

UFRRJ

**INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO**

TESE

**Leguminosas Arbóreas: Interferência na Sucessão
Vegetal e na Qualidade do Solo de Área Reflorestada
em Ambiente de Mata Atlântica**

Khadidja Dantas Rocha de Lima

2016



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

**LEGUMINOSAS ARBÓREAS: INTERFERÊNCIA NA SUCESSÃO
VEGETAL E NA QUALIDADE DO SOLO DE ÁREA REFLORESTADA
EM AMBIENTE DE MATA ATLÂNTICA**

KHADIDJA DANTAS ROCHA DE LIMA

Sob a orientação da Professora
Maria Elizabeth Fernandes Correia

e co-orientação dos Professores
Alexander Silva de Resende e
Marcos Gervasio Pereira

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de **Doutora**, no
Programa de Pós-Graduação em
Agronomia, Área de Concentração em
Ciência do Solo.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2016

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) Autor(a)

L7321 Lima, Khadidja Dantas Rocha, 1983-
Leguminosas arbóreas: interferência na sucessão vegetal e na qualidade do solo de área reflorestada em ambiente de Mata Atlântica / Khadidja Dantas Rocha de Lima. – Seropédica, 2016.
79 f.: il.

Orientadora: Maria Elizabeth Fernandes Correia.
Tese (Doutorado). – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, 2016.

1. Regeneração natural e potencial. 2. Qualidade do solo. 3. Sucessão ecológica. I. Correia, Maria Elizabeth Fernandes, 1967-, orient. II. Resende, Alexander Silva de, 1974-, coorient. III. Pereira, Marcos Gervasio, 1965-, coorient. IV. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo V. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

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
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO

KHADIDJA DANTAS ROCHA DE LIMA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, Área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 25/02/2016.

Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dra. Embrapa Agrobiologia
(Orientadora)

Fabiano de Carvalho Balieiro. Dr. Embrapa Solos

Lúcia Helena Cunha dos Anjos. Ph.D. UFRRJ

Silvia Regina Goi. Ph.D. UFRRJ

Welington Kiffer de Freitas. Dr. UFF

*Aos meus pais Neli e Lindomar (in memoriam).
Ao meu filho José Pedro.
Às minhas irmãs Katiúscia e Katianny.
Aos meus sobrinhos Gabriel, Carlos e Felipe.*

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A DEUS que acima de tudo e de todos sempre olhou por mim e nunca me abandonou.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

À CAPES pela concessão de bolsa de estudos e à Embrapa Agrobiologia, pela disponibilização de estrutura e de pessoal para o desenvolvimento de experimentos e análises laboratoriais.

Aos professores que compõem o CPGA-CS por terem contribuído de forma decisiva para com a minha formação acadêmica.

Aos pesquisadores do Laboratório de Leguminosas Florestais da Embrapa Agrobiologia (Guilherme Chaer, Eduardo Campello, Sérgio Miana, Ederson de Jesus, Luiz Fernando Moraes e Juliana Muller) pela contribuição na minha formação pessoal e profissional.

Em especial ao pesquisador Alexander Resende, meu coorientador, pelos ensinamentos e por ter confiado em mim, pelo apoio, orientação, acolhida e, acima de tudo, pela amizade. Sem ele a realização desse sonho não teria sido possível.

Ao meu coorientador Marcos Gervasio, a quem devo agradecimentos desde a minha chegada em Seropédica, me estendendo não só uma mão, mas as duas, tanto nos momentos em que enfrentei problemas pessoais quanto profissionais. Sempre se mostrando disposto a ajudar a qualquer hora do dia.

A minha orientadora Maria Elizabeth Fernandes Correia, por ter me aceitado como orientada e por ter depositado confiança em mim. Agradeço a ela pela proteção e pelas palavras de apoio e carinho em momentos de grandes dificuldades. Sem dúvidas, é uma das mulheres mais inteligentes que já tive o prazer de conviver e trabalhar.

Agradeço ao meu grande amigo Marcelo Antoniol Fontes pelo apoio e amizade incondicionais e, principalmente por ter sido meus pés e braços em tão pouco tempo de convivência. Parece que o destino trabalhou um pouco para o surgimento de nossa amizade.

Ao pessoal do grupo de recuperação de áreas degradadas (RAD) da Embrapa. À Adriana eu agradeço por ter sido uma mãe sempre cuidadosa e protetora. Agradeço ao Fernando Cunha por sempre mostrar-se prestativo durante coletas de campo e pela sua grande contribuição profissional. À Roberto Oliveira eu agradeço a ajuda em coletas, por me ensinar a triar a fauna do solo e por me mostrar que problemas são resolvidos com uma boa conversa e muita compreensão. Aos bolsistas: Felipe, Fernando, Francy, Maura, Ariel, Isabelly, Ana Beatriz, Iohann e Pedro eu agradeço a ajuda e aos momentos de felicidade que me proporcionaram. Serão sempre lembrados com enorme carinho.

A Rodrigo Câmara de Souza que me ajudou com análises dos dados da tese e que demonstrou muito carinho e atenção, sendo sempre prestativo e não me desamparando em momento algum. Admiro-o muito como ser humano e como profissional.

A minha irmã Katiúscia Dantas Rocha de Lima que admiro e amo, a ela eu devoto todos os sentimentos bons que existem em mim. Para mim é bem mais que uma irmã, pois é amiga, companheira, confidente, mãe e sei que um dia ainda colheremos frutos de nossas batalhas. Obrigada por ser um porto seguro não só para mim, mas para todos os que convivem com você, um dia espero ser seu porto seguro.

A minha irmã Katianny Dantas Rocha de Lima que me presenteou com os sobrinhos mais lindos, espertos e amados desse mundo (Gabriel, Carlos e Felipe). O maior ensinamento que a vida me deu, convivendo com ela, foi que nós, independentemente dos problemas e da distância, nos importamos com as pessoas que amamos.

Ao meu sobrinho Gabriel Rocha, obrigada por me amar mesmo com toda a minha ausência, sei que sempre se lembra de mim e sabe que o trago dentro do meu coração em todos os momentos de minha vida.

Ao meu pai (Lindomar Izídio de Lima) que sempre acreditou em mim e de quem herdei o gosto pela Agronomia. Obrigada por sempre estar ao meu lado e por me amar. Também sinto orgulho de ser sua filha, infelizmente não tivemos a chance de trabalharmos juntos, mas tenho a certeza de que fui motivo de orgulho para o senhor.

A minha mãe Neli Dantas Rocha de Lima (*in memoriam*), pelo dom da vida e por ter sido um exemplo de força e coragem, me ensinando que é com um sorriso no rosto que passamos por cima de todos os obstáculos da vida. A senhora nunca deixou de acreditar no meu potencial, mesmo quando tudo ia de mal a pior, sempre foi otimista e depositava em mim toda sua confiança. Desculpa por não ter sido tão otimista quanto me ensinastes, e por ter me boicotado por tanto tempo, espero que de onde estejas veja que apesar de tudo eu não desisti.

“É dever de todos proteger e conservar o maior patrimônio nacional, pois a nação que destrói o seu solo destrói a si mesma. As florestas são o pulmão de nossa terra, purificando o ar e dando nova força ao nosso povo”

(Franklin Delano Roosevelt)

BIOGRAFIA

Khadidja Dantas Rocha de Lima nasceu em 05 de julho de 1983, na cidade de Natal, estado do Rio Grande do Norte, filha de Lindomar Izídio de Lima e de Neli Dantas Rocha de Lima. Graduou-se em Agronomia em janeiro de 2010, na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). Em março de 2012 obteve o grau de Mestre em Ciência do Solo pela Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). Visando a obtenção do grau de doutora em ciência ingressou no Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em março de 2012, submetendo-se a defesa de tese em fevereiro de 2016, sendo aprovada, na ocasião.

RESUMO GERAL

LIMA, Khadidja Dantas Rocha de. **Leguminosas arbóreas: interferência na sucessão vegetal e na qualidade do solo de área reflorestada em ambiente de Mata Atlântica.** 2016. 79 f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

O plantio de espécies arbóreas em áreas impactadas visa acelerar o processo sucessional, permitindo que etapas iniciais sejam transpostas. Esse trabalho objetivou avaliar a interferência do plantio consorciado de leguminosas arbóreas nodulantes com espécies arbóreas não nodulantes, em diferentes proporções, sobre a sucessão vegetal e a ecologia do solo. Foram plantadas seis espécies florestais arbóreas não nodulantes, consorciadas com sete espécies leguminosas arbóreas nodulantes. O delineamento foi de blocos ao acaso, com quatro tratamentos e três repetições. Utilizaram-se leguminosas arbóreas nodulantes distribuídas nas proporções de 30, 50, 65 e 80% do total de plantas utilizadas por parcela. Para avaliar o efeito do plantio de leguminosas nodulantes sobre a sucessão vegetal, foram analisadas a regeneração natural e potencial através da avaliação florística do sub-bosque e da avaliação do banco de sementes da área plantada. Para a avaliação do efeito do plantio de leguminosas arbóreas nodulantes sobre a ecologia do solo, foram avaliados os atributos químicos e microbiológicos do solo e a fauna edáfica como indicadores de qualidade do solo. A presença de espécies com síndrome de dispersão zoocórica na regeneração natural e potencial do sub-bosque e a regeneração de espécies pioneiras não plantadas, indicam que o processo sucessional está sendo favorecido. Os atributos microbiológicos do solo foram mais sensíveis na distinção das áreas estudadas, mostrando uma clara separação dos locais de plantio em relação à pastagem em uso. Houve maior similaridade entre as áreas plantadas em relação à mata nativa adjacente, do que com a pastagem em uso. Os grupos de fauna edáfica foram sensíveis na distinção dos tratamentos, e seguiram a mesma tendência dos dados microbiológicos. Os grupos Isopoda, Coleoptera, Orthoptera, Formicidae e Araneae estiveram associados às áreas com maior qualidade edáfica e assim foram melhor correlacionados com a área de mata e com os tratamentos contendo leguminosas nodulantes. Os resultados mostram que o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes, independentemente da porcentagem utilizada, favorece o processo sucessional, à medida que estimularam a sucessão vegetal e favoreceram melhorias na qualidade do solo.

Palavras-chave: Regeneração natural e potencial. Qualidade do solo. Sucessão ecológica.

GENERAL ABSTRACT

LIMA, Khadidja Dantas Rocha de. **Tree legumes: interference in vegetation succession and soil quality in a reforested area in an Atlantic Forest environment.** 2016. 79 p. Thesis (Doctor in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, Brazil. 2016.

The planting of tree species in affected areas aims to accelerate the successional process, allowing early stages to be implemented. This study aimed to evaluate the effect of intercropping of nodulating legume trees with non-nodulating tree species in different proportions on plant succession and soil ecology. Six non-nodulating tree forest species were planted, intercropped with seven nodulating tree legume species. The design was randomized blocks, with four treatments and three replications. Nodulating tree legumes were used, distributed in the proportions of 30, 50, 65, and 80% of the total plants used per plot. To evaluate the effect of planting nodulating legumes on plant succession, natural and potential regeneration were analyzed through the floristic evaluation of the understory and evaluating the seed bank of the planted area. The chemical and microbiological soil properties and soil fauna were evaluated as soil quality indicators to evaluate the effect of planting nodulating tree legumes on soil ecology. The presence of species with zoochorous dispersion syndrome in the natural and potential regeneration of the understory and the regeneration of unplanted pioneer species indicate that the succession process is being favored. Microbiological soil attributes were more sensitive to distinguish the studied areas, showing a precise separation of the planted area about the pasture area in use. There was a more remarkable similarity between the planted areas concerning the adjacent native forest than with the pasture in use. The edaphic fauna groups were sensitive in distinguishing treatments and followed the same trend as microbiological data. The Isopoda groups, Coleoptera, Orthoptera, Formicidae, and Araneae, associated with areas with higher edaphic quality, were more correlated with the forest area and the treatments containing nodulating legumes. The results show that the planting of nodulating tree legumes, regardless of the percentage used for planting of the areas studied, favored the succession process, stimulated plant succession, and improved soil quality.

Keywords: Natural and potential regeneration. Soil quality. Ecological succession.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da Serra da Concórdia entre os municípios de Valença e Barra do Piraí, no Estado do Rio de Janeiro (CALDAS, 2006).....4
- Figura 2.** Localização do Parque Estadual da Serra da Concórdia, do Parque Natural Municipal do Açude da Concórdia e do Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CALDAS, 2006). 5
- Figura 3.** Esquema representativo da área revegetada com diferentes proporções de leguminosas no ano de 2001, em área de pasto abandonado, em processo de sucessão ecológica, na Fazenda Santo Antônio da Aliança, Valença/Barra do Piraí, RJ.....22
- Figura 4.** Presença de plântulas nas bandejas pertencentes ao experimento de banco de sementes, montado em julho de 2014 em casa de vegetação pertencente à Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ.....23
- Figura 5.** Seções de solo amostradas nas parcelas experimentais, de 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 20 cm42
- Figura 6.** Relação entre o Componente Principal 1 (PC 1) e o Componente Principal 2 (PC 2) da análise de Componentes Principais (PCA) para os atributos químicos (setas vermelhas) (Ca-cálcio, Mg-magnésio, Al-alumínio, K-potássio, P-fósforo, SB-soma de bases, CTC-capacidade de trocas catiônicas, V-saturação por bases, M-saturação por alumínio) e microbiológicos do solo (setas pretas) (Resp-respiração basal do solo, CBM-carbono da biomassa microbiana, qMIC-quociente microbiano do solo, Bglic- β -glicosidase e FosfAc-fosfatase ácida) em áreas de pasto degradado em processo de sucessão ecológica sob o plantio de 30, 50, 65 e 80 % de leguminosas arbóreas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes, e nas áreas de pasto em uso (PU), pasto em sucessão (PS) e de mata em processo de sucessão secundária (MATA), nas camadas 0 - 5 cm (1), 5 - 10 cm (2) e 10 - 20 cm (3)..... 53
- Figura 7.** Relação entre o Componente Principal 1 (PC 1) e o Componente Principal 2 (PC 2) da análise de Componentes Principais (PCA) para os atributos químicos (setas vermelhas) (COT-carbono orgânico total, Ca-cálcio, Mg-magnésio, K-potássio, Al-alumínio, H+Al-acidez potencial, SB-soma de bases, CTC-capacidade de trocas catiônicas, V-saturação por bases, M-saturação por alumínio) e microbiológicos do solo (setas pretas) (Resp-respiração basal do solo, CBM-carbono da biomassa microbiana, qMIC-quociente microbiano do solo, qCO₂-quociente metabólico, Bglic- β -glicosidase, FosfAc-fosfatase ácida e FDA-hidrólise de diacetato de fluoresceína) em áreas de pasto degradado em processo de sucessão ecológica sob o plantio de 30, 50, 65 e 80 % de leguminosas arbóreas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes, no período seco (S) e chuvoso (C). 55
- Figura 8.** Representação gráfica da Análise de Componentes Principais entre as variáveis ambientais (áreas e período de coleta) e os principais grupos de fauna edáfica. MATA: mata em processo de sucessão secundária conservada; PU: pasto em uso, com presença de gado; PS: pasto isolado em processo de sucessão e tratamentos contendo diferentes proporções de plantio de leguminosas arbóreas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes (30, 50, 65, 80 %).59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classes de uso do solo na Serra da Concórdia.....	5
Tabela 2. Espécies arbóreas, utilizadas, em 2001, para recomposição de uma área de pasto abandonado, na Fazenda Santo Antônio da Aliança, localizada no Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia, Valença/Barra do Piraí, RJ.....	21
Tabela 3. Valores médios dos valores referentes: ao número de indivíduos; à densidade total de indivíduos e ao número de famílias, gêneros e espécies, encontrados na regeneração potencial dos quatro tratamentos estudados.	25
Tabela 4. Listagem de espécies encontradas na regeneração potencial dos plantios com 30, 50, 65 e 80% de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes.	26
Tabela 5. Valores referentes aos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e equabilidade de Pielou (J') da regeneração potencial do sub-bosque dos quatro tratamentos estudados.....	29
Tabela 6. Estatística descritiva dos valores de número de indivíduos, densidade total de indivíduos (DT) e número de famílias, gêneros e espécies dos indivíduos regenerantes naturais do sub-bosque dos quatro tratamentos estudados.	31
Tabela 7. Listagem de espécies encontradas na regeneração natural do sub-bosque dos plantios com 30, 50, 65 e 80% de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes.	32
Tabela 8. Valores referentes aos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e equabilidade de Pielou (J') encontrados no sub-bosque dos quatro tratamentos estudados.	35
Tabela 9. Atributos químicos do solo, amostrado numa profundidade de 0-5 cm, ao final do período seco e chuvoso, em área sob o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %).	46
Tabela 10. Atributos químicos do solo ao final do período chuvoso, em área sob o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %), numa área de mata secundária (MATA) e em dois pastos, sendo um em uso (PU) e outro em processo de sucessão (PS).	48
Tabela 11. Atributos microbiológicos do solo, amostrados numa profundidade de 0-5 cm, ao final do período seco e chuvoso, em área sob o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %).	50
Tabela 12. Atributos microbiológicos do solo ao final do período chuvoso, em área sob o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %), numa área de mata secundária (MATA) e em dois pastos, sendo um em uso (PU) e outro em processo de sucessão (PS).	51
Tabela 13. Correlação entre cada componente principal e os atributos químicos e microbiológicos do solo nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm (1, 2 e 3 respectivamente), das áreas com diferentes porcentagens de leguminosas arbóreas nodulantes (30, 50, 65 e 80 %) e das áreas de pasto em uso (PU) e em sucessão (PS) e de mata em processo de sucessão secundária (MATA).	52

