea e morrote, na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. Os parâmetros ambientais utilizados foram: pH do solo; teores de Al, Ca+Mg, K, P, C, N e matéria orgânica do solo; relação C:N no solo; teores de ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e huminas (HU) no solo; relação AH:AF; teores de C e N na biomassa microbiana (Cmic e Nmic); quociente metabólico (qCO₂); e riqueza média de grupos de organismos do solo (fauna edáfica).

7.4 MATERIAL E MÉTODOS

Com o uso do programa estatístico CANOCO FOR WINDOWS 4.5 foi desenvolvida a análise de componentes principais, que fez a discriminação dos tratamentos utilizados nesse estudo de acordo com os dados dos seguintes parâmetros: pH do solo; teores de Al, Ca+Mg, P, K, C, N e matéria orgânica do solo; relação C:N do solo; teores de ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e huminas no solo; relação AH:AF no solo; teores de C e N microbiano; quociente metabólico (qCO₂); e riqueza média de grupos de fauna edáfica. Os dados foram centralizados e padronizados para que fosse dado um mesmo nível de importância para os parâmetros.

Os dados de chuva de sementes e banco de sementes do solo não foram utilizados por estarem inconclusos.

Para a estimativa da similaridade entre os tratamentos, para cada situação geomorfológica, foi calculado o índice de Bray-Curtis.

7.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A soma de todos os valores canônicos (**Tabela 17**) expressa que os tratamentos foram responsáveis por 75,1% da variabilidade dos dados, e o eixo 1 explica 48,4% dessa variabilidade, o que confere robustez aos resultados.

Tabela 17. Tabela com os valores da análise em componente principais (PCA), realizada para discriminar os tratamentos de floresta madura (F), plantio misto de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), nas áreas de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

Eixos	1	2	3	4	Variância Total
Autovalores	0,420	0,227	0,143	0,077	1.000
Correlações tratamento-parâmetro	0,930	0,949	0,767	0,848	
Variância de porcentagem cumulativa dos dados de parâmetros	42,0	64,6	78,9	86,7	
Variância de porcentagem cumulativa da relação tratamento-parâmetro	48,4	75,5	86,7	94,1	
Soma de todos os autovalores					1.000
Soma de todos os autovalores canônicos					0,751

O eixo 1 separou os três tratamentos de morrote do plantio dos de várzea, com exceção da floresta, principalmente pelos parâmetros relacionados à matéria orgânica do solo (**Figura 37**). O plantio de várzea (PV) apresentou altos valores (representados, no gráfico, pelo afastamento das setas do centro do plano) para Corgânico, Ntotal, MOS, ácidos fúlvicos, ácidos húmicos, huminas, Cmic e Nmic, além do K.

Os tratamentos nas áreas de morrote, por outro lado, possuem os menores valores desses parâmetros, sugerindo que a MOS é um fator limitante para a estabilidade desses sistemas. A diminuição dos teores de MOS representa uma queda na resiliência dos ecossistemas (Herbert et al., 2003).

A decomposição da biomassa vegetal, processo responsável pela deposição de matéria orgânica no solo, pode ser uma expressão integral da qualidade ou função do solo, que é positivamente relacionada ao período em que um sistema permanece sem perturbação (Hauser et al., 2004). Uma outra consequência dos baixos teores de matéria orgânica do solo é a indisponibilização do P (Montagnini & Jordan, 2002), igualmente responsável pela menor estabilidade do sistema.

A qualidade da MOS, representada nesse estudo pelos teores de substâncias húmicas, também é muito importante para o estabelecimento de um sistema estável. Os altos teores de ácidos fúlvicos e húmicos, e huminas, no plantio de várzea, significam uma importante fonte de C passivo para esse tratamento (Moreira & Siqueira, 2002).

O gradiente de valores expressos pelo eixo 2, que explica 27,1% da variabilidade, discrimina os tratamentos na área de várzea. A floresta de várzea (FV) apresentou um alto teor de Al no solo, consequência da textura arenosa do solo nesse tratamento, uma maior riqueza média de fauna, e maiores valores de P e da relação AH:AF. A pastagem da várzea (GV) apresentou maior valor de pH e maior teor de Ca+Mg.

A inundação temporária de solos parece causar um efeito mais qualitativo do que quantitativo na riqueza de grupos de fauna edáfica (Emmerling, 1995), o que, associado à oferta de um recurso de melhor qualidade (Rantalainen et al., 2004), pode

explicar os maiores valores para esse parâmetro apresentados pela floresta e pelo plantio na várzea.

A proximidade da floresta de morrote (FM) do ponto central do plano sugere que esse tratamento não é facilmente discriminado pelos parâmetros utilizados. O gráfico indica também que o plantio de morrote (PM) é o tratamento com menor estabilidade entre os estudados, devido aos valores mais altos de quociente metabólico (qCO_2) e relação C:N do solo.

Os parâmetros $Cmic$ e $Nmic$ apresentaram alta similaridade entre si, bem como os teores de $Corg$, MOS e $Ntot$. A riqueza média de grupos de fauna mostrou também uma alta correlação com o teor de P no solo.

Os menores índices de acidez apresentados pelas pastagens estão correlacionados, segundo a análise em componentes principais, com teores mais altos de $Ca+Mg$.

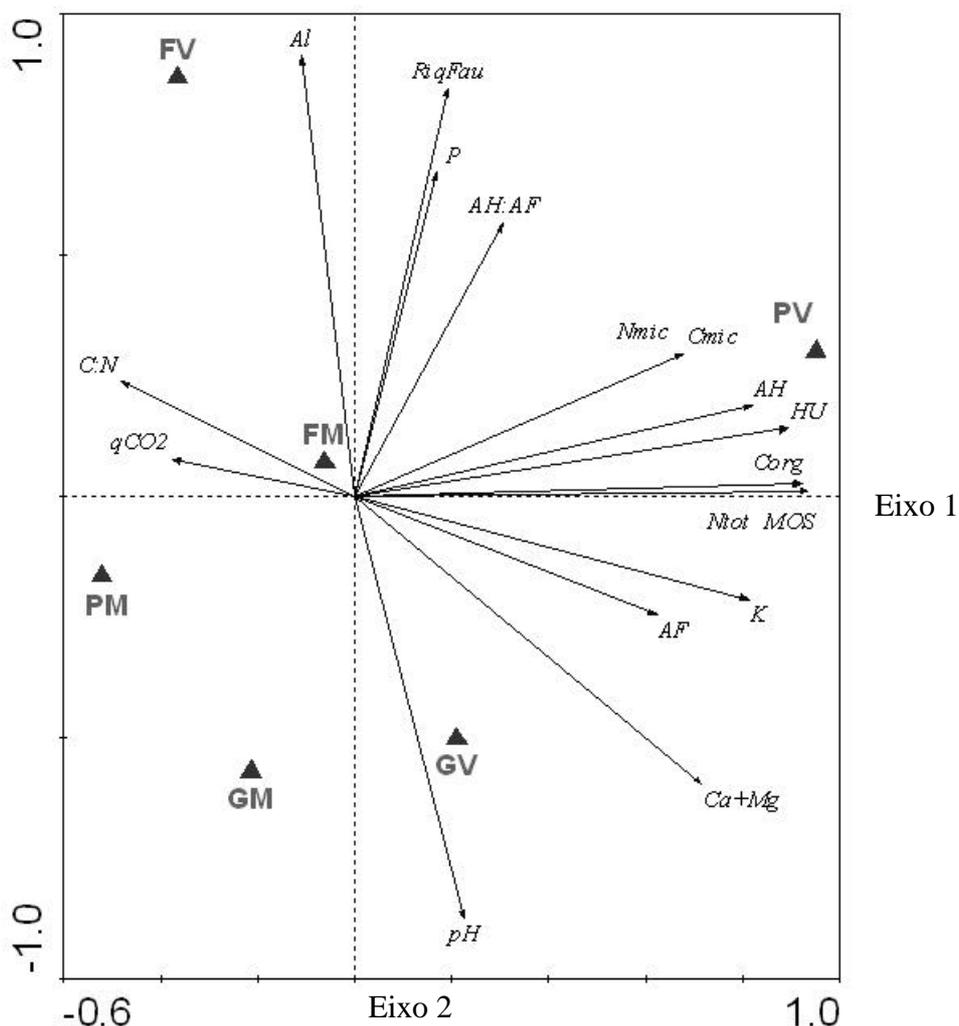


Figura 37. Discriminação de tratamentos de acordo com parâmetros físico-químicos, microbianos e de fauna do solo, em áreas de floresta madura (F), plantio de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), em áreas de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas.

Os valores do índice de similaridade de Bray-Curtis calculados (**Figura 38**) indicam que não os tratamentos na várzea são semelhantes ($p < 0,05$) e que, no morrote, a floresta se distancia dos tratamentos de plantio de espécies arbóreas nativas e

pastagem abandonada ($p < 0,01$). Em outras palavras, na área de várzea o plantio de espécies arbóreas se aproximou da área de floresta madura, mas na área de morrote o plantio está mais próximo da pastagem. Esse resultado reforça a maior estabilidade para o plantio na várzea e a necessidade de se incrementar os esforços para restauração nas áreas de morrote.

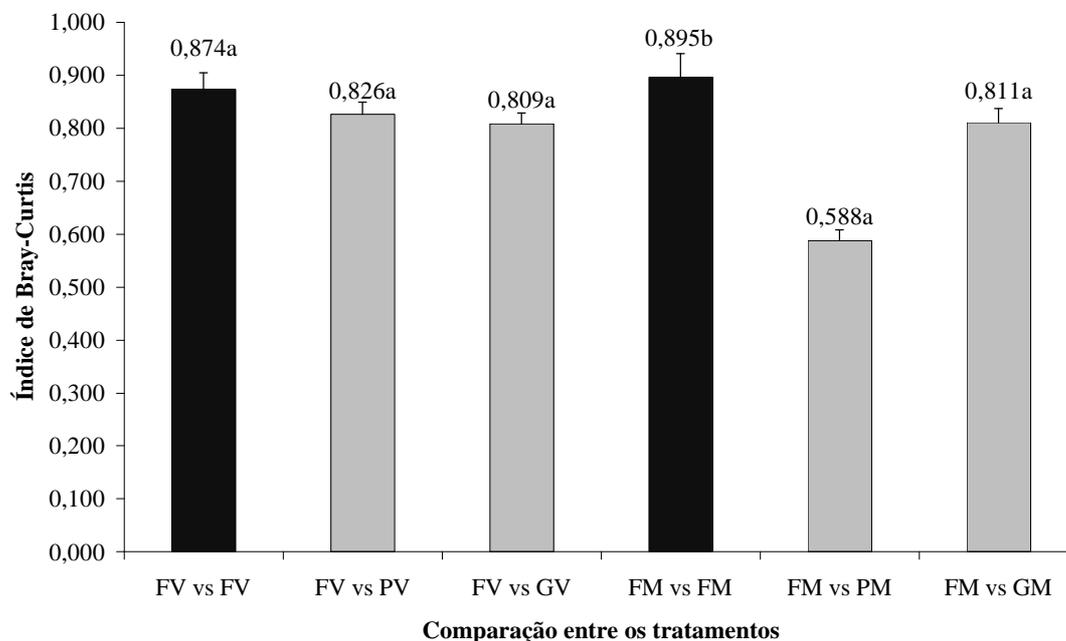


Figura 38. Índices de similaridade de Bray-Curtis para os tratamentos de floresta madura (F), plantio misto de espécies arbóreas nativas (P) e pastagens abandonadas (G), nas situações de várzea (V) e morrote (M), na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. As barras escuras representam o sistema referência em cada situação, e letras minúsculas semelhantes acompanhando os índices significam que não há diferença estatística entre os valores, dentro de cada situação.

Os maiores valores de parâmetros relacionados à MOS apresentados pelo plantio na várzea podem ser os responsáveis pela similaridade desse tratamento com a floresta madura, pois isso pode levar a uma maior disponibilidade de P (Franco & Faria, 1997) e a uma maior riqueza de fauna edáfica (Emmerling, 1995). O rápido aumento nos teores da matéria orgânica no solo pelos plantios de espécies arbóreas nativas é um importante passo para assegurar a restauração de áreas degradadas (Parrotta, 1992).

7.6 CONCLUSÕES

A análise multivariada confirma os resultados observados na análise individualizada para cada grupo de parâmetros: o plantio de várzea se aproxima mais da floresta de várzea, e é discriminado pelos parâmetros relacionados à matéria orgânica do solo.

Os tratamentos localizados em áreas de morrote apresentaram os menores valores para os parâmetros relacionados à matéria orgânica do solo, sugerindo que esses tratamentos são menos estáveis que os da várzea e, principalmente, que os esforços de restauração devem ser distintos para áreas de várzea e de morrote. A maior declividade das áreas de morrote e uma menor umidade potencial do solo podem ter sido responsáveis por esses menores valores de MOS para os referidos tratamentos.