- Tabela 14.** Correlação entre cada componente principal e os atributos químicos e microbiológicos do solo na camada de 0 a 5cm, das áreas com diferentes porcentagens de leguminosas arbóreas nodulantes plantadas em consórcio com espécies arbóreas não nodulantes, em dois períodos de coleta (seco e chuvoso).55
- Tabela 15.** Abundância de indivíduos, riqueza média e total de grupos, índice de Diversidade de Shannon (H') e índice de Equabilidade de Pielou (j') da comunidade de fauna invertebrada, coletada - em quatro áreas plantadas com leguminosas arbóreas nodulantes em consórcio com espécies não nodulantes, em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %), em duas épocas de coleta (período seco e chuvoso).57

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL	3
2.1. Bioma Mata Atlântica.....	3
2.2. Parque Estadual da Serra da Concórdia.....	4
2.3. Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia.....	6
2.4. Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados.....	6
2.5. Sucessão Ecológica.....	7
2.6. Interações Ecológicas do Processo Sucessional	8
2.7. Contribuição do Plantio de Leguminosas Arbóreas Nodulantes para a Qualidade do Solo e para o Processo de Sucessão Ecológica.....	9
2.8. Qualidade do Solo de Áreas em Processo de Sucessão	11
2.9. Fauna Edáfica	13
3. CAPÍTULO I	16
SUCESSÃO ECOLÓGICA EM ÁREA DE PASTO RECUPERADO COM DIFERENTES PROPORÇÕES DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS NODULANTES ..	16
3.1. RESUMO	17
3.2. ABSTRACT	18
3.3. INTRODUÇÃO	19
3.4. MATERIAL E MÉTODOS	20
3.4.1. Localização e caracterização da área de estudo.....	20
3.4.2. Delineamento experimental e tratamentos culturais.....	20
3.4.3. Avaliação da regeneração potencial e natural do sub-bosque	22
3.4.4. Análise da estrutura horizontal e diversidade florística da regeneração potencial e natural do sub-bosque	24
3.4.5. Análises estatísticas	24
3.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
3.5.1. Efeito das leguminosas arbóreas nodulantes sobre a regeneração potencial	25
3.5.2. Efeito das leguminosas arbóreas nodulantes sobre a regeneração natural.....	31
3.6. CONCLUSÕES	37
4. CAPÍTULO II	38
QUALIDADE DO SOLO EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA REVEGETADA COM DIFERENTES PROPORÇÕES DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS NODULANTES ..	38
4.1. RESUMO	39
4.2. ABSTRACT	40
4.3. INTRODUÇÃO	41
4.4. MATERIAL E MÉTODOS	42

4.4.1. Qualidade química e microbiológica do solo	42
4.4.2. Atributos biológicos do solo	44
4.4.3. Estatística	44
4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
4.5.1. Efeito do aumento da proporção de leguminosas arbóreas nodulantes sobre os atributos químicos e microbiológicos do solo	46
4.5.2. Efeito do aumento da proporção de leguminosas arbóreas nodulantes sobre os grupos de fauna edáfica	57
4.6. CONCLUSÕES	61
5. CONCLUSÕES GERAIS	62
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Atlântica, hoje com aproximadamente 12% a 16% de sua área original (RIBEIRO et al., 2009) é listada como uma das 34 áreas de *hotspots* globais (ZANCHOS & HABEL, 2011), apresenta alta diversidade biológica por sua heterogeneidade, sendo composta por ecossistemas distintos entre si (MITTERMEIER et al., 2004). Na região do Vale do rio Paraíba do Sul, localizada ao sul do estado do Rio de Janeiro, a Floresta Atlântica sofreu grandes impactos devido aos ciclos econômicos predominantes na região. No século XIX a economia da região foi impulsionada pelo ciclo do café, onde extensas áreas de vegetação foram desmatadas para dar origem aos cafezais. Com a decadência da cafeicultura, a paisagem cedeu lugar às pastagens e fragmentos florestais iniciais e secundários, em diferentes níveis de degradação (SANTOS et al., 2009).

Para reverter tal situação de degradação, são necessárias iniciativas de restauração ecológica (RODRIGUES et al., 2009). Entretanto, barreiras socioeconômicas restringem a expansão dessas atividades surgindo, portanto, a necessidade de criação de modelos economicamente viáveis para o produtor rural e que impliquem em retorno financeiro (MARTINKOSKI et al., 2013). A redução dos custos de implantação dos modelos de restauração ecológica passa a ser alternativa atrativa, à medida que permite um retorno econômico enquanto se colabora com a preservação e a recuperação de remanescentes florestais (RODRIGUES et al., 2009); BRANCALION et al., 2010).

O plantio de espécies florestais visa acelerar o processo de restauração de áreas degradadas; no entanto, a escolha da espécie é de extrema importância, devendo-se dar prioridade àquelas que apresentam rápido crescimento, reduzindo os custos provenientes da manutenção (LIMA et al., 2015). As espécies escolhidas para recompor áreas degradadas devem apresentar a capacidade de inibir a entrada de plantas indesejadas (HOBBS & NORTON, 2004) e facilitar a entrada de espécies de interesse, aumentando a complexidade da comunidade (KELTY, 2006; SUDDING & GROSS, 2006).

Neste contexto, leguminosas arbóreas que formam associações simbióticas com bactérias capazes de fixar nitrogênio atmosférico (rizóbios), e com fungos micorrízicos podem ser indicadas como facilitadoras do processo sucessional, por apresentarem: (i) maior rusticidade na competição por água, nutrientes e energia, (ii) rápido crescimento e (iii) por promoverem condições favoráveis à entrada e permanência de indivíduos mais exigentes (XIONG et al., 2003). Este último está relacionado ao aumento das condições de sombreamento, aporte de nutrientes (via deposição de serrapilheira) e transferência de nitrogênio para as espécies coabitantes (via rede micelial de fungos micorrízicos) (RICHARDS et al., 2010; PAULA et al., 2015). Todas estas ações são esperadas, podendo levar à redução de custos e aumento da eficiência dos processos de recuperação destas áreas (BATISTA et al., 2008; MACEDO et al., 2008; MOCHIUTTI et al., 2008).

Além disso, o consórcio de leguminosas arbóreas, com espécies que apresentam potencial madeireiro, possibilita renda adicional ao produtor rural, ao mesmo tempo em que garante a recuperação de áreas, antes degradadas e improdutivas em sua propriedade, garantindo também a geração de serviços ambientais para a sociedade, abrigo para a fauna e a flora nativas, entre outros (FRANCO et al., 2003).

Diversos estudos têm avaliado o efeito de plantios consorciados de espécies no Brasil, onde, geralmente, são testados os efeitos de uma ou mais espécies de leguminosas arbóreas com outra espécie arbórea não nodulante. Interferências por vezes positivas e negativas na qualidade do solo e no desenvolvimento das espécies consorciadas já foram previamente observadas (BATISTA et al., 2008; COELHO et al., 2007; LACLAU et al., 2008; SILVA et

al., 2013). Entretanto, pouco se sabe sobre as interações ocorridas nestes modelos de plantios sobre o processo de sucessão ecológica dessas áreas.

Após avaliar criteriosamente a literatura disponível sobre o efeito do plantio de espécies de plantas leguminosas nodulantes em consórcio com espécies não nodulantes buscase através deste estudo avaliar a hipótese de que o aumento na porcentagem de leguminosas nodulantes na composição do plantio de restauração ecológica favorece o processo de sucessão natural, melhorando características ligadas a qualidade do solo.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da facilitação exercida por diferentes percentuais de leguminosas arbóreas nodulantes, em consórcio com espécies arbóreas não nodulantes, sobre a sucessão ecológica durante a recomposição de pastagens abandonadas, no Médio Vale do rio Paraíba do Sul, RJ.

Os dados obtidos no presente estudo encontram-se distribuídos em dois capítulos, intitulados respectivamente de: “Sucessão ecológica em área de pasto recuperado com diferentes proporções de leguminosas arbóreas nodulantes” e “Qualidade do solo em área de Mata Atlântica revegetada com diferentes proporções de leguminosas arbóreas nodulantes”. O primeiro capítulo teve como objetivo central a avaliação da facilitação da sucessão ecológica exercida pelo plantio de diferentes percentuais de leguminosas arbóreas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes, através da análise da regeneração natural e potencial do sub-bosque formado. O segundo capítulo, por sua vez, objetivou avaliar a interferência do plantio de leguminosas nodulantes sobre a ecologia do solo, utilizando alguns atributos químicos e microbiológicos e grupos de fauna edáfica, como indicadores de qualidade do solo, em uma área plantada com diferentes proporções de leguminosas nodulantes, utilizando como referências duas áreas de pasto (pasto em processo de sucessão e pasto em uso) e uma área de mata secundária bem conservada, próximos à área experimental.

2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1. Bioma Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica é caracterizado por apresentar alta diversidade de espécies e elevado grau de endemismo (ROCHA & AMORIM, 2012). A grande faixa latitudinal, aliada à grande variação de altitude, que vai desde o nível do mar até 2.700 m, faz com que o bioma Mata Atlântica apresente elevada diversidade e altos índices de endemismo de espécies (PINTO & BRITO, 2005).

A Floresta Atlântica é representada por diversos tipos de vegetação, distribuídos ao longo de três países: Brasil; Argentina e Paraguai (LAGO & MULLER, 2007). No Brasil o bioma compreende 17 estados, que vão desde o PI ao RS, apresentando 11,4 e 16% da área original de cobertura (RIBEIRO et al. 2009).

Diversos são os ecossistemas que compõem a Mata Atlântica, sendo eles: Floresta Ombrófila Densa, Mista (mata das araucárias) e Aberta; Floresta Estacional Decidual e Semidecidual; Mangues; Restingas; Campos de Altitude; Brejos Interioranos; Encraves Florestais do Nordeste e Ilhas Costeiras e Oceânicas (CONAMA, 2002). Segundo Oliveira – Filho & Fontes (2000); Ab’Saber (2003) o Domínio Tropical Atlântico abrange principalmente formações florestais, como as florestas ombrófilas e semidecíduais (OLIVEIRA-FILHO et al., 2005), além de outros diversos ecossistemas e formações associadas à região litorânea, como restingas, mangues, costões rochosos e ilhas oceânicas (CONAMA, 1992).

Ao longo dos dois últimos séculos as atividades econômicas provocaram danos ao bioma, culminando com a retirada da cobertura vegetal para diversos fins, como: agricultura; pastagem; extração de madeira; instalação de indústrias e ocupação antrópica, restando, atualmente, cerca de 7 a 8% de sua área original em fragmentos maiores que 100 ha, ou seja, com maior interesse para conservação ambiental (LAGOS & MULLER, 2007).

Por apresentar elevada diversidade e endemismo de espécies (PINTO et al., 2006) aliados à alta pressão antrópica pelos seus recursos, a Mata Atlântica passou a ser identificada como um dos 34 *hotspots* mundiais (SILVA et al., 2001), sendo uma área prioritária para a conservação (CONSERVATIONS INTERNACIONAL DO BRASIL, 2005).

Por abrigar aproximadamente 70% dos 169 milhões de brasileiros, as pressões sobre sua biodiversidade são agravadas, fazendo com que a Mata Atlântica se encontre intensamente ameaçada pela perda e fragmentação florestal (PINTO & BRITO, 2005; TABARELLI et al., 2005). A região compreendida pelo Médio Vale do rio Paraíba do Sul Fluminense pode ser citada como exemplo de perda de diversidade e fragmentação florestal, provocada pela intensa e descontrolada exploração antrópica, onde atualmente podem ser encontrados pequenos fragmentos florestais isolados, devido ao seu histórico de ocupação ligado à cultura do café, à pecuária e às atividades industriais, favorecendo à drástica modificação de sua paisagem, antes coberta pela Floresta Estacional Semidecidual.

Silva & Oliveira (2009) afirmaram que alterações na paisagem que levam à redução de florestas a pequenos e isolados fragmentos florestais podem ser consideradas como grandes ameaças à manutenção da biodiversidade desses habitats. A ameaça vem justamente de quem mais depende da conservação da Mata Atlântica, para garantir o abastecimento de água, regulação do clima, fertilidade do solo, entre outros serviços ambientais, vem exercendo pressão sobre o bioma e ameaçando seu, já precário, equilíbrio (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2007).

Poucas são as áreas relativamente extensas de Mata Atlântica, as quais encontram-se, principalmente, nas regiões Sul e Sudeste e uma porção maior composta por fragmentos de menor extensão, geralmente isolados, em diversos estágios de sucessão e degradação

(GUATURA et al., 1996). Alguns remanescentes encontram-se preservados, principalmente aqueles localizados em Unidades de Conservação (UCs) como Parques Estaduais (PEs) e (RPPNs) (FRANÇA & STEHMANN, 2013).

2.2. Parque Estadual da Serra da Concórdia (PESC)

A Serra da Concórdia está situada no Médio Vale do rio Paraíba do Sul (Figura 1), entre as elevações da Serra da Mantiqueira a Noroeste e da Serra do Mar, no lado oposto, encontra-se a uma altitude que varia de 372 a 1.080 m. Localiza-se entre os municípios de Valença e Barra do Piraí e abrange uma área de 5.980 hectares, apresentando número significativo de exemplares da flora e fauna atlântica, além de apresentar-se como grande e estratégico manancial de água potável para a região (EMBRAPA, 2008).

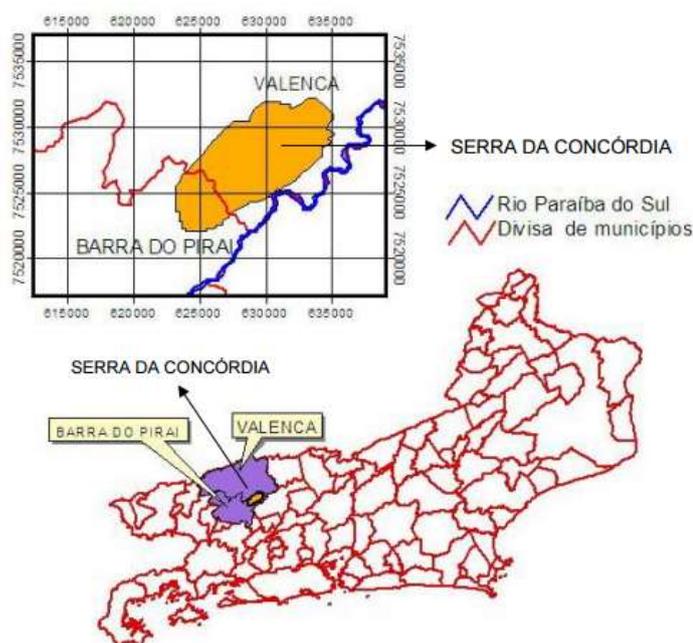


Figura 1. Localização da Serra da Concórdia entre os municípios de Valença e Barra do Piraí, no Estado do Rio de Janeiro (CALDAS, 2006).

A Serra da Concórdia, assim como todo o Vale do rio Paraíba do Sul, foi coberta por formações florestais que perduraram sem significativas alterações até o início do século XIX (GOLFARI & MOOSMAYER, 1980), as quais foram substituídas por plantações de café e posteriormente por pastagens. As áreas abandonadas foram sendo ocupadas por florestas secundárias que atualmente se encontram em diferentes estágios sucessionais (Tabela 1). A porcentagem de árvores caducifólias do estrato dominante é superior a 50%, durante o período mais seco do ano, sendo seus gêneros mais importantes: *Piptadenia* (angico), *Cariniana* (jequitibá) e *Cedrela* (cedro) (RADAMBRASIL, 1983).

Tabela 1. Classes de uso do solo na Serra da Concórdia.

Tipos de uso do solo - vegetação	Área (ha)	Área (%)
Secundário médio/avançado	3.359,9	48,9
Pastagem	2.454,1	35,7
Secundária inicial	952,5	13,9
Outros usos	105,3	1,5
Total	6.871,5	100

Fonte: CALDAS & FRANCELINO (2009).

Caldas & Francelino (2009), utilizando ferramentas de geoprocessamento, analisaram a situação atual da fragmentação florestal e das áreas de preservação permanente, além dos solos e do uso da terra na Serra da Concórdia e observaram que a vegetação secundária nos estágios médio e avançado de regeneração representava cerca de 49 % da área. Caldas (2006) observou seis classes de solos na Serra da Concórdia, em que o de maior expressão geográfica foi o Cambissolo Háplico Tb distrófico, o qual associado ao Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, ocupa 79,8% da área.

A Serra da Concórdia apresenta duas unidades de conservação que são: o Parque Estadual da Serra da Concórdia (PESC), com 804,41 ha, e o Parque Natural Municipal do Açude da Concórdia, com 40 ha, ambos localizados no município de Valença. Há ainda uma área particular de preservação, o Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia, localizado na Fazenda Santo Antônio da Aliança (local onde foi implantado esse estudo), estando pequena porção neste município e a maior parte em Barra do Piraí (Figura 2) (CALDAS, 2006).

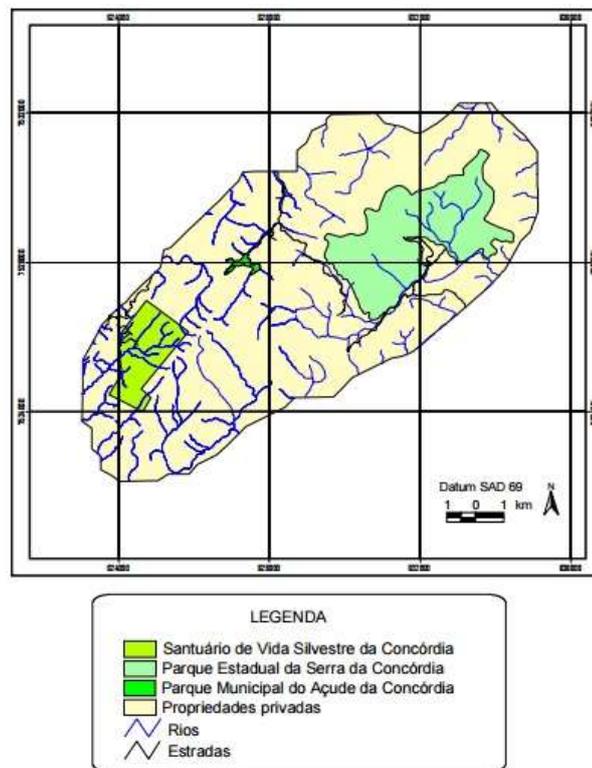


Figura 2. Localização do Parque Estadual da Serra da Concórdia, do Parque Natural Municipal do Açude da Concórdia e do Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia (CALDAS, 2006).

O PESC foi criado em 30 de dezembro de 2002, através do Decreto Estadual nº 32.577, estando inserido integralmente no município de Valença-RJ, e constitui uma Unidade de Conservação (UC) de proteção integral da administração pública do estado do Rio de Janeiro, subordinado à Gerência de Unidades de Conservação de Proteção Integral (GEPRO), da Diretoria de Biodiversidades de Áreas protegidas (DIBAP), pertencente ao Instituto Estadual do Ambiente (INEA), órgão vinculado à Secretaria de Estado do Ambiente (SEA) (INEA, 2012).

De maneira geral o PESC é um remanescente florestal de grande importância para a região, que é reconhecida pela presença de pastagens e voçorocas na paisagem de Mar de Morros. Essa região foi degradada pelo manejo incorreto, e ao mesmo tempo pela fragilidade ambiental, o que justifica a proteção legal por uma unidade de proteção integral. Este parque protege um pequeno, mas significativo, remanescente de floresta estacional semidecidual, apresentando como principal uso de solo, a vegetação em estágios de regeneração que vão do inicial ao avançado, e em algumas poucas áreas, pastagens. O Parque Estadual da Serra da Concórdia corresponde a 0,018% da área do estado do Rio de Janeiro e a 0,093% da sua área florestada. Apesar de representar uma pequena porção da Mata Atlântica, sua importância se dá pelo contexto em que está inserido, ou seja, numa região quase totalmente desmatada, tomada por pastagens e com incêndios recorrentes. Dessa forma, o fragmento florestal protegido resguarda um pedaço do ecossistema de Floresta Estacional Semidecidual no Estado (INEA, 2012).

2.3. Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia

O Santuário foi criado em 1992, por iniciativa pessoal do proprietário, através do projeto “Santuários de Vida Silvestre” da Fundação Pró Natureza – FUNATURA, com a finalidade de preservar e perpetuar a fauna e a flora do ecossistema da Serra da Concórdia, gerando renda em função da mudança na forma de uso da terra e da conservação dos recursos nas áreas protegidas de propriedades particulares (CALDAS, 2006). No local são desenvolvidos desde sua criação, projetos com sistemas agroflorestais, com o intuito de unir a recuperação sustentável dos recursos naturais às formas eficientes de sustentabilidade agrícola. É uma APA (Área de Proteção Ambiental) que fica entre Valença e Barra do Piraí (INEA, 2012).

No ano de 1999, as atividades ganharam novo impulso com a inclusão de experimentos de palmitos e com o plantio de uma agrofloresta com 27 espécies e mais de 3.500 indivíduos, em projeto em parceria com a Embrapa Agrobiologia (CNPAB). Outro importante trabalho realizado, nessa área de preservação particular, em parceria com a Embrapa-Agrobiologia foi a implantação de experimento de Recuperação de Áreas Degradadas usando diferentes porcentagens de leguminosas arbóreas nodulantes, em consórcio com espécies arbóreas de interesse econômico madeireiro, com a intenção de avaliar a capacidade de facilitação da sucessão exercida pelas leguminosas (BIANCHI, 2009). Nesse caso, além de garantir o retorno das funções ecológicas da área, antes utilizada como pasto, o manejo das espécies madeireiras, proporcionaria maior retorno financeiro ao proprietário.

2.4. Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados

Quando um ecossistema perde a sua capacidade de resiliência, ações antrópicas são necessárias para garantir o restabelecimento dos processos de sucessão ecológica (HOBBS & NORTON, 2004). A restauração ecológica surge, por conseguinte, como alternativa para

reverter os processos de degradação ambiental. Fiedler & Groom (2006) afirmaram que a restauração ecológica busca, de forma intencional, modificar uma área degradada com a finalidade de restabelecer os atributos e funções do ecossistema em questão, incrementando sua biodiversidade.

A restauração ecológica foi definida por Bradshaw & Chadwick (1984) como um termo geral para descrever toda e qualquer atividade antrópica que busca a melhoria das características de uma área degradada, como forma de recriar áreas que foram destruídas e garantir o retorno de suas atividades ecológicas de forma que o seu potencial biológico seja reativado ou potencializado positivamente.

Já a Ser (2002) definiu a restauração ecológica como sendo a ciência, a prática e a arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais. Em síntese a restauração de ecossistemas prima por restabelecer condições para o próprio ecossistema se reabilitar (LE FLOC'H & ARONSON, 1995).

Brancaion et al. (2010) indicam que o objetivo central da restauração florestal consiste no restabelecimento de florestas que sejam capazes de se autoperpetuar, ou seja, florestas biologicamente viáveis e que não dependam de intervenções humanas constantes.

Outro objetivo da restauração de ecossistemas está voltado para a redução do tempo de recuperação de solos degradados, o qual pode ser longo (GÖTSCH, 1995). Amador (2003) afirma que a medida que uma área avança pelos estágios sucessionais, a vegetação passa a aumentar a sua capacidade de aportar matéria orgânica e nutrientes ao solo, devolvendo ao mesmo tempo o seu potencial produtivo. No entanto, o aumento no aporte de serrapilheira decorrente dos avanços no estágio sucessional está relacionado com o aumento na complexidade estrutural da vegetação (MACHADO et al., 2015).

De acordo com Kageyama & Gandara (2001), o plantio de espécies arbóreas pode contribuir de forma positiva para a aceleração da regeneração de ambientes degradados. No entanto, antes de se aplicar qualquer tipo de intervenção em uma área degradada deve-se considerar o estado de degradação da área a ser restaurada e a disponibilidade de recursos (CHAZDON, 2008). Alguns autores afirmaram que as atividades intervencionistas a serem tomadas, vão desde medidas que conduzem a regeneração natural, até o manejo de espécies, incluindo o plantio total de espécies nativas (CLEWELL & MCDONALD, 2009; RODRIGUES et al., 2009). Alguns autores propõem o plantio de grupos funcionais distintos, como por exemplo, os de pioneiras e não pioneiras, seguindo os modelos de sucessão ecológica (PICKETT et al., 2001; REIS et al., 2004).

Pickett et al. (2001) afirmaram que a restauração pode ser avaliada perante os processos de sucessão ecológica, pois apesar desta não ser equivalente à sucessão, os modelos de sucessão foram desenvolvidos em diferentes escalas temporais e espaciais e consequentemente para diferentes tipos de dinâmicas. Surge, assim, a necessidade do monitoramento da comunidade vegetal com o objetivo de prever o sucesso da restauração. Esse monitoramento deve incluir indicadores funcionais de processos ecológicos que reflitam mudanças ecossistêmicas (HERRICK et al., 2006).

2.5. Sucessão Ecológica

A teoria da sucessão ecológica é vista como uma valiosa ferramenta para a restauração, à medida que, pode fornecer uma previsão da trajetória das comunidades durante o processo de recuperação de ecossistemas (BOBATO et al., 2008).

Durante muito tempo as discussões a respeito dos processos sucessionais foram dominadas pelas observações realizadas por Clements & Gleason (citadas a seguir), os quais

influenciaram os modelos subsequentes. Clements (1916) defendeu a hipótese de sucessão monoclímax, considerando a vegetação como um super organismo que evolui de forma determinística, autogênica, progressiva em fases previsíveis até atingir um estado final, conhecido como monoclímax climático, onde a vegetação estaria em equilíbrio com o clima local, portanto, sendo comparado ao conceito de bioma. Em contrapartida, Gleason (1926) defendeu a hipótese individualista, afirmando que a vegetação comporta-se como uma coleção de indivíduos, onde cada espécie se insere no processo sucessional de forma individual e de acordo com oportunidades propiciatórias estocásticas, assim, a composição de espécies de cada momento da sucessão passa a ser determinado pela oportunidade e competição.

Connell & Slatyer (1977), seguindo a tendência mecanicista, afirmaram que a sucessão poderia ocorrer através de diferentes rotas, a depender do efeito de determinada espécie sobre o estabelecimento de uma segunda espécie e estabeleceram três possíveis rotas seguindo os modelos de facilitação, inibição e tolerância para o estabelecimento de comunidades no processo de sucessão. No modelo de facilitação observa-se efeito positivo de uma comunidade no estabelecimento de outra subsequente, contrapondo o modelo de inibição, o qual é representado pelo efeito negativo de uma comunidade sobre sua sucessora, já no modelo de tolerância verifica-se a nulidade de efeito de uma comunidade no processo de sucessão ecológica.

Guariguata & Ostertag (2001) afirmaram que a sucessão é influenciada por diversos fatores, que vão além dos mecanismos de facilitação, inibição e tolerância, tais fatores compreendem: estocasticidade; biologia das espécies, assim como suas interações com outras espécies (ambos entre plantas e entre plantas e animais); e pela relação entre os componentes bióticos e abióticos. Esses mesmos autores concluíram que a soma de todos os fatores acima citados passa a determinar a composição florística, inerente de uma fase do período de sucessão vegetacional, e contribuem para um maior ou menor grau de recuperação estrutural e funcional da vegetação.

2.6. Interações Ecológicas do Processo Sucessional

O conhecimento das interações que ocorrem entre plantas e seus papéis na sucessão secundária são relevantes para o entendimento dos processos que regem a reestruturação das comunidades vegetais (KAGEYAMA & CASTRO, 1989). Uma espécie pode apresentar interações positivas e negativas com espécies vizinhas, podendo favorecer ou não o processo de sucessão ecológica na área revegetada (ZANINE & SANTOS, 2004).