A análise de componentes principais aponta que os parâmetros relacionados à matéria orgânica do solo foram os melhores indicadores para a restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas. Os índices de similaridade aproximam o plantio de espécies arbóreas da floresta de várzea, enquanto no morrote o plantio está mais próximo à área de pastagem abandonada.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os parâmetros analisados neste estudo se mostraram bons indicadores da restauração das áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, permitindo um diagnóstico bastante completo do *status* das condições edáficas e dos aspectos mais diretamente relacionados à regeneração da floresta.

Os plantios mistos de espécies arbóreas, que foram implantados sem receber fertilização extra, conseguiram atingir níveis de dos parâmetros da fertilidade do solo que sugerem que esse sistema restabelece rapidamente as taxas de ciclagem de nutrientes, como no processo natural de sucessão secundária. Os teores de Ca+Mg e K nos solos sob os plantios foram os principais indicadores da rápida ciclagem de nutrientes.

Os níveis de P, entretanto, se mostraram muito baixos para todos os tratamentos, sugerindo que esse elemento pode vir a ser limitante para o desenvolvimento da floresta em estágios sucessionais avançados, se as espécies não desenvolverem mecanismos como a associação micorrízica.

Os valores da relação C:N do solo foram todos abaixo de 12:1, indicando que todos os tratamentos têm um substrato estável. Os valores de Cmic, Nmic e AMS (taxa de respiração) pouco variaram.

Os plantios na várzea apresentaram teores de matéria orgânica do solo e substâncias húmicas totais superiores a todos os outros tratamentos, o que confere a esse tratamento uma maior estabilidade. Os valores de riqueza média de grupos de fauna no plantio da várzea foram semelhantes aos de ambas as florestas maduras. Todos esses resultados sugerem uma alta atividade biológica nos solos desse tratamento.

Por outro lado, os maiores valores de quociente metabólico e relação Cmicrobiano:Nmicrobiano para o plantio de morrote, com um nível de riqueza média de fauna edáfica similar ao das áreas de pastagens, sugerem uma maior instabilidade desse tratamento.

Alguns resultados apontam para boas condições gerais químicas e biológicas dos solos em todos os tratamentos estudados, como a relação C:N do solo, cujos valores estiveram sempre abaixo de 12:1. Um resultado bastante expressivo é a abundância dos micrôfagos Collembola em todos os tratamentos, indicativo potencial da alta disponibilidade de biomassa microbiana, principal recurso alimentar desses organismos do solo.

Os mecanismos de regeneração estudados, chuva de sementes e banco de sementes do solo mostraram preliminarmente uma baixa participação de espécies arbóreas, possivelmente devido à baixa qualidade dos remanescentes da Reserva como fontes de propágulos, resultado de anos de fragmentação.

De um modo geral, para processos que têm sua dinâmica ligada à vegetação de Poço das Antas exclusivamente, como os relacionados à dinâmica da matéria orgânica do solo, há um diagnóstico positivo, mas para processos que exigem a participação dos sistemas do entorno, como os relacionados à dispersão de frutos e sementes de espécies importantes para a regeneração, a situação parece ser mais crítica. Portanto, a estabilidade dos sistemas em Poço das Antas é uma questão de escala: na escala local é mais estável do que na regional.

Os resultados indicam que os plantios restauram a fertilidade do solo. A restauração deve dar ênfase, portanto, ao aumento das diversidades vegetal e animal.

A aparentemente reduzida presença de espécies arbóreas nos mecanismos avaliados sugere um possível comprometimento na regeneração natural das floresta em Poço das Antas.

Finalmente, os resultados desse trabalho permitem algumas recomendações:

- Os remanescentes da Reserva Biológica devem ser avaliados no sentido de se propor enriquecimento de espécies (plantio seletivo) ou manejo em áreas onde a sucessão parece não avançar;
- Restaurar suas áreas com plantios mistos em modelos sucessionais, com técnicas diferenciadas para áreas de várzea e morrote;
- Adotar técnicas nas áreas de morrote que acelerem o desenvolvimento, como o uso de espécies leguminosas fixadoras de N₂ atmosférico ou que desenvolvam associações micorrízicas;
- Adotar medidas para diminuir o efeito de borda para os remanescentes da Reserva, em particular dos que estão nos limites da unidade. Uma das medidas seria introduzir plantios que atuem como zona tampão;
- Acelerar a implantação de corredores ecológicos para diminuir o isolamento dos remanescentes da Reserva, a fim de aumentar a probabilidade da chegada de novos propágulos.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, A.S. & Schlesinger, W.H.. Nutrient limitations to soil microbial biomass and activity in loblolly pine forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 581-589. 2004.
- Aide, T. M.; Zimmerman, J. K.; Rosario, M.; Marcano, H.. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica*, 28: 537-548. 1996.
- Andersen, A.N. & Sparling, G.P.. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Restoration Ecology*, 5(2): 109-114. 1997.
- Andersen, A.N.; Hoffmann, B.D.; Somes, J. Ants as indicators of minesite restoration: community recovery at one of eight rehabilitation sites in central Queensland. *Ecological Management & Restoration*, 4 (supplement February): 13-19. 2003.
- Anderson, J.P.E. & Domsch, K.H. A physiological method for quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 10: 215-221. 1978.
- Anderson, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46. 2001.
- Andreasen, J.K.; O'Neill, R.V.; Noss, R.; Slosser, N.C. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, 1: 21-35. 2001.
- Andreux, F.G.; Cerri, C.C.; Eduardo, B. de P.; Choné, T.. Humus content and transformations in native and cultivated soils. *The Science of the Total Environment*, 90: 249-265. 1990.
- Araújo, R.S.. Chuva de sementes e deposição de serapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. Seropédica, RJ. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Florestas. 2002. 92p. (Dissertação de Mestrado).
- Badejo, M.A.. Agroecological restoration of savanna ecosystems. *Ecological Engineering*, 10: 209-219. 1998.
- Barbosa, J.H.C. *Dinâmica da serapilheira em estágios sucessionais da Floresta Atlântica (Reserva Biológica de Poço das Antas-RJ)*. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2000b. 195p. (Dissertação de Mestrado).
- Barbosa, L.M. Considerações Gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. EDUSP, São Paulo, SP. 2000a. 320p.
- Barros, E.; Pashanasi, B.; Constantino, R.; Lavelle, P.. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biol. Ferti. Soils*, 35: 338-347. 2002.

- Bartlett, R.J. & Ross, D.S. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solutions. *Soil Science Society of American Journal*, 52: 1191-1192. 1988.
- Bawa, K. S. & Seidler, R.. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, 12(1): 46-55. 1998.
- Bayer, C. & Mielniczuk, J.. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: Santos, G.A. & Camargo, F.A.O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo*, Porto Alegre. 1999. 491p.
- Bechara, F.C.. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Florianópolis, SC. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro de Ciências Biológicas. 2003. 125p. (Dissertação de Mestrado).
- Behan-Pelletier, V.M. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 411-423. 1999.
- Behera, N. & Sahani, U. Soil microbial biomass and activity in response to Eucalyptus plantation and natural regeneration on tropical soil. *Forest Ecology and Management*, 174: 1-11. 2003.
- Bengtsson, J.. Disturbance and resilience in soil animal communities. *European Journal of Soil Biology*, 38: 119-125. 2002.
- Bengtsson, J.; Lundkvist, H.; Saetre, P.; Sohlenius, B.; Solbreck, B.. Effects of organic matter removal on the soil food web: forestry practices meet ecological theory. *Applied Soil Ecology*, 9: 137-143. 1998.
- Benites, V.M.; Madari, B. & Machado, P.L.O. de A. *Extração e Fracionamento Quantitativo de Substâncias Húmicas do Solo: um Procedimento simplificado de Baixo Custo*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 7 p. (Embrapa Solos. Comunicado Técnico, 16).
- Blakely, J.K.; Neher, D.A., Spongberg, A.L. Soil invertebrate and microbial communities, and decomposition as indicators of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination. *Applied Soil Ecology*, 21: 71-88.2002.
- Block, W.M.; Franklin, A.B.; Ward, Jr., J.P.; Ganey, J.L.; White, G.C. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology*, 9(3): 293-303. 2001.
- Blume, E.; Bischoff, M.; Reichert, J.M.; Moorman, T.; Konopka, A.; Turco, R.F. Surface and subsurface microbial biomass, community structure and metabolic activity as a function of soil depth and season. *Applied Soil Ecology*, 20: 171-181. 2002.
- Brookes, P.C.; Landman, A.; Pruden, G.; Jenkinson, D.S.. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 17: 837-842. 1985.
- Brown, S. & Lugo, A.E. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6:1-32.1990.
- Budowski, G.. Distribution of tropical American rain forest species in the light of

successional process. *Turrialba*, 15:40-42. 1965.

Caldeira, M.V.W.; Silva, E.M.R.; Franco, A.A.; Zanon, M.L.B.. Crescimento de leguminosas arbóreas em respostas a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares. *Ciência Florestal*, 7: 1-10. 1997.

Campello, E.F.C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: Dias, L.E. & Mello, J.W.V. (eds.). *Recuperação de áreas degradadas*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 1998. 251p.

Canelas, L.P.. *Avaliação de características físico-químicas de ácidos húmicos*. Seropédica, RJ. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 1999. 164p. (Tese de Doutorado).

Cassagne, N.; Gers, C.; Gauquelin, T. Relationships between Collembola, soil chemistry and humus types in forest stands (France). *Biol. Fertil. Soils*, 37: 355-361. 2003.

Chambers, J.C. & MacMahon, J.A. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 25: 263-292. 1994.

Cohen, M.J.; Lane, C.R.; Reiss, K.C.; Surdick, J.A.; Bardi, E.; Brown, M.T. Vegetation based classification trees for rapid assessment of isolated wetland condition. *Ecological Indicators*, 5: 189-206. 2005.

Cookson, W.R.; Abaye, D.A.; Marschner, P.; Murphy, D.V.; Stockdale, E.A.; Goulding, K.W.T.. The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Soil Biology & Biochemistry*. 2005. (no prelo).

Correia, M.E.F. Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna de solo e de grupos-chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de ecossistemas. *Embrapa Documentos*, 157, Seropédica, 2002. 23p.

Costa, G.S.; Andrade, A.G.; Faria, S.M.. Aporte de nutrientes pela serapilheira de *Mimosa caesalpiniiifolia* (Sabiá) com seis anos de idade. III Simpósio Nacional de Áreas Degradadas, Ouro Preto, *Anais*, p. 344-349. 1997.

Cousins, S.A.O & Lindborg, R. Assessing changes in plant distribution patterns – indicator species versus plant functional types. *Ecological Indicators*, 4: 17-27. 2004.

Cranston, P.S. & Trueman, J.W.H. "Indicator" taxa in invertebrate biodiversity assessment. *Memoirs of the Museum Victoria*, 56(2): 267-274. 1997.

Dale, V.H. & Beyeler, S.C.. Changes in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3-10. 2001.

D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M.. Biological invasions by exotic grasses, the grass-fire cycle, and global change. *Annual Review in Ecological Systematics*, 23: 63-87. 1992.

Dean, W. *A ferro e fogo: a história e a devastação da mata atlântica brasileira*.

- Companhia das Letras, São Paulo, SP. 483p. 1996.
- DeGroot, S.H.; Claassen, V.P.; Scow, K.M.. Microbial community composition on native and drastically disturbed serpentine soils. *Soil Biology & Biochemistry*. 2005. (no prelo).
- Denslow, J.S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica (Suppl.)*, 12; 47–55. 1980.
- De-Polli, H. & Guerra, J.G.M. C, N e P na biomassa microbiana do solo. In: Santos, G.A. & Camargo, F.A.O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo*, Porto Alegre, p. 389-411. 1999.
- Díaz, S. & Cabido, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(11): 646-655. 2001.
- Digby, P.G.N. & Kempton, R.A. *Multivariate analysis of ecological communities*. Chapman & Hall, London. 1987. 205p.
- Dinesh, R.; Chaudhuri, S.G.; Ganeshamurthy, A.N.; Dey, C.. Changes in soil microbial indices and their relationships following deforestation and cultivation in wet tropical forests. *Applied Soil Ecology*, 24: 17-23. 2003.
- Doran, J.W. & Zeiss, M.R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15: 3-11. 2000.
- Eaton, W.D.. Microbial and nutrient activity in soils from three different subtropical forest habitats in Belize, Central America before and during the transition from dry to wet season. *Applied Soil Ecology*, 16: 219-227. 2001.
- Ehrenfeld, J.G. & Toth, L.A. Restoration Ecology and the ecosystem perspective. *Restoration Ecology*, 5(4): 307-317. 1997.
- Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro). *Manual de métodos de análise de solo*. 2.ed. ver. atual. Rio de Janeiro. 1997. 212p.
- Emmerling, C.. Long-term effects of inundation dynamics and agricultural land-use on the distribution of soil macrofauna in fluvisols. *Biol. Ferti. Soils*, 20: 130-136. 1995.
- Emmerling, C. & Eisenbeis, G.. Influence of modern soil restoration techniques on litter decomposition in forest soils. *Applied Soil Ecology*, 9: 501-507. 1998.
- Engel, V.L. & Parrotta, J.A.. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (eds.) *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu. 2003. 340p.
- Fang, W. & Peng, S.L.. Development of species diversity in the restoration process of establishing a tropical man-made forest ecosystem in China. *Forest Ecology and Management*, 99: 185-196. 1997.
- FAO. Land resource potential and constraints at regional and country scales. *World Soil Resource Report*, 90. Roma, 2000. 122p.