As interações negativas entre plantas podem se manifestar na forma de competição por nutrientes, água e luz, como também através da liberação de aleloquímicos que irão interferir no desenvolvimento das espécies circundantes ao longo do tempo. Muitas vezes o fenômeno da alelopatia é confundido com competição, pelo fato de que, em determinadas situações, ambos influenciam no crescimento e/ou desenvolvimento da planta vizinha. Contudo, na alelopatia ocorre adição de um fator biológico ao meio ambiente que provocará diversas alterações bioquímicas no solo, podendo interferir no processo de sucessão ecológica. Já na competição, há remoção ou redução de algum fator ambiental (água, luz, nutrientes, etc.), necessário para o crescimento de ambas as plantas que o disputam (SOUSA et al., 2003).

O período de duração de ocorrência dessas interações é que irá determinar ganhos ou perdas no crescimento, no desenvolvimento e na produção das espécies que interagem. Raventós & Silva (1995), explicam que a competição entre plantas se manifesta de maneiras diferenciadas, conforme mudanças nas estações climáticas, onde na estação seca as plantas competem por água e na estação úmida a competição passa a ser por luz.

A competição pode ocorrer acima e abaixo do solo, no entanto, a competição que ocorre abaixo do solo passa a ter maior peso do que a competição acima do solo, que envolve primordialmente um único recurso (luz), pois abaixo do solo as plantas competem por água e diversos nutrientes. Por esse motivo, essa competição passa a ser responsável por maior redução no desenvolvimento e produtividade das plantas menos competitivas (CASPER & JACKSON, 1997).

A competição entre plantas em busca de ambientes favoráveis ao seu desenvolvimento, ao longo do processo sucessional, passa a desempenhar papel importante nas estratégias de adaptação da regeneração de espécies (ZANINE & SANTOS 2004). Entretanto, a facilitação também exerce relevante função tanto na recuperação de distúrbios na comunidade quanto na dinâmica de comunidades não perturbadas (CALLAWAY, 1995).

Uma espécie pode agir como facilitadora direta do processo sucessional, à medida que: garante a melhoria da qualidade do solo (XIONG et al., 2003); interfere na incidência luminosa (BRUNO et al., 2003; XIONG et al., 2003); e permite a chegada de propágulos através da atratividade da fauna dispersora (DEL MORAL et al., 2007). A inibição do desenvolvimento de espécies invasoras, reduzindo a competição dessas com outras espécies regenerantes é uma forma indireta de facilitação da sucessão exercida por uma determinada planta (HUNTER & AARSSSEN, 1988; CALLAWAY, 1995). Outra forma indireta de facilitação pode ser observada através do enriquecimento do solo por espécies leguminosas nodulantes (CALLAWAY, 1995).

Brooker et al. (2008) afirmam que interações positivas passam a ter maior importância em ambientes degradados, onde há menor disponibilidade de água e nutrientes. Esses mesmos autores explicam que em ambientes extremos algumas plantas apresentam a capacidade de melhorar o ambiente para que outras plantas mais exigentes possam se estabelecer, essas plantas são denominadas de “nurse plants”. Oliveira (2007) corrobora essa informação e complementa que o uso de espécies facilitadoras nos processos de sucessão passa a ser mais efetivo em áreas que apresentam climas sazonalmente secos.

O conhecimento das interações que ocorrem entre as espécies é essencial, pois as espécies escolhidas devem funcionar como facilitadoras do processo sucessional, permitindo tanto a ativação, quanto a aceleração da regeneração da área, à medida que, promovem: mudanças microclimáticas; formação de serrapilheira; e atração de fauna dispersora de propágulos, que permitirá aumento da complexidade estrutural da comunidade vegetal e supressão de espécies invasoras (ENGEL & PARROTA, 2008). Corroborando a afirmativa supracitada, Franco et al. (2006); Pereira & Rodrigues (2012) e Bertoni & Lombardi Neto (2008), indicaram o plantio de leguminosas nodulantes, como alternativa para pular as etapas iniciais da sucessão natural em ambientes degradados, afirmando que as mesmas apresentam a capacidade de formar associações simbióticas com bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico. Desta forma apresentam bom desenvolvimento, mesmo em áreas limitantes, e assim produzindo as condições necessárias ao estabelecimento de novas espécies no local, cumprindo o papel de facilitadoras do processo de sucessão ecológica em áreas degradadas.

2.7. Contribuição do Plantio de Leguminosas Arbóreas Nodulantes para a Qualidade do Solo e para o Processo de Sucessão Ecológica

O plantio de espécies florestais tem se firmado como uma alternativa para conter processos erosivos, recuperar áreas degradadas e para reequilibrar a ciclagem de nutrientes em solos empobrecidos pelo uso intensivo. Para recuperar física, química e biologicamente o solo, a técnica de revegetação deve promover o retorno de diversas funções do ecossistema afetado. A vegetação pode estabilizar a superfície e intensificar o processo pedogenético pela atuação dos compostos orgânicos na estrutura dos minerais e pela incorporação do próprio

material orgânico ao solo, mesmo que a estrutura do solo não seja reconstruída completamente (KLAMT & SCHNEIDER, 1995).

Dentre as diferentes espécies florestais que podem ser utilizadas na recuperação de solos, as leguminosas capazes de formar simbiose eficiente com rizóbios despertam grande interesse (ALLEN & ALLEN, 1981). Essas espécies, quando associadas a fungos micorrízicos (FMAs), ainda propiciam melhor aproveitamento de fósforo e outros nutrientes como Zn, Mn e Cu (LAMBERT et al. 1979; MANJUNATH & HABTE, 1988; SIQUEIRA & FRANCO, 1988; CAMPELLO, 1999). Dessa forma, a utilização de espécies leguminosas noduladas e micorrizadas, associada ao uso de corretivos de solo de baixo custo como gesso, fosfato de rocha, podem viabilizar a recuperação de áreas degradadas com custo relativamente baixo (FRANCO et al., 1991; FRANCO et al., 1995; FRANCO & FARIA, 1997).

Além da importância das associações simbióticas para as leguminosas, suas características de rápido crescimento, elevada produção de serrapilheira, capacidade de promover sombreamento e acúmulo de matéria orgânica e de nutrientes no solo, favorecem a germinação de propágulos e estabelecimento de espécies mais exigentes quanto às características do substrato e microclima diferenciado (GRIFFITH et al., 1994; FRANCO et al., 2006), com efeito positivo para todo o ecossistema.

A maior contribuição do plantio de leguminosas arbóreas nodulantes para a qualidade do solo de áreas em processo de sucessão está ligada ao ciclo do nitrogênio, haja visto que, a FBN é tida como a principal maneira de entrada do nitrogênio em sistemas naturais e é regulada nos diferentes estágios sucessionais, pela necessidade do ambiente e das espécies fixadoras. Portanto, em áreas onde o fornecimento de nitrogênio na forma mineral é satisfatório a enzima nitrogenase, responsável pela redução do N_2 é inativada. Isto é o que acontece em áreas não perturbadas (clímax), onde a ciclagem de nutrientes garante a manutenção do metabolismo das plantas e suas taxas de crescimento. Por outro lado, em áreas degradadas, onde existem baixas quantidades de matéria orgânica, a FBN pode ser favorecida (MOREIRA et al., 2010).

Em seu artigo Vitousek et al. (2013) afirmam que espécies fixadoras de N são pouco tolerantes à sombra e têm sua capacidade de FBN reduzida quando sombreadas. Fato comprovado em trabalho realizado por SOLIVERES et al. (2012). Portanto, a escolha das espécies, assim como das técnicas de recuperação de áreas degradadas, é importante para o sucesso na sucessão secundária dessas áreas, pois espera-se que as espécies pioneiras da sucessão possam alterar as condições e/ou a disponibilidade de recursos no habitat, favorecendo a entrada e o desenvolvimento de novas espécies. Por esse motivo, espécies fixadoras de N, são indicadas como facilitadoras do processo de sucessão secundária em áreas degradadas, devido à capacidade que apresentam em obter recursos essenciais ao seu desenvolvimento, como nutrientes e água, mesmo em solos pobres e degradados (COSTA et al., 2004; FREIRE et al., 2010; CHAER et al., 2011). Entretanto, a capacidade de FBN dessas espécies passa a ser controlada por diversas características bióticas e abióticas, intrínsecas do ecossistema (VITOUSEK et al., 2013).

O plantio de espécies leguminosas associadas a rizóbios e FMAs é importante em áreas com baixa capacidade produtiva, pois além de adicionar biomassa vegetal com boa relação C/N, aumenta a ciclagem de nutrientes nas áreas e permite a entrada de N através do processo de FBN. Portanto, sendo indicada como estratégia importante nos processos de sucessão ecológica, tendo-se em vista que o N é elemento chave no restabelecimento de comunidades vegetais em regiões tropicais e que sua principal via de entrada se dá pela FBN (AMAZONAS et al., 2011; VITOUSEK et al., 2013).

Lima et al. (2015) estudando a recuperação de área de mineração de piçarra na Caatinga, com utilização de leguminosas arbóreas nodulantes e com espécies não nodulantes, observaram desenvolvimento superior das espécies do grupo das nodulantes, favorecendo

maior produção de biomassa e posterior aporte de matéria orgânica no solo, possibilitando o processo de sucessão ecológica. Lima (2012) verificou que o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes na parcela sem a adição de *topsoil*, em substratos degradados pela mineração, permitiu melhorias na qualidade química e biológica do substrato das áreas em recuperação, enquanto que o plantio de espécies não nodulantes apresentou contribuição significativamente menor que o grupo de espécies nodulantes. Outros trabalhos também comprovam a eficiência das leguminosas nodulantes quanto à melhoria na qualidade do solo e, conseqüentemente, facilitando o processo de sucessão ecológica (FRANCO et al., 1995; CAMPELLO, 1999; MACEDO et al., 2008; BATISTA et al., 2009; CHAER et al., 2011).

2.8. Qualidade do Solo de Áreas em Processo de Sucessão

O solo é um recurso natural vital para o funcionamento do ecossistema terrestre e representa um balanço entre os fatores físicos, químicos e biológicos, de forma que uma boa qualidade do solo só pode ser atingida quando se verifica um equilíbrio entre essas características. Uma interferência física, como a compactação do solo pode reduzir a quantidade de poros, alterando a capacidade de absorção de nutrientes e água pelas raízes das plantas e provocando, também redução da quantidade e qualidade de fauna edáfica, pela redução de oxigênio, água e nutrientes (DORAN et al., 1996). Para avaliar a qualidade do solo podem ser usados indicadores, os quais são atributos que medem ou refletem o status ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema. Os indicadores de qualidade do solo podem ser classificados como: físicos, químicos e biológicos (DORAN & PARKIN, 1994). Esses mesmos autores definiram a qualidade do solo como “*a capacidade do solo funcionar dentro dos limites do ecossistema; sustentar a produtividade biológica; manter a qualidade ambiental e promover a saúde vegetal e animal*”.

Apesar de sua importância a avaliação da qualidade do solo por meio de seus atributos é bastante complexa devido à grande diversidade de usos, à multiplicidade de inter-relações entre os fatores físicos, químicos e biológicos que controlam os processos e os aspectos relacionados à sua variação no tempo e no espaço (CHAER & TÓTOLA, 2007).

De acordo com SPOSITO & ZABEL (2003) o interesse pelo estudo da qualidade do solo foi estimulado através da conscientização relativamente recente de que o solo é vital na produção de alimentos e fibras, como também, na sustentação do ecossistema global. A qualidade do solo pode mudar com o passar do tempo devido a eventos naturais ou ação antrópica. Ao ser usado indevidamente, as múltiplas funções do solo acabam sendo prejudicadas. Diante do exposto, verifica-se que a qualidade do solo influencia o potencial de uso, a produtividade e a sustentabilidade global do agroecossistema, sendo seu estudo necessário para fornecer informações sobre o manejo do solo e assegurar uma correta tomada de decisões para melhor utilização desse recurso (ZILLI et al., 2003).

O nível de alteração na qualidade do solo pode ser avaliado pela mensuração do estado atual de determinadas características e propriedades do solo, por meio da comparação destas sem interferência antrópica, ou com valores considerados ideais (DORAN & PARKIN, 1994; SARRANTONIO et al. 1996; CHAER & TÓTOLA, 2007).

Mendes et al. (2011) afirmam que características químicas e físicas tendem a ter forte tamponamento no solo e, portanto, são variáveis menos sensíveis, que só a partir de maior tempo de manejo tendem a ser melhor observadas.

Os indicadores biológicos são considerados mais sensíveis às alterações antrópicas no solo (DORAN & PARKIN, 1994). A atividade biológica é altamente concentrada nas primeiras camadas do solo, na profundidade entre 1 a 30 cm. Nestas camadas, o componente biológico ocupa uma fração de menos que 0,5% do volume total do solo e representa menos que 10 % da matéria orgânica. Este componente biológico consiste principalmente de

microrganismos e invertebrados que realizam diversas funções essenciais para o funcionamento do solo. Os microrganismos decompõem a matéria orgânica, liberam nutrientes em formas disponíveis às plantas e degradam substâncias tóxicas (KENNEDY & DORAN, 2002). Os invertebrados, por sua vez, regulam as populações de bactérias e fungos, atuando indiretamente na ciclagem de nutrientes (WARDLE & LAVELLE, 1997).

Devido à alta sensibilidade à atividade antrópica e por sua simplicidade de determinação, os atributos biológicos apresentam grande potencial de utilização como indicadores da qualidade de solo (CHAER & TÓTOLA, 2007). Os indicadores biológicos de qualidade do solo têm desempenhado um papel importante na determinação dos impactos ambientais causados pelas atividades agrícolas sobre diferentes sistemas de produção e permitem o acompanhamento das alterações do solo em resposta às estratégias de manejo (KNUPP et al. 2010). Com a avaliação desses atributos, tendo como referencial uma área nativa ou isenta de atividade antrópica, podem ser identificadas as principais limitações de ecossistemas impactados e sugeridas estratégias para a manutenção da sustentabilidade destes (CARDOSO, 2004).

Os principais indicadores de qualidade do solo discutidos na literatura científica são a biomassa microbiana, a respiração e o quociente metabólico (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007).

A biomassa microbiana é composta principalmente por fungos, bactérias, actinomicetos e protozoários e é um dos componentes que controlam funções chaves no solo, como a decomposição e o acúmulo de matéria orgânica, ou transformações envolvendo os nutrientes minerais (CHAER & TÓTOLA, 2002). Representa uma reserva considerável de nutrientes, os quais são continuamente assimilados durante os ciclos de crescimento dos diferentes organismos que compõem o ecossistema. Conseqüentemente, os solos que mantêm um alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes não somente de estocar, mas também de ciclar mais nutrientes no sistema (GREGORICH et al., 1994; TÓTOLA & CHAER, 2002).

Gama-Rodrigues et al. (2007) afirmam que ao participarem dos processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica do solo, os microrganismos utilizam-se de alguns elementos como fonte de nutrientes e energia para a formação e o desenvolvimento de suas células e, também para a realização da síntese de substâncias orgânicas do solo. Dessa maneira, alguns elementos como: C; N; P; K; Ca; Mg; S e micronutrientes são imobilizados, temporariamente, sendo liberados após sua morte.