- Feigl, B.J.; Cerri, C.C.; Bernoux, M. Balanço de carbono e biomassa microbiana em solos da Amazônia. In: Melo, I.S. & Azevedo, J.L. *Ecologia Microbiana*, Jaguariúna, p. 423-441. 1998.
- Fernandes, E.C.M.; Motavalli, P.P.; Castilla, C.; Mukurumbira, L.. Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use system. *Geoderma*, 79: 49-67. 1997.
- Filip, Z. & Kubát, J.. Aerobic short-term utilization and degradation of humic acids extracted from soils of long-term field experiments. *European Journal of Soil Biology*, 39: 175-182. 2003.
- Florentine, S.K. & Westbrooke, M.E.. Restoration on abandoned tropical pasturelands – do we know enough? *Journal for Nature Conservation*, 12: 85-94. 2004.
- Fontana, A.; Pereira, M.G.; Nascimento, G.B.; Anjos, L.H.C.; Ebeling, A.G. Matéria orgânica em solos de tabuleiros na região Norte Fluminense-RJ. *Floresta e Ambiente*, 8(1): 114-119. 2001.
- Franco, A.A.; Dias, L.E.; Faria, S.M.. Uso de leguminosas florestais noduladas e micorrizadas como agentes de recuperação e manutenção da vida do solo: um modelo tecnológico. *Oecologia Brasiliensis*, 1: 459-468. 1995.
- Franco, A.A. & Faria, S.M. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. *Soil Biology & Biochemistry*, 29(5/6): 897-903. 1997.
- Fuentes, M. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(12): 487-488, 2000.
- Fundação CIDE - Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro. *IQM Verde - Índice de Qualidade de Municípios*. 2001. (CD-ROM).
- Fundação SOS Mata Atlântica, INPE e Instituto Sócio-Ambiental. *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1995-2000*, São Paulo. 2000.
- Gallardo, A. & Schlesinger, W.H. Estimating microbial biomass nitrogen using the fumigation-incubation and fumigation-extraction methods in a warm-temperate forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2(7): 927-932. 1990.
- Gama-Rodrigues, E.F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: Santos, G.A. & Camargo, F.A.O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo*, Porto Alegre, p. 227-243. 1999.
- Gandolfi, S. & Rodrigues, R.R. Recomposição de Florestas Nativas: algumas perspectivas metodológicas para o estado de São Paulo. In: *III Curso de Atualização de Recuperação de Áreas Degradadas*, Curitiba, 1996. 141p.
- Garcia-Oliva, F.; Sanford Jr.; R.L.; Kelly, E. Effect of burning of tropical deciduous forest soil in México on the microbial degradation of organic matter. *Plant and Soil*, 206: 29-36. 1999.
- Gil-Sotres, F.; Trasar-Cepeda, C.; Leirós, M.C.; Seoane, S.. Different approaches to

- evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 877-887. 2005.
- Gómez-Pompa, A. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. *Biotropica*, 3: 125-35. 1971.
- Gonçalves, J.L.M.; Nogueira Jr., L.R.; Ducatti, F.. Recuperação de solos degradados. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (eds.) *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu. 2003. 340p.
- González-Pérez, J.A.; González-Vila, F.J.; Almendros, G.; Knicker, H.. The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environmental International*, 30: 855-870. 2004.
- Gray, A.N. & Azuma, D.L. Repeatability and implementation of a forest vegetation indicator. *Ecological Indicators*, 5: 57-71. 2005.
- Griffiths, B.S.; Bonkowski, M.; Roy, J.; Ritz, K.. Functional stability, substrate utilization and biological indicators of soils following environmental impacts. *Applied Soil Ecology*, 16: 49-61. 2001.
- Groffman, P.M.; McDowell, W.H.; Myers, J.C; Merriam, J.L. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 1339-1348. 2001.
- Guariguata, M.R. & Ostertag, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148:185-206. 2001.
- Guedes-Bruni, R.R.. *Composição, estrutura e similaridade florística de dossel em seis unidades fisionômicas de Mata Atlântica no Rio de Janeiro*. USP, São Paulo. 1998. 175p. (Tese de Doutorado).
- Guerra, J.G.M. & Santos, G.A.. Caracterização da matéria orgânica: métodos químicos e físicos. In: Santos, G.A. & Camargo, F.A.O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo*, Porto Alegre, p. 227-243. 1999.
- Gunderson, L.H.. Ecological resilience – in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 425-439. 2000.
- Hardwick, K.; Healey, J.R.; Elliot, S.; Blakesley, D.. Research needs for restoring seasonal tropical forests in Thailand: accelerated natural regeneration. *New Forest*, 27: 285-302. 2004.
- Hargreaves, P.R.; Brookes, P.C.; Ross, G.J.S.; Poulton, P.R. Evaluating soil microbial biomass carbon as an indicator of long-term environmental change. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 401-407. 2003
- Hauser, S.; Gang, E.; Norgrove, L.; a Birang, M.. Decomposition of plant material as an indicator of ecosystem disturbance in tropical land use system. *Geoderma*. 2004. (no prelo).
- Henrot, J. & Robertson, G.P. Vegetation removal in two soils of the humid tropics: effect on microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, 26(1): 111-116. 1994.