A respiração do solo, que é a oxidação biológica da matéria orgânica a CO_2 e água pelos microrganismos aeróbios, ocupa uma posição chave no ciclo do carbono nos ecossistemas terrestres. A avaliação da respiração do solo é a técnica mais frequente para quantificar a atividade microbiana, sendo positivamente relacionada com o conteúdo de matéria orgânica e com a biomassa microbiana (ALEF, 1995). No entanto, deve-se tomar cuidado ao correlacionar a elevada respiração ao elevado conteúdo de biomassa microbiana, pois a respiração da biomassa é um indicador que responde rapidamente a qualquer distúrbio no solo e condições de estresse (aração, redução do pH, etc.) podem favorecer um aumento da respiração, sem que tenham ocorrido acréscimos na biomassa microbiana do solo (CHAER & TÓTOLA, 2007).

A razão entre o valor da biomassa microbiana e a respiração do solo fornece a quantidade de CO_2 evoluída por unidade de biomassa, denominada quociente metabólico ou respiratório ($q\text{CO}_2$). O $q\text{CO}_2$ indica a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono disponível para decomposição da matéria orgânica, sendo um indicador sensível para estimar a atividade biológica e a qualidade do substrato (SAVIOZZI et al., 2002). Portanto, a simples determinação do quociente metabólico pode fornecer informações sobre a eficiência da comunidade microbiológica do solo em relação ao uso da energia proveniente da matéria

orgânica. Assim, quanto menor for o valor do qCO_2 obtido, mais eficiente é a comunidade microbiológica no processo de ciclagem de nutrientes (TÓTOLA & CHAER, 2002).

Outra forma de se medir a atividade biológica do solo é a través da avaliação da atividade de enzimas presentes no solo. Araújo & Monteiro (2007) afirmaram que as enzimas são mediadoras do catabolismo biológico dos componentes organominerais do solo. A atividade enzimática caracteriza-se por ser um bom indicador de alterações na qualidade do solo, por relacionar-se com a matéria orgânica do solo, com propriedades físicas e com a atividade e a biomassa microbiana e por ser analisada através de metodologias de fácil execução (DICK, 1996).

As enzimas estão presentes no solo tanto associadas às células microbianas (enzimas intracelulares), quanto não associadas (enzimas extracelulares). Araújo & Monteiro (2007) afirmaram que existem correlações entre a atividade enzimática e os outros indicadores biológicos do solo. Um bom exemplo é a hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA), a qual mede a atividade específica de proteases, lipases e esterases que são capazes de hidrolizar o diacetato de fluoresceína (FDA). Esta atividade hidrolítica pode ser catalisada por bactérias, fungos, algas e protozoários, especialmente, na superfície do solo (PEREIRA et al., 2000). Tendo em vista que a biomassa microbiana é considerada a parte viva da matéria orgânica do solo, sendo composta por fungos, bactérias, actinomicetos, algas, protozoários e microfauna (JENKINSON & LADD, 1981), pode-se afirmar que quanto maior o valor de CBM, maior serão os valores de atividade de FDA e conseqüentemente maiores serão os valores de respiração do solo.

Alguns trabalhos avaliam o efeito da aplicação de diversos tratamentos nos solos através da observação do comportamento das atividades de enzimas, juntamente com o CBM e/ou com o qCO_2 , para se determinar o efeito da adição de material orgânico sobre as características biológicas do solo e, assim, verificar se o acréscimo do material favorece ou não a atividade biológica, assim como a liberação de nutrientes para as plantas. García-Gil et al. (2000) observaram que o acréscimo de bio sólidos favoreceu ao incremento do C da biomassa microbiana e da enzima β -glicosidase, a qual está diretamente relacionada com a quantidade de carbono no solo, por outro lado verificou redução da atividade da enzima fosfatase, devido ao aumento de fósforo solúvel. Gagnon et al. (2000), também estudando efeitos da aplicação de bio sólidos observaram aumentos lineares na atividade de fosfatase ácida em resposta ao incremento crescente do material orgânico proveniente da indústria de celulose assim como da β -glicosidase. Traminn et al. (2007) avaliando o efeito de um bio sólido, dois anos após a sua aplicação, sobre a qualidade do solo em uma área com plantio de milho, verificaram que a aplicação do material orgânico na área favoreceu acréscimos lineares no C e N da biomassa microbiana (CBM, o NBM), da β -glicosidase e da respiração basal. Porém, estas não tiveram efeito sobre o qCO_2 , significando que a aplicação do bio sólido não interferiu sobre a eficiência da comunidade microbiana na ciclagem de nutrientes e por fim verificou-se redução da atividade total e específica da enzima fosfatase ácida, devido ao aumento da disponibilidade de P no solo.

2.9. Fauna Edáfica

O solo abriga grande diversidade de organismos macros e microscópicos, que competem entre si pelos recursos disponíveis (SAPINI & ANDRÉA, 2001). A dinâmica dos organismos do solo vem sendo estudada, com o objetivo de estabelecer melhor suas funções, com ênfase no fato de que a maior diversidade biológica estabelece um equilíbrio do solo por período de tempo maior, sendo importante objeto de estudo na avaliação da qualidade do solo e da sustentabilidade dos agroecossistemas (LAVELLE et al., 2006).

A fauna do solo desempenha um papel-chave na dinâmica do solo que pode impulsionar o sucesso de projetos de recuperação e/ou restauração florestal (SCHON et al., 2012). Fernandes et al. (2015) afirmaram que os ecossistemas com maior diversidade de fauna edáfica tendem a se recuperar mais rapidamente de perturbações, apresentando maior capacidade de resiliência, permitindo o retorno mais rápido dos processos de ciclagem de nutrientes e fluxo de energia do ecossistema logo após alguma perturbação. Já nos ecossistemas com baixa diversidade, a perturbação pode provocar facilmente modificações permanentes no funcionamento, resultando na perda de recursos do ecossistema e em alterações na constituição de espécies (ALTEMBURG et al., 2010). Pode-se afirmar, portanto, que a importância da diversidade biológica pode ser vista diretamente, por meio das transformações biogeoquímicas que a fauna desempenha no ambiente do solo, ao atuarem nos processos de fragmentação do material vegetal e, indiretamente, ao estimularem toda a comunidade microbiana (CORREIA & ANDRADE, 2008). Dentre as funções exercidas pela fauna do solo podem ser citadas a ciclagem de nutrientes, aeração e estrutura do solo, produtividade das plantas, ativação da biomassa microbiana, dispersão de sementes e esporos ou controle de pragas de insetos, fontes de alimentos para outros organismos, entre outros (NICHOLS & NICHOLS, 2003; FROUZ et al., 2006; CARDOSO et al., 2011).

A abundância e diversidade de espécies da fauna edáfica são indicadores de equilíbrio do ecossistema (PEREIRA et al., 2012). O aumento do número de indivíduos de espécies da fauna ocorre pela disponibilidade de melhores condições ambientais, que favorecem a reprodução dos invertebrados (SEEBER et al., 2005). Este fato pode ser verificado por meio do índice de diversidade de Shannon e do índice de uniformidade de Pielou (BROWN et al., 2004).

Por sua sensibilidade às modificações que ocorrem no ambiente, a fauna pode ser considerada como indicador das condições encontradas no solo (DORAN & ZEISS, 2000; FERNANDES et al., 2011). Alguns autores afirmam que devido à sua diversidade e funções que realizam no ambiente do solo, assim como também à sensibilidade às alterações, o estudo da comunidade edáfica pode ser tido não só como indicador de ambientes degradados, mas também de sua restauração (SNYDER & HENDRIX, 2008; GIEBELMAN et al., 2010). Por conseguinte, diversos estudos, utilizando a fauna edáfica como indicadora da recuperação e restauração de áreas florestais perturbadas e degradadas, têm sido desenvolvidos (MORAES, 2005; MAJER et al., 2007; WARDLE et al., 2006; SNYDER e HENDRIX, 2008; LAOSSI et al., 2008; BALL et al., 2009; GIEBELMAN et al., 2010).

Em áreas em processo de sucessão ecológica torna-se importante o estudo das relações entre as características químicas e físicas do solo e da serrapilheira com a fauna edáfica, pois a atividade de fauna é diretamente influenciada pela qualidade desses atributos, assim como também apresenta efeito sobre a decomposição da matéria orgânica e a qualidade do solo (MINHAES & FRANCELINO, 2012). O conjunto serrapilheira-solo não representa somente fonte de carbono e energia para os organismos do solo, mas também o habitat onde todas as ações do organismo ocorrem, garantindo a sua sobrevivência e reprodução. A serrapilheira é a porção mais dinâmica desse conjunto e, possivelmente, a mais variável (CORREIA & ANDRADE, 2008). Uma maior camada de serrapilheira contribui com maior abundância e diversidade de fauna edáfica (MOÇO, 2006). Esse mesmo autor afirmou que a qualidade da serrapilheira é expressa em função do seu grau de lignificação, teores de nutrientes, compostos orgânicos solúveis, da presença de moléculas orgânicas com efeitos alelopáticos, assim como substâncias estimuladoras biologicamente significativas. A presença de polifenóis, na serrapilheira, afeta diretamente a preferência de consumo pela fauna, sendo considerados fatores antinutricionais. (MOÇO, 2006).

Dentro deste contexto, Bianchi et al. (2006) avaliaram a taxa de consumo de uma espécie da fauna do solo, o diplópode *Trigoniulus corallinus* (Gervais), da serrapilheira

oriunda de diferentes espécies arbóreas. Foi observado no trabalho, que a *Mimosa caesalpinifolia* (Sabiá) e a *Pseudosamanea guachapelle* (Guachapele) foram as espécies mais consumidas. O consumo dessas espécies foi até três vezes maior do que o das espécies *Erythrina poeppigiana* (Mulungu) e *Acacia auriculiformis* (Acácia). Por outro lado, as serrapilheiras menos consumidas foram das espécies Saman, Ingá e Jamelão. No caso das duas últimas e da Acácia, a elevada relação C/N parece ter sido a principal responsável pela inibição do consumo. Da mesma forma, Bianchi et al. (2006) avaliaram o consumo de material verde e da serrapilheira de diferentes espécies vegetais pelos diplópodes e concluíram que o material mais consumido foi o de *Mimosa caesalpinifolia* (sabiá), tanto em material verde como na forma de serrapilheira, fato justificado pela baixa relação C/N do material vegetal dessa espécie. No entanto, a serrapilheira apresentou um valor de consumo de aproximadamente três vezes maior que o do material verde, este resultado mostra que a elevada concentração de polifenóis presentes no material verde de *M. caesalpinifolia* pode ter provocado inibição da decomposição do material vegetal pela fauna.

O grupo dos Collembola destacou-se como bom indicador de qualidade do solo em trabalho realizado em solos degradados pelo processo de arenização no Bioma Pampa (ROVEDDER et al., 2009). BARETTA et al. (2006) avaliando a fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo, constataram que os grupos Acari, Hymenoptera, Isopoda e Collembola foram os que mais contribuíram para discriminar o sistema de preparo e cultivo do solo. Os autores afirmaram que a partir desses dados é possível desenvolver estudos complementares, com maior detalhamento taxonômico, para se verificar a contribuição desses animais, em termos de ações ecológicas no solo, o que ampliaria sua utilização como bioindicadores da qualidade do solo.

3. CAPÍTULO I

SUCESSÃO ECOLÓGICA EM ÁREA DE PASTO RECUPERADO COM DIFERENTES PROPORÇÕES DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS NODULANTES

3.1. RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a facilitação da sucessão ecológica exercida pelo plantio de diferentes percentuais de leguminosas arbóreas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes, através da avaliação da regeneração natural e potencial do sub-bosque formado. Foram plantadas seis espécies florestais arbóreas não nodulantes, consorciadas com sete espécies leguminosas arbóreas nodulantes, na Fazenda Santo Antônio da Aliança, localizada no Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia. O delineamento foi de blocos ao acaso, com quatro tratamentos e três repetições. Utilizaram-se leguminosas arbóreas nodulantes distribuídas nas proporções de 30, 50, 65 e 80% do total de plantas por parcela. Para a avaliação da regeneração potencial, foi montado um experimento de banco de sementes, para isso, foram coletadas cinco amostras de solo, com a ajuda de um gabarito, com dimensões de 0,25 m x 0,25 m, dentro de cada parcela fixa, totalizando 15 amostras por tratamento. As avaliações foram realizadas bimensalmente, ao longo de um ano. Para a análise da regeneração natural foi realizado levantamento florístico, dentro de parcelas fixas de 10 m x 10 m, onde foram avaliados todos os indivíduos com altura ≥ 60 cm. As espécies foram identificadas e classificadas quanto ao hábito de crescimento, ao grupo ecológico e à síndrome de dispersão. Foram avaliadas: densidade absoluta e relativa; frequência absoluta e relativa; índice de diversidade de Shannon (H') e índice de equabilidade de Pielou (J') da regeneração natural e potencial do sub-bosque. Foi verificada maior presença de espécies herbáceas e com síndrome de dispersão zoocórica no banco de sementes. Já na regeneração natural foi identificada maior presença de espécies arbóreas, pioneiras, com hábito de dispersão zoocórica, nos quatro tratamentos avaliados, indicando que o consórcio permitiu a ativação do processo sucessional natural.

Palavras-chave: Floresta Estacional Semidecidual. Restauração florestal. Serviços ambientais.

3.2. ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the facilitation of the ecological succession exercised by the planting of different percentages of nodulating tree legumes, intercropped with non-nodulating tree species, through the evaluation of the natural and potential regeneration of the understory formed. Six non-nodulating tree forest species were planted, intercropped with seven nodular tree leguminous species, at Fazenda Santo Antônio da Aliança, located in the Serra da Concórdia Wildlife Sanctuary. The design was randomized blocks, with four treatments and three replications. Nodular tree legumes distributed in the proportions of 30, 50, 65, and 80% of the total plants per plot were used. For the evaluation of potential regeneration, a seed bank experiment was set up. For this, five soil samples were collected, with the help of a template, with dimensions of 0.25 m x 0.25 m, within each fixed plot, totaling 15 samples per treatment. For the analysis of natural regeneration, a floristic survey was carried out within fixed plots of 10 m x 10 m, where all individuals with a height of ≥ 60 cm were evaluated. The species were identified and classified according to their growth habit, ecological group, and dispersion syndrome. The following were evaluated: absolute and relative density, absolute and relative frequency; Shannon's diversity index (H'), and Pielou's equability index (J') of the natural and potential regeneration of the understory. A more significant presence of herbaceous species with zoochoric dispersion syndrome was found in the seed bank. In natural regeneration, a greater presence of pioneer tree species, with a habit of zoochoric dispersion, was identified in the four treatments evaluated, indicating that the consortium allowed the activation of the natural successional process.

Keywords: Semideciduous forest. Forest restoration. Environmental services.

3.3. INTRODUÇÃO

O plantio de espécies vegetais em áreas degradadas é indicado como uma alternativa que favorece a facilitação da sucessão secundária na área em processo de recuperação, à medida que, favorece a catalisação do processo de regeneração de espécies vegetais nativas ou naturais da área (ENGEL & PARROTA, 2008). Esses mesmos autores afirmam que o efeito catalítico do plantio de espécies vegetais no processo sucessional pode ser explicado pela mudança microclimática do local, permitindo o desenvolvimento de espécies mais exigentes, favorecendo o acúmulo de matéria orgânica no solo e melhorando sua fertilidade.