- Herbert, D.A.; Williams, M.; Rastetter, E.B.. A model analysis of N and P limitation on carbon accumulation in Amazonian secondary forest after alternate land-use abandonment. *Biogeochemistry*, 65: 121-150. 2003.
- Hobbs, R.J. & Harris, J.A. Restoration Ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2): 232-246. 2001.
- Hole, F. D. Effects of animals on soils. *Geoderma*, 25: 75-112. 1981.
- Holl, K.D.; Loik, M.E.; Lin, E.H.V.; Samuels, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8 (4):339-349. 2000.
- Holl, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31 (2):229-242, 1999.
- Howe, H.F. & Miriti, M.N. No question: seed dispersal matters. *Trends in Ecology and Evolution*, 15 (11):434-435, 2000.
- Hüttl, R.F. & Schneider, B.U. Forest ecosystem degradation and rehabilitation. *Ecological Engineering*, 10: 19-31. 1998.
- Islam, K.R. & Weil, R.R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environments*, 79: 9-16. 2000.
- Johnson, K.H.; Vogt, K.A.; Clark, H.J.; Schmitz, O.J.; Vogt, D.J.. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Tree* 11 (9): 372-377. 1996.
- Kageyama, P.Y. & Castro, C.F. de A. Sucessão Secundária, Estrutura Genética e Plantações de Espécies Arbóreas Nativas. *IPEF*, 41/42: 83-93. 1989.
- Kageyama, P.Y. ; Reis, A.; Carpanezzi, A. A.. Potencialidades e restrições da regeneração artificial na recuperação de áreas degradadas. *In: Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, Anais*. Curitiba, Paraná. p. 1-7. 1992a.
- Kageyama, P.Y.; Freixêdas, V.M.; Geres, W.L.A.; Dias, J.H.P & Borges, A.S. *Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio-SP. In: II Congresso Nacional sobre Essências Nativas*, São Paulo, SP, Inst. Flor. São Paulo, p. 527-533. 1992b.
- Kanninen, M. Secuestro de Carbono em Bosques: El papel de los bosques em el ciclo global de carbono. *In: Pomadera, C. y Steinfeld, H. Intensificación de la Ganadería em Centroamérica: beneficios económicos y ambientales*. CATIE-FAO-SIDE. p.137-149. 2000.
- Knowles, O.H. & Parrotta, J. A.. Amazon forest restoration: an innovative system for native species selection based on phenological data and field performance indices. *Commonwealth Forestry Review* 74(3): 230-243. 1995.
- Kremen, C.. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2(2): 203-217. 1992.
- Lamb, D. & Gilmour, D.. Rehabilitation and restoration of degraded forests. *Issues in*

Forest Conservation. IUCN, Gland, Switzerland. 2003. 122p.

Lavelle, P. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27: 93-132. 1997.

Leckie, S.E.; Prescott, C.E.; Grayston, S.J.; Neufeld, J.D.; Mohn, W.M.. Comparison of chloroform fumigation-extraction, phospholipid fatty acid, and DNA methods to determine microbial biomass in forest humus. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 529-532. 2004.

Leopold, A. C.; Andrus, R.; Finkeldey, A.; Knowles, D. 2001. Attempting restoration of wet tropical forests in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 143: 243-249. 2001.

Li, Q.; Allen, H.L.; Wollum II, A.G.. Microbial biomass and bacterial functional diversity in forest soils: effects of organic matter removal, compaction, and vegetation control. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 571-579. 2004.

Li, X.; Fisk, M.C.; Fahey, T.J.; Bohlen, P.J.. Influence of earthworm invasion on soil microbial biomass and activity in a northern hardwood forest. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 1929-1937. 2002.

Loranger, G.; Bandyopadhyaya, I.; Razaka, B.; Ponge, J.-F.. Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 381-393. 2001.

Luizao, R.C.C.; Bonde, T.A.; Rosswall, T. Seasonal variation of soil microbial biomass – the effects of clear felling a tropical rainforest and establishment of pasture in Central Amazon. *Soil Biology & Biochemistry*, 24(8): 805-813. 1992.

MacMahon, J.A.; Mull, J.F.; Crist, T.O.. Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): their community and ecosystem influences. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 265-291. 2000.

Mangrich, A.S. Estruturas químicas de substâncias húmicas: estratégias de pesquisa. IV Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas, *Anais*, Viçosa. 2001. 289p.

Manoliadis, O.G. Development of ecological indicators – a methodological framework using compromise programming. *Ecological Indicators*, 2: 169-176. 2002.

Mao, D.M.; Min, W.M.; Yu, L.L.; Martens, R.; Insam, H. Effect of afforestation on microbial biomass and activity in soils of tropical China. *Soil Biology & Biochemistry*, 24(9): 865-872. 1992.

Martínez-Ramos, M. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perenifolias. In: Gómez-Pompa, A.; Del Amo, S. *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz*. México, vol.2, pp. 191-239, 1985.

Martins, S.V. & Rodrigues R.R. Gap-phase regeneration in Semideciduous Mesophytic Forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology*, 163: 51-62. 2002.

McCann, K.S.. The diversity-stability debate. *Nature*, 405:, 2000.

McGeoch, M.A. & Chown, S.L.. Scaling up the value of bioindicators. *TREE*, 13(2):

46-47. 1998.

McGrady-Steed, J. Harris, P.M.; Morin, P.J. Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature*, 390 (13):162-165.1997.

McKinney, M.L.; Lockwood, J.L.; Frederick, D.R. Does ecosystem and evolutionary stability include rare species? *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 127: 191-207. 1996.

Mele, P.M. & Carter, M.R.. Effects of climatic factors on the use of microbial biomass as an indicator of changes in soil organic matter. *In: Mulongoy, K. & Merckx, R. (eds.). Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture*, West Sussex, UK. 1993. 392p.

Merilä, P.; Strömmer; Fritze, H. Soil microbial activity and community structure along a primary succession transect on the land-uplift coast in western Finland. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 1647-1654. 2002.

Metzger, J. P.. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas?. *In: : Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. F. D.; Engel, V. L.; Gandara, F. B. (org.) Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu. 340p.

Miller, H.G.. Dynamics of nutrient cycling in plantation ecosystems. *In: Bowen, G.D. & Nambiar, E.K.S. Nutrition of plantation forests*, London, 1984. p. 53-78.

Miller, S.J. & Wardrop, D.H. Adapting the floristic quality assessment index to indicate anthropogenic disturbance in central Pennsylvania wetlands. *Ecological Indicators*. 2005. (no prelo).

Mitchell, R.J.; Auld, M.H.D.; Le Duc, M.G.; Marrs, R.H. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3(2): 142-160.2000.

Moffatt, S.F. & McLachlan, S.M. Understorey indicators of disturbance for riparian forests along an urban-rural gradient in Manitoba. *Ecological Indicators*, 4: 1-16. 2004.