A sucessão ecológica em uma área impactada ou degradada é direcionada pelas espécies utilizadas no processo de revegetação (INDERJIT et al., 2011). Portanto, a escolha das espécies utilizadas em projetos de recuperação de áreas degradadas é importante e o sucesso desses projetos dependerá da capacidade das espécies usadas no plantio em funcionarem como facilitadoras do processo sucessional. O plantio de leguminosas arbóreas nodulantes é indicado em diversos estudos como alternativa para recuperar áreas degradadas (MACEDO et al., 2008; BATISTA et al., 2008; CHAER et al., 2011). A capacidade que essas espécies apresentam de formar associações simbióticas com rizóbios e fungos micorrízicos as tornam mais eficientes na utilização de recursos escassos em ambientes degradados, criando condições para a entrada de novas espécies e favorecendo o aumento na complexidade do ecossistema.

A avaliação e o monitoramento de áreas que passaram por algum processo de recuperação são necessários para comprovar o sucesso, ou não, das metodologias utilizadas (RODRIGUES et al., 2009; BRANCALLION et al., 2012).

A avaliação do desenvolvimento e sobrevivência das espécies plantadas em uma área degradada pode ser um bom indicador para o monitoramento da eficiência das metodologias utilizadas, aliada às avaliações da regeneração potencial e natural no sub-bosque formado na área plantada. Souto & Boeger (2011), em estudo no Paraná, afirmaram que a sobrevivência e o desenvolvimento de espécies plantadas, assim como, o recrutamento e o desenvolvimento de plântulas no sub-bosque de uma área plantada são eventos reguladores do crescimento e da manutenção das populações vegetais, afetando a composição e a estrutura da comunidade e influenciando na disposição dos próximos indivíduos adultos e na dinâmica de toda a comunidade vegetal.

O objetivo desse capítulo foi avaliar o efeito do plantio de leguminosas arbóreas nodulantes, plantadas em consórcio com espécies arbóreas não nodulantes, como alternativa para recuperar área de pasto abandonado, sobre o processo de sucessão ecológica numa região de Floresta Atlântica, localizada na Fazenda Santo Antônio da Aliança, no Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia, setor médio da bacia do rio Paraíba do Sul.

3.4. MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1. Localização e caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Santo Antônio da Aliança, localizada no Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia, divisa dos municípios de Barra do Piraí e Valença, RJ, setor médio da bacia do rio Paraíba do Sul. A área está situada entre as coordenadas geográficas de 22° 22' 20" S e 43° 47' 23" W, com altitude média de 650 m (CALDAS, 2006).

O clima da região é classificado, segundo Köppen (1948), como Cwa, tropical de altitude, com precipitação pluviométrica de 1.225 mm, temperatura média das máximas de 30°C e umidade relativa do ar de 72% (DERESZ et al., 2006). O relevo da área é predominantemente ondulado, característico da região sob influência do domínio morfoclimático dos “mares-de-morros” (AB’SÁBER, 1966). Os solos mais representativos da área são o Cambissolo Háplico Tb distrófico e o Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (CALDAS, 2006).

A área experimental está inserida na região fitoecológica denominada Floresta Estacional Semidecidual, que apresenta déficit hídrico durante a estação seca, ocasionando perda das folhas pelas espécies arbóreas nessa estação (IBGE, 1992). Aproximadamente 49% da vegetação local encontra-se em estágio médio e avançado de sucessão (CALDAS, 2006).

4.3.2. Delineamento experimental e tratos culturais

Em março de 2001, foi realizado o reflorestamento de uma área de pasto abandonado, a partir do plantio de mudas de seis espécies florestais arbóreas não nodulantes, consorciadas com mudas de sete espécies leguminosas arbóreas nodulantes (Tabela 2). O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com quatro tratamentos, considerando as proporções de leguminosas arbóreas nodulantes distribuídas em 30, 50, 65 e 80% do total de plantas de cada unidade experimental. Todos os tratamentos foram repetidos em três blocos. Totalizando 12 parcelas, cada uma com dimensões de 37,5 m x 25 m (Figura 3).

Tabela 2. Espécies arbóreas, utilizadas, em 2001, para recomposição de uma área de pasto abandonado, na Fazenda Santo Antônio da Aliança, localizada no Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia, Valença/Barra do Piraí, RJ.

Nome científico	Nome vulgar	Família
Espécies não nodulantes		
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St. Hil.) Ravenna	Paineira	Malvaceae
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Sobrasil	Rhamnaceae
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-amarelo	Bignoniaceae
<i>Khayasenegalensis</i> (Desr.) A. Juss*	Mogno-africano	Meliaceae
<i>Peltophorum dubium</i> (Sprengel) Taub.	Farinha-seca	Fabaceae-Caesalpinoideae
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-rosa	Bignoniaceae
Espécies nodulantes		
<i>Acacia auriculiformis</i> A. Cunn. ex. Benth.*	Acácia-auriculada	Fabaceae - Mimosoideae
<i>Acacia mangium</i> Willd.*	Acácia-mangium	Fabaceae - Mimosoideae
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Alemão ex. Benth.	Jacarandá-da-bahia	Fabaceae - Papilionoideae
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	Orelha-de-macaco	Fabaceae - Mimosoideae
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Sabiá	Fabaceae - Mimosoideae
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Pau-jacaré	Fabaceae - Mimosoideae
<i>Pseudosamanea guachapele</i> (Kunth) Harms.*	Guachapele	Fabaceae - Mimosoideae

*Espécies exóticas.



Figura 3. Esquema representativo da área revegetada com diferentes proporções de leguminosas no ano de 2001, em área de pasto abandonado, em processo de sucessão ecológica, na Fazenda Santo Antônio da Aliança, Valença/Barra do Piraí, RJ.

As mudas foram produzidas em viveiro. A inoculação dos rizóbios foi feita, apenas nas sementes das espécies leguminosas nodulantes (Tabela 2), no momento do plantio. As sementes de cada espécie foram acondicionadas dentro de sacolas plásticas, onde foi adicionado um material turfoso, umedecido, contendo as bactérias, em seguida, o material foi misturado dentro da sacola, sendo posto para secar a sombra. Após o processo de secagem realizou-se a semeadura. O procedimento e as doses indicadas para a inoculação seguiram recomendações da Embrapa Agrobiologia, de modo que, 250 g de turfa podem inocular, respectivamente: 10 kg de sementes pequenas; 20 kg de sementes médias e 50 kg de sementes grandes.

A inoculação com fungos micorrízicos arbusculares foi realizada em todas as mudas, de espécies nodulantes e não nodulantes, no momento da semeadura, após o procedimento de inoculação das sementes com rizóbios. Foram aplicados 1 g de inóculo (mistura de solo com raiz de braquiária), em cada orifício de semeadura, conforme recomendações do fabricante. Todos os inoculantes foram produzidos e fornecidos pela Embrapa Agrobiologia.

O plantio foi realizado em covas de 20 cm x 20 cm x 20 cm, adubadas com 100 g de fosfato de rocha + 10 g de composto de micronutrientes (12% de Zn, 1,6% de Cu, 4% de Mn e 1,8% de B) + 25 g de sulfato de potássio + 25 g de calcário dolomítico. Cada parcela foi composta por 204 mudas, em espaçamento de 2 m x 2 m, totalizando 2448 mudas plantadas na área experimental. O plantio foi realizado em curvas de nível, visando à redução dos processos erosivos.

Até o final do primeiro ano de plantio, foram realizadas três atividades de roçada e coroamento das mudas, além do replantio das mudas nas áreas experimentais.

3.4.3. Avaliação da regeneração potencial e natural do sub-bosque

a) Regeneração potencial

Em julho de 2014 foi coletado material de solo para a instalação, em casa de vegetação, de experimento com o objetivo de avaliar a regeneração potencial através da caracterização da composição e da densidade de propágulos do banco de sementes das áreas avaliadas. Para a coleta foram estabelecidas subparcelas permanentes, no interior de cada uma das 12 parcelas, delimitadas com estacas de madeira e barbante, apresentando dimensões de 10 m x 10 m.

Após a retirada da serrapilheira com o gabarito (25 cm x 25 cm), foram retiradas cinco amostras de solo em cada parcela fixa, na profundidade de 5 cm, totalizando 60 amostras de

solo para a formação do experimento de banco de sementes, que foram armazenadas em sacolas plásticas, devidamente identificadas e levadas para a Embrapa Agrobiologia. No dia seguinte à coleta foi montado o experimento, em casa de vegetação, onde foram adicionadas as amostras de solo em bandejas de 0,25 m x 0,4 m x 0,07 m.

A área de exposição do solo em cada bandeja foi de 0,1 m², cada tratamento constou de 5 repetições (amostras de solo), coletadas nas parcelas fixas dos três blocos da área experimental, totalizando 15 bandejas por tratamento, portanto, a área amostral de cada tratamento, para avaliação da densidade de indivíduos foi de 1,5 m².

Na Figura 4, podem-se observar as plântulas emergidas nas bandejas do experimento.



Figura 4. Presença de plântulas nas bandejas pertencentes ao experimento de banco de sementes, montado em julho de 2014 em casa de vegetação pertencente à Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ.

Foram realizadas seis avaliações no experimento durante 12 meses. Ao final do primeiro semestre, os solos das bandejas foram revolvidos para garantir a emergência de maior quantidade possível de sementes. As espécies encontradas, preferencialmente com floração, foram prensadas para a posterior confecção de exsicatas. Algumas espécies foram transferidas para vasos maiores para posterior identificação. O material botânico foi identificado com base no acervo da coleção botânica do Herbário da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (RBR), pertencente ao Departamento de Botânica da mesma instituição de ensino. Apenas as espécies arbóreas foram classificadas quanto ao grupo ecológico (pioneira e não pioneira), todas as espécies foram classificadas, quando possível, quanto à síndrome de dispersão (anemocórica, zoocórica e autocórica), ao hábito de crescimento (arbóreo, arbustivo e herbáceo) e à origem (nativa ou exótica) segundo a lista indicada pela Resolução SMA nº 08/2008, do Instituto de Botânica de São Paulo.

b) Regeneração natural

Em outubro de 2014, no final do período seco, foi realizado um levantamento florístico e fitossociológico das espécies regenerantes do sub-bosque, dentro das parcelas permanentes.

A identificação botânica das espécies foi realizada in loco, partindo do reconhecimento de suas estruturas vegetativas (folhas) e reprodutivas (flor, fruto e sementes). Para as espécies não identificadas em campo, foi feita a coleta do material botânico fértil, que posteriormente foi identificado com base no acervo da coleção botânica do Herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (REFLORA, 2015). As espécies foram classificadas quanto ao grupo ecológico (pioneira e não pioneira), à síndrome de dispersão (anemocórica, zoocórica e autocórica), ao hábito de crescimento (arbóreo, arbustivo e herbáceo) e à origem (nativas e exóticas) segundo a lista indicada pela Resolução SMA nº 08/2008, do Instituto de Botânica de São Paulo.

3.4.4. Análise da estrutura horizontal e diversidade florística da regeneração potencial e natural do sub-bosque

Os parâmetros fitossociológicos considerados para a análise da estrutura horizontal estão descritos em Mueller-Dombois & Elleberg (1974) e abrangem as Densidades Absoluta (DA_i) e Relativa (DR_i) e as Frequências Absoluta (FA_i) e Relativa (FR_i). A diversidade florística foi estimada pelo índice de diversidade de Shannon (H') e a Equabilidade pelo índice de Equabilidade de Pielou (J'), descritos em Brower & Zar (1984). Para a obtenção dos parâmetros supracitados foi utilizada planilha no programa Microsoft Excel 2010.

3.4.5. Análises estatísticas

Os dados referentes ao número de indivíduos, à densidade de indivíduos e aos números de famílias, gêneros e espécies botânicas, assim como, os índices de diversidade e equabilidade, encontrados no levantamento florístico e no banco de sementes, foram submetidos à análise de variância, conforme o delineamento em blocos ao acaso. As médias dos dados foram comparadas pelo teste de Bonferroni a 5% de probabilidade. As análises foram realizadas pelo programa computacional - Sistema para Análise de Variância - SISVAR (FERREIRA, 2000).

3.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1. Efeito das leguminosas arbóreas nodulantes sobre a regeneração potencial

Os dados referentes à avaliação da regeneração potencial dos quatro tratamentos testados foram estudados separadamente, para melhor interpretação do efeito do acréscimo da porcentagem de leguminosas nas parcelas experimentais.

Nos tratamentos com 30, 50, 65 e 80 % de leguminosas nodulantes foram encontrados 1601, 1434, 1612 e 1611 indivíduos. Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos estudados para a densidade de indivíduos e os números de famílias, gêneros e espécies (Tabela 3).

Tabela 3. Valores médios dos valores referentes: ao número de indivíduos; à densidade total de indivíduos e ao número de famílias, gêneros e espécies, encontrados na regeneração potencial dos quatro tratamentos estudados.

Tratamentos	Densidade (ind.m ⁻²)	Número de Famílias	Número de Gêneros	Número de Espécies
30%	355 a	19 a	32 a	39 a
50%	284 a	19 a	31 a	39 a
65%	358 a	20 a	32 a	42 a
80%	358 a	20 a	29 a	36 a

* Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não apresentam diferenças significativas pelo teste de Bonferroni, a 5 % de probabilidade.

As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Asteraceae, Fabaceae, Malvaceae e Solanaceae. Em todos os tratamentos foi observada a predominância de espécies com síndrome de dispersão (SD) zoocórica e anemocórica. O hábito de crescimento (HC) predominante, também em todos os tratamentos, foi o herbáceo, seguido pelo arbustivo e arbóreo (Tabela 4).

Tabela 4. Listagem de espécies encontradas na regeneração potencial dos plantios com 30, 50, 65 e 80% de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes.

Família	Espécies	HC	CS	SD	Classe	30		50		65		80	
						DAi	FAi	DAi	FAi	DAi	FAi	DAi	FAi
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	Herb		Ane	Nat	1	100	3	42	1	42	1	42
Asteraceae	<i>Austroeupeatorium inulifolium</i> (Kunth) King & H. Rob.	Arb		Ane		9	50	3	50	1	50		
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Arb		Ane	Nat			5	92	19	92	8	92
	<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers.	Arb		Ane	Nat	15	92	1	17				
	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob.	Arb		Ane	Exót	5	83	4	83	4	83	9	83
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Herb		Ane	Nat	1	8					1	58
	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Herb		Ane	Exót	13	100	10	100	5	100	3	100
	<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H. Rob.	Arb		Ane	Nat	22	100	39	100	38	100	65	100
	<i>Delilia biflora</i> (L.) Kuntze	Herb		Ane	Nat					12	17		
	<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Herb		Ane	Nat	1	8						
	<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	Herb		Ane	Nat	1	33					2	33
	<i>Gamochaeta coarctata</i> (Willd.) Kerguelen	Herb		Ane	Nat			1	17	1	17		
	<i>Mikania cordifolia</i> L. f. Willd.	Herb		Ane	Nat	3	75	7	75	5	75	5	75
	<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	Herb		Ane	Nat	10	83	8	83	12	83	2	83
	<i>Piptocarpha leprosa</i> (Less.) Baker	Herb		Ane	Nat	15	58	7	100	10	100	15	100
	<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.	Arb		Ane	Nat	3	33			1	25		
Boraginaceae	<i>Heliotropium lanceolatum</i> Ruiz & Pav.	Herb			Nat			1	8				
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	A	P	Zoo	Nat	21	58	34	100	22	100	38	100
Commelinaceae	<i>Commelina agraria</i> Kunth.	Herb			Nat	35	83	23	83	13	83	28	83
Convolvulaceae	<i>Merremia hederacea</i> (Burm.f.) Hallier f.	Herb			Nat	1	8						
	<i>Merremia</i> sp.					1	8						
Cyperaceae	<i>Cyperus meyeriannus</i> Kunth	Herb			Nat	159	100	118	100	90	100	114	100
	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl.	Herb			Nat	1	8						
	<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. ex Schlttdl.	Herb			Nat	9	92	1	42	1	42	1	42
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea piperifolia</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Herb		Ane	Nat	59	100	24	100	80	100	59	100
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	Herb		Aut	Nat	21	42	9	42	3	42	1	42
	<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	Herb		Aut	Nat	8	50	81	50	53	50	11	50
	<i>Incertae</i>											1	8

Continua...