Montagnini, F. & Jordan, C. Reciclaje de nutrientes. *In: Guariguata, M.R. & Kattan, G.H.. Ecología y conservación de bosques neotropicales*, Cartago, 2002. p. 167-191.

Montagnini, F. & Porras, C. Evaluating the role of plantations as carbon sinks: an example of an integrative approach from the humid tropics. *Environmental Management*, 22(3): 459-470. 1998.

Moraes, L.F.D. & Pereira, T.S.. Restauração Ecológica em Unidades de Conservação. *In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (eds.) Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu. 2003. 340p.

Moraes, L.F.D; Luchiari, C.; Assumpção, J.M.; Puglia-Neto, R. & Pereira, T.S. Atlantic Rainforest Restoration by the Rio de Janeiro Botanic Garden Research Institute. p. 151-170. *In: Maunder, M.; Clubbe, C.; Hankamer, C.; Grove, M. Plant Conservation in the Tropics*, Londres, 2002. 628p.

Moreira, F.M.S. & Siqueira, J.O. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. Editora UFLA,

Lavras. 2002. 626p.

Moscatelli, M.C.; Lagomarsino, A.; Marinari, S.; DeAngelis, P.; Grego, S. Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. *Ecological Indicators*, 5: 171-179. 2005.

Müller, T. & Höper, H. Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 877-888. 2004.

Mummey, D.L.; Stahl, P.D.; Buyer, J.S. Microbial biomarkers as an indicator of ecosystem recovery following surface mine reclamation. *Applied Soil Ecology*, 21: 251-259. 2002.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; da Fonseca, G.A.B.; Kent, J.. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858. 2000.

Nael, M.; Khademi, H.; Hajabbasi, M.A.. Response of soil quality indicators and their spatial variability to land degradation in central Iran. *Applied Soil Ecology*, 27: 221-232. 2004.

Nagy, S.C.S.. Avaliação de alguns parâmetros químicos e físicos de um solo submetido a vários processos de ocupação e à recomposição de floresta ripária. III Simpósio Nacional de Áreas Degradadas, Ouro Preto, *Anais*, p. 156-165. 1997.

Nambiar, E.K.S. Plantation trees: their scope and a perspective on plantation. In: Bowen, G.D. & Nambiar, E.K.S. *Nutrition of plantation forests*, London, 1984. p. 1-15.

Nathan, R. & Muller-Landau, H.C. Spatial patterns of seed dispersal. their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(7): 278-285, 2000.

Nelson, B.W.; Mesquita, R.; Pereira, J.L.G.; Souza, S.G.A.; Batista, G.T.; Couto, L.B. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 117:149-167.1999.

Oliver, I. & Beattie, A.J. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology* 7: 562-568. 1993.

Ohtonen, R.; Aikio, S.; Väre, H. Ecological theories in soil biology. *Soil Biology & Biochemistry*, 29(11/12): 1613-1619. 1997.

Orwin, K.H. & Wardle, D.A.. New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbance. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 1907-1912. 2004.

Palmer, M.A; Ambrose, R.F.; Poff, N.L. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5(4): 291-300. 1997.

Parker, V.T. The scale of successional models and restoration objectives. *Restoration Ecology*, 5(4): 301-306. 1997.

Parrotta, J.A. The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agric. Ecol. Environ.*, 41: 115-133. 1992.

- Parrotta, J.A.; Knowles, O.H.; Wunderlee Jr., J.M.. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 99 (1,2): 1-7. 1997.
- Parrotta, J.A.; Turnbull, J.W.; Jones, N.. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99 (1,2): 21-42. 1997.
- Peng, C.; Liu, J.; Dang, Q.; Zhou, X.; Apps, M. Developing carbon-based indicators to monitor sustainability of Ontario's forests. *Ecological Indicators*, 1: 235-246. 2002.
- Pérez-España, H. & Arreguín-Sánchez, F.. A measure of ecosystem maturity. *Ecological Modelling*, 119: 79-85. 1999.
- Peterson, G.; Allen, C.R.; Holling, C.S.. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1: 6-18. 1998.
- Peterson, C.J. & Haines, B.L.. Early successional patterns and potential facilitation of woody plant colonization by rotting logs in premontane Costa Rican pastures. *Restoration Ecology*, 8(4): 361-369. 2000.
- Pimm, S.L. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307:321-326. 1984.
- Poggiani, F. & Schumacher, M.. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: Gonçalves, J.L.M. & Benedetti, V. *Nutrição e Fertilização Florestal*, IPEF, Piracicaba, SP. 2000. 427p.
- Ponge, J.F.. Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 935-945. 2003.
- Posada, J. M.; Aide, T. M.; Cavelier, J.. Cattle and weedy shrubs a restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology*, 8(4): 370-379. 2000.
- Rantalainen, M.L.; Kontiö, L.; Haimi, J.; Fritze, H.; Setälä H.. Influence of resource quality on the composition of soil decomposer community in fragmented and continuous habitat. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 1983-1996. 2004.
- Reis, A.; Zamboni, R.M.; Nakazono, E.M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. *Reserva da Biosfera*, n.º 14. 1999. 42 p.
- Reis, A. & Kageyama, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (eds.) *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu. 2003. 340p.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. EDUSP, São Paulo, SP. 2000a. 320p.
- Roy, A. & Singh, K.P. Dynamics of microbial biomass and nitrogen supply during primary succession on blastfurnace slag dumps in dry tropics. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 365-372. 2003.
- Ruan, H.H.; Zou, X.M.; Scatena, F.N.; Zimmerman, J.K.. Asynchronous fluctuation of

soil microbial biomass and plant litterfall in a tropical wet forest. *Plant and Soil*, 260: 147-154. 2004.

Salamanca, E.F.; Raubuch, M.; Joergensen, R.G. Relationships between soil microbial indices in secondary tropical forest soils. *Applied Soil Ecology*, 21: 211-219. 2002.

Sautter, K.D. Meso (Acari e Collembola) e macrofauna (Oligochaeta) na recuperação de solos degradados. IV Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, *Anais*, Blumenau, 2000.

Sayer, J.; Chokkalingam, U.; Poulsen, J.. The restoration of forest biodiversity and ecological values. *Forest Ecology and Management*, 201: 3-11. 2004.

Silva, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (eds.) *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu. 2003. 340p.

Silva, J.E. & Resck, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: Vargas, M.A.T. & Hungria, M. (Ed.). *Biologia dos solos dos Cerrados*. Planaltina, DF : Embrapa-CPAC, 1997. p.467-524.