Continuação da Tabela 4.

Família	Espécies	HC	CS	SD	Classe	30		50		65		80	
						DAi	FAi	DAi	FAi	DAi	FAi	DAi	FAi
Fabaceae-Caesalpinioideae	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H. S. Irwin Barneby	A	P	Zoo	Nat			1	8				
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Acacia auriculiformis</i> Benth.	A	P	Zoo	Exót					1	17	1	17
	<i>Acacia mangium</i> Willd.	A	P	Zoo	Exót	3	83	25	83	3	83	4	83
	<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	A	P	Aut	Nat			1	25	1	25	1	25
	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	A	P	Aut	Nat			1	33	1	33	1	33
	<i>Mimosa pudica</i> L.	Herb		Zoo	Nat	1	25	11	25	1	25		
	<i>Pseudosamanea guachapele</i> (Kunth) Harms	A	P	Aut	Exót	3	25	2	58	1	58	2	8
Fabaceae-Papilionoideae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Herb		Zoo	Nat	1	17					3	17
	<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC	Arb		Zoo	Nat							1	8
	<i>Desmodium incanum</i> L.	Arb		Zoo	Nat	1	8						
	<i>Crotalaria incana</i> L.	Arb		Zoo	Nat	1	25	2	25	1	25		
	<i>Vigna vexillata</i> (L.) Rich.	Arb		Zoo	Nat	59	92	43	92	47	92	15	92
Lamiaceae	<i>Hyptis</i> sp.					6	67	8	67	1	67	5	67
	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	Herb			Nat	32	100	59	100	63	100	43	100
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook.et Arn.) Hassl.	A	P	Aut	Nat	73	100	56	100	63	100	43	100
	<i>Pavonia sidifolia</i> Kunth.	Arb			Nat	7	100	9	92	17	92	9	92
	<i>Sida acuta</i> Burm.f.	Arb		Ane	Nat	85	25	29	100	42	100	5	100
	<i>Sida cordifolia</i> L.	Arb		Ane	Nat	3	25			2	25	1	25
	<i>Sida linifolia</i> Cav.	Herb		Ane	Nat	2	92			1	25	1	25
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Arb		Ane	Nat	9	100	10	92	7	92	12	92
	<i>Urena lobata</i> L.	Arb		Zoo	Nat	4	58	5	58	7	58	1	58
	<i>Wissadula hernandioides</i> (L.Her.) Garcke	Arb			Nat	5	58	7	58	2	58	1	58
Melastomataceae	<i>Clidemia urceolata</i> DC.	Arb		Zoo	Nat	5	50	3	50	2	50	3	50
Menispermaceae	<i>Odontocarya vitis</i> (Vell.) J. M. A. Braga	Herb		Zoo	Nat	2	58	5	58	7	58	8	58
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L.	Herb		Aut	Nat	133	92	141	100	149	100	195	100
Passifloraceae	<i>Passiflora capsularis</i> L.	Herb		Zoo	Nat					1	8		
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.							7	17			1	17
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niuri</i> L.	Herb		Zoo	Nat	36	100	52	100	65	100		

Continua...

Continuação da Tabela 4.

Família	Espécies	HC	CS	SD	Classe	30		50		65		80	
						DAi	FAi	DAi	FAi	DAi	FAi	DAi	FAi
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Herb		Zoo	Nat					1	17	3	17
	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Herb		Zoo	Nat	77	100	3	92	68	92	145	92
Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	Herb		Ane	Nat					1	8		
	<i>Oryza latifolia</i> Desv.	Herb			Nat	4	100	10	83			4	83
	<i>Paspalum</i> sp.							13	25			4	25
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	A	NP	Zoo	Nat					3	25	1	25
Rubiaceae	<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.	Herb		Zoo	Nat					25	25	5	25
	<i>Borreria verticillata</i> (L.) G. Mey.	Herb		Zoo	Nat	54	92	18	92			47	92
	<i>Rubiaceae</i>			Zoo		1	42	1	33				
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Arb		Zoo	Nat					1	8		
Scrophulariaceae	<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schltl.	Arb		Ane	Nat	2	58			1	58	23	58
Solanaceae	<i>Cestrum axillare</i> Vell.	Arb		Zoo	Nat					1	8		
	<i>Physalis pubescens</i> L.	Arb		Zoo	Nat			10	25				
	<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	Arb		Zoo	Nat					1	8		
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Herb		Zoo	Nat			1	42	5	42	3	42
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal			Zoo	Nat	8	92	17	100	9	100	6	100
	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	A	P	Zoo	Nat	17	8	11	92	7	92	13	92
	<i>Solanum</i> sp. 02					1	25						
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	A	P	Zoo	Nat	9	92	17	92	12	92	9	92
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	Herb		Zoo	Nat	1	42	1	17	1	25	6	25
incertae 1						12	67	1	67	3	67	45	67
Incertae 2								3	25	27	33		

Hábito de Crescimento - HC (arbóreo-A, arbustivo-Arb e herbáceo-Herb), Grupo Ecológico - GE (P - pioneira e NP - não pioneira), Síndrome de Dispersão - SD (Zoo - Zoocórica, Ane - Anemocórica, Aut - autocórica), Classe (Nat-nativa e Exót-exótica) Densidades absoluta (DAi) e Frequências absoluta (FAi).

Na avaliação da regeneração potencial do sub-bosque foram encontradas quatro espécies de leguminosas arbóreas nodulantes que haviam sido utilizadas no processo de revegetação. No tratamento 30% foram encontradas duas espécies (*Acacia mangium* e *Pseudosamanea guachapele*), no tratamento 50% foram encontradas 3 espécies (*A. mangium*, *Mimosa caesalpinifolia* e *P. guachapele*), nos tratamentos 65% e 80% foram encontradas quatro espécies (*Acacia auriculiformis*, *A. mangium*, *M. caesalpinifolia* e *P. guachapele*) (Tabela 4).

Os índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e de Equabilidade de Pielou (J') verificados nos tratamentos 30, 50, 65 e 80 % estão representados na Tabela 5.

Tabela 5. Valores referentes aos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e equabilidade de Pielou (J') da regeneração potencial do sub-bosque dos quatro tratamentos estudados.

Tratamentos	H'	J'
30%	2,87 a	0,46 a
50%	3,10 a	0,51 a
65%	2,91 a	0,47 a
80%	2,69 a	0,43 a

* Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem significativamente entre si, pelo teste de Bonferroni a 5 % de probabilidade.

Todos os tratamentos apresentaram baixos valores de equabilidade, variando de 0,43 a 0,51. Esses baixos valores estão relacionados à elevada densidade de algumas espécies encontradas (Tabela 4). Segundo Meira Neto & Martins (2003) os valores de equabilidade encontrados em Florestas Estacionais Semidecíduais de MG variam entre 0,73 e 0,88.

Assim como os valores de equabilidade, os valores de diversidade também não diferiram significativamente entre os tratamentos e variaram de 2,69 a 3,10. Guimarães et al. (2012) avaliando o banco de sementes de área degradada de Floresta Estacional Semidecidual, 12 anos após o processo de restauração com o plantio de espécies leguminosas arbóreas exóticas, encontrou valor de diversidade de Shannon ($H' = 2,58$) similar ao mais baixo encontrado nesse estudo (Tabela 5). Nesse mesmo trabalho, ao avaliarem o banco de sementes de uma área em processo secundário de sucessão há mais de 40 anos e de outra área recuperada há mais de 12 anos através do plantio de espécies nativas, os autores encontraram valores de H' de 3,07 e 3,15, respectivamente, próximos ao encontrado no tratamento 50 % (Tabela 5). Ao compararem os valores de diversidade na área recuperada com leguminosas exóticas com os das outras duas áreas os autores afirmaram que a área recuperada com leguminosas nodulantes apresentou baixa diversidade de indivíduos no banco de sementes, enquanto as áreas que apresentaram valores de H' de 3,07 e 3,15 mostraram diversidade média de indivíduos no banco de sementes. Portanto, o tratamento onde foram plantadas 50% de espécies arbóreas nodulantes no consórcio, com espécies arbóreas de interesse econômico, possibilitou maior diversidade de indivíduos presentes no banco de sementes e maior heterogeneidade florística, com baixa dominância ecológica.

A densidade de indivíduos das áreas amostrais ($1,5 \text{ m}^2$) dos tratamentos 30, 50, 65 e 80%, 13 anos após o plantio, foram, respectivamente, 355, 284, 355 e 355 ind.m^{-2} . Os quatro tratamentos estudados apresentaram valores de densidade do banco de sementes inferiores ao observado por Franco et al. (2012), avaliando o banco de sementes de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em processo de sucessão secundária, após a exploração da cultura do café; onde os autores encontraram densidade de 1.039 ind.m^{-2} , em área amostral de 5 m^2 .

Em outro estudo também em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, com 40 anos de regeneração natural após corte raso, Braga et al. (2008) encontraram em área amostral de 5 m², 102 ind.m⁻², valor inferior ao encontrado nos tratamentos desse estudo.

Guimarães et al. (2014) avaliaram a densidade de indivíduos do banco de sementes, em área de Floresta Estacional Semidecidual sob processo de sucessão secundária após ações de restauração de diferentes intensidades, com área amostral de 2,26 m² para cada tratamento. Os autores encontraram 576 ind.m⁻² no banco de sementes da área onde foram plantadas leguminosas exóticas e 461 ind.m⁻² em área onde foram plantadas espécies nativas e exóticas, como alternativas de recomposição florestal, ambas plantadas há mais de 10 anos. Os valores de densidade, encontrados por esses autores, nas áreas em processo de sucessão com plantio de espécies exóticas e nativas, são mais próximos aos observados no atual estudo, que também utilizou espécies nativas e exóticas no plantio (Tabela 2).

À medida que ocorre o amadurecimento da floresta, o número de sementes viáveis é reduzido e, portanto, reduz-se o número de indivíduos obtidos por metro quadrado no banco de sementes do solo (BAIDER et al., 2001). Araújo et al. (2001) estudando formações florestais em diferentes estágios de sucessão secundária, encontraram valores de densidade de 2.848, 1.428 e 756 ind.m⁻², nas áreas com idades de 6, 17 e 30 anos, respectivamente e confirmaram a redução nas densidades de sementes por metro quadrado com o aumento do tempo de sucessão das áreas estudadas.

Os tratamentos com 50, 65 e 80 % de espécies nodulantes na composição botânica de plantio apresentaram mais espécies com síndrome de dispersão zoocórica, do que o tratamento com 30%. Em todos os tratamentos a presença de espécies com síndromes de dispersão anemocórica e zoocórica foi superior a 80 %. Resultados semelhantes foram observados por Miranda Neto et al. (2014) estudando floresta restaurada por meio de reflorestamento heterogêneo com idade de 40 anos.

A síndrome de dispersão anemocórica foi predominante nos bancos de semente estudados por Franco et al. (2012), em quatro áreas com diferentes técnicas de recuperação e em diferentes idades, seguida pela síndrome de dispersão zoocórica. Essas duas formas juntas também representaram mais de 80 % da síndrome de dispersão das espécies encontradas no banco de sementes das áreas avaliadas.

A maior presença de espécies no banco de sementes com síndrome de dispersão zoocórica, sinaliza a capacidade de atratividade de fauna, exercida pelas espécies arbóreas utilizadas neste estudo. Portanto, pode-se dizer que o processo de sucessão ecológica das áreas está sendo favorecido, à medida que, essas áreas passam a ser utilizadas como fonte de alimento e de abrigo para a fauna dispersora.

A elevada presença de espécies com síndrome de dispersão zoocórica no extrato regenerativo de áreas em processo de sucessão secundária indica maior confiabilidade na manutenção do sistema em longo prazo, pois favorece a regeneração natural no início da formação de floresta secundária (MUSCARELLA & FLEMING, 2007).

A presença de espécies dispersas pelo vento no estrato regenerante de áreas em processo de sucessão ecológica é reduzida, à medida que, a copa das árvores plantadas atinge maiores alturas e densidades, funcionando como obstáculo ao fluxo do vento. Assim, é favorecido o aumento da presença de espécies zoocóricas em áreas em estágios mais avançados de sucessão ecológica (KEENAN et al., 1997).

O hábito de crescimento (HC) herbáceo foi predominante entre as espécies observadas nos quatro tratamentos estudados, seguido do HC arbustivo e arbóreo. Esses resultados corroboram outros estudos (COSTALONGA et al., 2006; MARTINS et al., 2008; FRANCO et al., 2012; GUIMARÃES et al., 2014).

O predomínio de espécies herbáceas é comum no banco de sementes de áreas perturbadas, assim como em áreas em processo de sucessão secundária, localizadas em

regiões com formações florestais fragmentadas e com estágio de sucessão secundária pouco avançado. Caldas & Francelino (2009) avaliando a fragmentação florestal da Serra da Concórdia - área onde está inserido o Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia e, conseqüentemente, o experimento referente a este estudo - verificaram que 49,8% dos fragmentos encontram-se nos estágios médio e avançado e 13,9% no estágio inicial de sucessão secundária. Os autores também relatam que a irregularidade nos contornos dos fragmentos pode aumentar a fragilidade do sistema comprometendo os mecanismos de irradiação de propágulos para áreas adjacentes.

Foram encontradas quatro das espécies, de leguminosas arbóreas nodulantes, plantadas na regeneração potencial, do sub-bosque recuperado com diferentes proporções de leguminosas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes. As espécies encontradas foram: *A. auriculiformis*; *A. mangium*; *M. caesalpinifolia* e; *P. guachapele* (Tabela 4). Todas essas espécies foram classificadas como exóticas da Floresta Estacional Semidecidual. No entanto, ao observar os valores de densidade e frequência dessas espécies na Tabela 4, pode-se confirmar a baixa densidade quando comparada às demais espécies presentes no banco de sementes.

A presença nos quatro tratamentos estudados em elevada densidade e frequência das espécies *Bastardiopsis densiflora* (Hook. et Arn.) Hassl., *Cecropia glaziovii* Sneathl., *Trema micrantha* (L.) Blume e *Solanum granulosoleprosum* Dunal, que são arbóreas nativas e pioneiras de dispersão zoocórica (Tabela 4), indica que o plantio de restauração feito em 2001 vem favorecendo a entrada de novas espécies. Martins et al. (2012) afirmaram que a presença da *C. glaziovii* e da *T. micrantha* no banco de sementes de áreas em processo de sucessão ecológica é de grande importância devido à potencialidade dessas espécies para garantir a resiliência dessas áreas à medida que favorecem maior atratividade de fauna dispersora, aumentando a complexidade do ecossistema.