Silver, W.L.; Ostertag, R.; Lugo, A.E. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agriculture and pasture lands. *Restoration Ecology*, 8(4): 394-407, 2000.

Siqueira, J.O. & Moreira, F.M.S.. Microbial populations and activities in highly weathered acidic soils: highlights of the Brazilian research. In: Moniz, A.C.; Furlani, A.M.C.; Schaffert, R.E.; Fageria, N.K.; Rosolem, C.A.; Cantarella, H. (eds.). *Plant-soil interaction at low pH: sustainable agriculture and forestry production*, Campinas. 1997. 314p.

Siqueira, J.O.; Carneiro, M.A.C.; Curi, N.; Rosado, S.C.S.; Davide, A.C.. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 107: 241-252. 1998.

Sizer, N. & Tanner, E.V.J. Responses of woody plant seedlings. to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation*, 91:135-142, 1999.

Smith, J.N.M & Hellmann, J.J.. Population persistence in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 17(9):397-399. 2002.

Sorreano, M.C.M.. *Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades*. ESALQ/USP, Piracicaba. 2002. 145p. (Dissertação de Mestrado).

Spaccini, R.; Mbagwu, J.S.C.; Conte, P.; Piccolo, A. Changes of humic substances characteristics from forested to cultivated soils in Ethiopia. *Geoderma*. 2005. (no prelo).

Srivastava, S.C. & Singh, J.S. Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: effects of alternate land-uses and nutrient flux. *Soil Biology & Biochemistry*, 23(2): 117-124. 1991.

Swift, M. J., Heal, O. W.; Anderson, J.M. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Londres. 1979.

Tabarelli, M; Mantovani, W.; Peres, C.A.. Effects of habitat fragmentation on plant

guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91: 119-127. 1999.

Takizawa, F.. *Levantamento Pedológico e Zoneamento Ambiental da Reserva Biológica de Poço das Antas*. ESALQ/USP, Piracicaba, 1995. 55p. (Monografia de Residência em Engenharia Florestal).

Templer, P.H.; Groffman, P.M.; Flecker, A.S.; Power, A.G.. Land use change and soil nutrient transformations in Los Haitises region of the Dominican Republic, *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 215-225. 2005.

Tilman, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80 (5): 1455-1474. 1999.

Tilman, D.; Polaski, S.; Lehman, C. Diversity, productivity and temporal stability in the economies of humans and nature. *Journal of Environmental Economics and Management*, 49: 405-426. 2005.

Toh, I.; Gillepsie, M.; Lamb, D.. The role of isolated trees in facilitating tree seedlings recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. *Restoration Ecology*, 7(3): 288-297. 1999.

Tótola, M.R. & Chaer, G.M.. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. *Tópicos em Ciência do Solo*, 2 : 195-276. 2002.

Valentin, J.L.. *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 2000. 117p.

Van Straalen, N.M. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9: 429-437. 1998.

Vance, E.D.; Brookes, P.C.; Jenkinson, D.S.. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 19: 703-707. 1987.

Veloso, H. P.; Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A.. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro. IBGE. 1991. 123 p.

Walker, B.H. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*, 6(1): 18-23. 1992.

Wang, B.C. & Smith, T.B. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology and Evolution*, 17(8): 379-385, 2002.

Wardle, D.A.. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in Ecology Research*, 26: 105-182. 1995.

Wardle, D.A. & Ghani, A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO₂) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology & Biochemistry*, 27(12): 1601-1610. 1995.

Weaver, J. C. Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* 9(4): 939-942.1995.

- Wijdeven, S.M.J. & Kuzee, M.E.. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology*, 8 (4): 414-424. 2000.
- Worm, B. & Duffy, E. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, 18 (12): 628-632. 2003.
- Wunderlee, J. M.. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235. 1997.
- Xiaoling, P. & Jiping, C. Theory of stability, and regulation and control of ecological system in oasis. *Global and Planetary Change*, 37: 287-295. 2003.
- Young, T.. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92: 73-83. 2000.
- Zancada, M.C.; Almendros, G.; Reiss, K.C.; Ballesta, R.J. Humus quality after eucalypt reforestations in Asturias (Northern Spain). *The Science of the Total Environment*, 313: 245-258. 2003.
- Zou, X. & Gonzalez, G. Changes in earthworm density and community structure during secondary succession in abandoned tropical pastures. *Soil Biology & Biochemistry*, 29 (3/4): 627-629. 1997.

10. ANEXOS

Tabela 18. Caracterização química das amostras coletadas em áreas sob floresta madura, plantio de espécies arbóreas nativas e pastagem abandonada, nas situações de várzea e morrote, para as profundidades de 0-2,5 cm, 2,5-7,5 cm e 7,5-20 cmna Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.

	PS (cm)	<i>pH (água)</i>		<i>Al (cmolc/dm³)</i>		<i>Ca+Mg (cmolc/dm³)</i>		<i>Ca (cmolc/dm³)</i>		<i>Mg (cmolc/dm³)</i>		<i>P (mg/dm³)</i>		<i>K (mg/dm³)</i>	
		Várzea	Morrote	Várzea	Morrote	Várzea	Morrote	Várzea	Morrote	Várzea	Morrote	Várzea	Morrote	Várzea	Morrote
Floresta	0-2,5	3,6	4,1	1,7	0,7	0,4	2,2	-	1,3	-	0,9	5,3	2,3	35,7	56,0
	2,5-7,5	3,6	4,0	1,8	1,3	0,4	0,8	-	-	-	-	5,7	3,0	28,7	32,3
	7,5-20	3,7	4,0	1,7	1,3	0,3	0,6	-	-	-	-	4,0	1,3	27,0	25,3
Plantio	0-2,5	4,4	4,5	0,9	0,5	3,5	1,8	2,2	1,0	1,3	0,8	3,7	2,0	108,0	35,0
	2,5-7,5	4,3	4,9	1,7	1,0	1,2	0,8	0,7	-	0,8	-	3,7	2,0	56,7	19,7
	7,5-20	4,4	4,8	1,8	1,1	0,8	0,7	-	-	-	-	3,3	1,0	46,7	13,0
Pastagem	0-2,5	5,4	5,1	0,1	0,2	3,8	2,4	2,4	1,5	1,4	1,0	3,7	1,3	125,0	40,0
	2,5-7,5	5,4	5,0	0,2	0,4	2,8	1,2	1,8	1,0	1,0	0,7	2,7	1,3	97,3	20,3
	7,5-20	5,3	5,0	0,5	0,5	2,0	0,9	1,2	0,6	0,8	0,5	2,3	1,3	69,0	16,3