3.5.2. Efeito das leguminosas arbóreas nodulantes sobre a regeneração natural

Não houve efeito significativo da porcentagem de plantio de leguminosas nodulantes sobre os valores médios de densidade de indivíduos, assim como, também sobre os valores médios de números de famílias, gêneros e espécies (Tabela 6).

Tabela 6. Estatística descritiva dos valores de número de indivíduos, densidade total de indivíduos (DT) e número de famílias, gêneros e espécies dos indivíduos regenerantes naturais do sub-bosque dos quatro tratamentos estudados.

Tratamentos com percentuais de leguminosas	Densidade (ind.m ⁻²)	Número de Famílias	Número de Gêneros	Número de Espécies
30%	9.300 a	8 a	10 a	11 a
50%	11.000 a	12 a	14 a	16 a
65%	11.367 a	11 a	14 a	16 a
80%	8.300 a	12 a	14 a	15 a

* Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem significativamente entre si, pelo teste de Bonferroni a 5 % de probabilidade.

As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Fabaceae e Solanaceae em todos os tratamentos. Houve predomínio de espécies com síndromes de dispersão (SD) zoocórica e anemocórica. O hábito de crescimento (HC) predominante em todos os tratamentos foi o herbáceo, seguido pelo arbustivo e arbóreo (Tabela 7).

Tabela 7. Listagem de espécies encontradas na regeneração natural do sub-bosque dos plantios com 30, 50, 65 e 80% de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes.

Família	Nome Científico	HC	GE	SD	30		50		65		80	
					DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Arbóreo	P	Zoo			100	8,3				
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	Arbóreo	P	Zoo			200	8,3			100	8,3
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arbóreo	P	Zoo	100	8,3	800	25,0	1200	25,0	1600	25,0
Asteraceae	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Arbóreo	P	Ane							100	8,3
	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	Arbustivo	P	Ane			200	8,3				
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Arbóreo	NP	Ane	200	16,7	100	8,3	500	16,7	300	25,0
Cecropiaceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Arbóreo	P	Zoo			300	16,7	100	8,3	100	8,3
Euphorbiaceae	<i>Alchornia glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Arbóreo	P	Zoo			100	8,3			100	8,3
Fabaceae-Caesalpinioideae	<i>Senna pendula</i> (Humb. Bonpl. ex Willd.) H. S. Irwin Barneby.	Arbóreo	P	Zoo	100	8,3	100	8,3			300	8,3
Fabaceae-Papilionoideae	<i>Centrolobium microchaete</i> (Mart. ex Benth.) H. C. Lima	Arbóreo	NP	Ane					100	8,3	100	8,3
	<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	Arbóreo	P	Ane					100	8,3		
	<i>Anadenanthera columbrina</i> (Vell.) Brenan	Arbóreo	P	Aut					100	8,3		
	<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	Arbóreo	P	Aut					300	16,7		
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Arbóreo	P	Aut			100	8,3	1000	16,7		
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	Arbóreo	P	Aut	600	16,7	1400	25,0	600	16,7	1200	25,0
	<i>Pseudosamanea guachapele</i> (Kunth) Harms	Arbóreo	P	Aut			100	8,3	100	8,3		
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Arbóreo	P	Aut	200	16,7					2800	25,0
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Arbóreo	P	Zoo							100	8,3
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Arbustivo	P	Aut	1000	16,7	800	16,7	1700	25,0	400	16,7
Melastomataceae	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	Arbóreo	P	Zoo							100	8,3
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Arbóreo	NP	Zoo							200	16,7
	<i>Melia azedarach</i> L.	Arbóreo	P	Zoo			100	8,3				
Myrsinaceae	<i>Myrsinia coriacea</i>	Arbóreo	P	Zoo	100	8,3			100	8,3		
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Arbustivo	P	Zoo	600	25,0	200	16,7	700	25,0	900	16,7
	<i>Psidium guajava</i> L.	Arbóreo	P	Aut			200	8,3	100	8,3		
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Arbóreo	P	Zoo	2200	25,0	1200	25,0	1800	25,0	1800	25,0
Piperaceae	<i>Piper cuyabanum</i> C. DC.	Herbáceo	P	Zoo	1500	25,0	1100	25,0	1300	25,0	400	8,3
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Arbóreo	NP	Zoo			100	8,3			100	8,3
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Arbóreo	NP	Zoo	100	8,3	900	33,3	600	25,0	1100	16,7
	<i>Citrus aurantifolia</i> (Cristm.) Swingle	Arbóreo	P	Zoo					100	8,3		
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Arbóreo	P	Zoo							100	8,3
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Arbóreo	NP	Zoo	200	16,7	100	8,3	100	8,3	100	8,3

Continua...

Continuação da Tabela 7.

Família	Nome Científico	HC	GE	SD	30		50		65		80	
					DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Arbustivo	P	Zoo	100	8,3	100	8,3	500	8,3	500	16,7
	<i>Nicotiana tabacum</i> L.	Arbustivo	P	Aut	100	8,3	500	16,7	700	16,7	100	8,3
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Arbóreo	P	Zoo	800	16,7	700	25,0	900	25,0	400	16,7
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	Arbóreo	P	Zoo	1400	25,0	100	8,3	100	8,3	100	8,3
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lamarck	Arbóreo	P	Zoo	1300	25,0	1300	25,0	200	8,3	600	16,7
Styracaceae	<i>Styrax pohlilii</i> A. DC.	Arbóreo	NP	Zoo	100	8,3	200	4,2	700	25,0	800	16,7
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume.	Arbóreo	P	Zoo					100	8,3	100	8,3
Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Arbóreo	P	Zoo			100	2,1				
	<i>Lantana camara</i> L.	Arbustivo	P	Zoo			200	2,1	200	8,3	100	8,3

Hábito de Crescimento - HC (arbóreo, arbustivo, herbáceo), Grupo Ecológico - GE (P - pioneira e NP - não pioneira), Síndrome de Dispersão - SD (Zoo - Zoocórica, Ane - Anemocórica, Aut - autocórica), Densidades absoluta e relativa (DAi e DRi) e Frequências absoluta e relativa (FAi e FRi),

A densidade total (DT) média de espécies presentes no sub-bosque dos tratamentos 30, 50, 65 e 80 % foram, respectivamente, 9.300, 11.000, 11.360 e 8.300 ind.ha⁻¹ 13 anos após o plantio de cerca de 2500 indivíduos por hectare. Os valores encontrados nesse ensaio foram inferiores aos observados por Meyer (2008), embora aquele trabalho tenha utilizado como limite de inclusão, plantas acima de 30 cm de altura, enquanto a deste trabalho foi de 60 cm. O autor avaliou uma área de Floresta Estacional Semidecidual que passou por manejo de corte seletivo e mensurou todos os indivíduos com altura > 30 cm e DAP ≤ 5cm e encontrou uma densidade de 55.240 ind.ha⁻¹. Ele atribuiu a elevada densidade de indivíduos do seu estudo à presença de clareiras surgidas após o corte seletivo de árvores, do sub-bosque avaliado. No trabalho realizado por Wendy et al. (2007) foi encontrado valor de densidade média de 20.667 ind.ha⁻¹, comprovando a redução na densidade de indivíduos regenerantes se utilizada menor altura de corte para avaliação em áreas em estágio sucessional avançado, onde há menor abertura de clareiras e, portanto, maior sombreamento.

O aumento da densidade de indivíduos regenerantes menores, proveniente da formação de clareiras, foi comprovado em estudo de Carvalho (1992). O autor observou aumento na densidade de indivíduos com altura igual ou maior que 30 cm, cinco anos após a formação de uma clareira, passando de 37.000 para 42.776 ind.ha⁻¹.

De modo geral, as famílias Fabaceae e Solanaceae apresentaram maior riqueza de espécies em todos os tratamentos testados. Avaliando fragmento de Floresta Estacional Semidecidual na Serra da Concórdia, Freitas & Magalhães (2014) encontraram maior riqueza de espécies nestas mesmas famílias. Souza et al. (2007), Lopes et al. (2012) e Colmanetti & Barbosa (2013) também encontraram maior riqueza de indivíduos na família Fabaceae.

A maior riqueza de espécies da família Fabaceae é comum em regiões tropicais que apresentam estação seca prolongada, possivelmente, devido à capacidade das plantas em formar associações com FMA e rizóbios, conferindo vantagem competitiva das espécies dessa família por água, energia e nutrientes, favorecendo seu desenvolvimento em detrimento de outras famílias (DE FARIA et al., 2010). Ribeiro & Lima (2009) afirmam que a maior riqueza de espécies da família Fabaceae pode estar relacionada à sua alta capacidade em ocupar locais com solos pobres em nutrientes e áreas degradadas, o que faz com que ela apresente elevada diversidade nas áreas de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica.

Em todos os tratamentos, as espécies pioneiras apresentaram maiores frequências e dominâncias relativas e absolutas. A maior presença de espécies pioneiras pode estar associada ao curto período entre o plantio das espécies arbóreas e a avaliação florística (13 anos). Outra possibilidade é a ausência de fragmentos florestais em estágios avançados de sucessão ecológica ou de mata nativa, próximos às áreas estudadas. Os estágios sucessionais médios e iniciais dos fragmentos florestais dominantes na Serra da Concórdia (CALDAS & FRANCELINO, 2009) também contribuem para o predomínio de espécies pioneiras no extrato regenerativo natural do sub-bosque das áreas estudadas.

Colmanetti & Barbosa (2013) encontraram predomínio de espécies não pioneiras em detrimento das pioneiras, em área submetida ao plantio há apenas nove anos. No entanto, os autores avaliaram as espécies plantadas e regenerantes e afirmaram que a maior presença de espécies não pioneiras é explicada pelo plantio destas em maior proporção que as pioneiras.

Milhomem et al. (2013) avaliando um trecho de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, com 20 anos de idade, no município de Itumbiara, GO, encontraram menor presença de espécies pioneiras em detrimento das não pioneiras. Resultados semelhantes foram encontrados por Prado Júnior et al. (2010) e Dias Neto et al. (2009), em Florestas Estacionais Semideciviais em bom estágio de conservação. As espécies pioneiras são de grande importância em áreas em processo de sucessão secundária, pois são responsáveis pela formação de habitats favoráveis ao desenvolvimento das espécies não pioneiras (RODRIGUES et al., 2009). Portanto, a maior presença de espécies pioneiras no

levantamento florístico observado nos tratamentos com diferentes porcentagens de plantio de leguminosas arbóreas nodulantes, sugere que a área experimental encontra-se em estágio inicial de sucessão secundária.

A maior presença de espécies no sub-bosque com síndrome de dispersão zoocórica sinaliza a capacidade de atratividade de fauna, das espécies arbóreas utilizadas para recompor a área estudada. Melo & Durigan (2007) ressaltam a importância das espécies com síndrome de dispersão zoocórica, como facilitadoras do processo de sucessão, pois permitem uma atratividade à fauna e, assim, contribuem com o enriquecimento da área com novas formas de vida. Milhomem et al. (2013) encontraram predominância de espécies com síndrome de dispersão zoocórica no sub-bosque de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. Freitas & Magalhães (2014) e Prado Júnior et al. (2010) corroboram os resultados supracitados e afirmam que a presença significativa de espécies zoocóricas nas áreas em processo de sucessão, garantem maior equilíbrio ao sistema e promovem incremento na biodiversidade local.

O HC arbóreo foi predominante entre as espécies observadas nos quatro tratamentos estudados, seguido do HC arbustivo e herbáceo. Esse resultado é um bom indicativo de favorecimento da sucessão ecológica pelas espécies utilizadas na recomposição da área de pasto degradado estudada. À medida que as espécies plantadas entram em senescência, as espécies arbóreas regenerantes irão substituí-las, dando sequência ao processo sucessional. Callegario et al. (2013) avaliando o sub-bosque regenerante de três plantações florestais homogêneas afirmaram que a maior presença de espécies com HC arbóreo e pioneiras, no sub-bosque de uma área em processo de regeneração, sugerem que alterações estruturais significativas podem ocorrer nas comunidades avaliadas, permitindo melhor desempenho dos processos sucessionais.

Os índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e de equabilidade de Pielou (J') verificados nos tratamentos 30, 50, 65 e 80 % são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Valores referentes aos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e equabilidade de Pielou (J') encontrados no sub-bosque dos quatro tratamentos estudados.

Tratamentos	H'	J'
30%	2,05 a	0,58 a
50%	2,52 a	0,69 a
65%	2,52 a	0,65 a
80%	2,26 a	0,59 a

* Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não apresentam diferenças significativas, ente si, pelo teste de Bonferroni, ao nível de 5 % de probabilidade.

Não foi observado efeito significativo dos tratamentos sobre a diversidade e a equabilidade dos indivíduos regenerantes presentes no sub-bosque (Tabela 8).

A comparação da diversidade de regeneração natural de diferentes plantações florestais é dificultada, por fatores como: diferentes metodologias utilizadas para os levantamentos florísticos; tamanho das áreas amostradas; limites para inclusão de indivíduos; tamanho e idade do povoamento; fitogeografia da região, entre outros. No entanto, os valores de diversidade encontrados na literatura evidenciam que os plantios de espécies florestais não impedem o desenvolvimento de espécies nativas em seu sub-bosque (MOCHIUTTI et al., 2008), como pode ser observado na Tabela 7.

Chada et al. (2004) avaliando uma encosta reflorestada há 7 anos com leguminosas arbóreas, em Angra dos Reis, RJ, encontraram valores de H' variando entre 1,90 e 2,59, inferiores aos observados neste estudo. Costa et al. (2010) avaliando povoamento misto de espécies exóticas e nativas de nove anos, em trecho de floresta ciliar na bacia do Rio

Itapemirim-ES, encontrou valores de H' e J' superiores aos verificados nesse experimento, no entanto, os valores de diversidade foram obtidos utilizando as espécies plantadas e regenerantes, diferentemente desse trabalho que obteve os valores de H' e J' a partir da avaliação das espécies regenerantes do sub-bosque da área revegetada.

Em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual na Serra da Concórdia, Vale do Paraíba do Sul (RJ), Freitas & Magalhães (2014) encontraram valores de diversidade superiores ao encontrado nesse trabalho ($H' = 3,15$ e $J' = 0,84$). Os valores de diversidade florística nos quatro tratamentos estudados nesse experimento foram inferiores ao observado em área de floresta nativa próxima a área experimental.

As espécies *S. polyphylla*, *P. arboreum*, *P. cuyabanum*, *P. gonoacantha*, *E. uniflora*, *S. argenteum* e *S. rhombifolia* apresentaram altos valores de frequências e densidades absolutas e foram verificadas nos quatro tratamentos testados. Dentre as espécies, acima citadas, apenas a *P. gonoacantha* foi plantada na área, as outras são regenerantes espontâneas. No entanto, não há como prever que a regeneração esteja sendo favorecida pelo seu plantio na área, pois trabalhos em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual também têm registrado elevados valores de frequência e densidade dessa espécie (BRAGA et al., 2011; FERNANDES et al., 2012; FREITAS & MAGALHÃES, 2014). A *P. gonoacantha* é definida como espécie característica de estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica (CONAMA, 2015). A presença de espécies regenerantes, não plantadas, nas parcelas experimentais indica que o plantio consorciado de espécies arbóreas nodulantes com não nodulantes possibilitou a ativação do processo sucessional natural.

3.6. CONCLUSÕES

A presença de espécies arbóreas nativas e de dispersão de sementes por zoocoria, com elevada densidade de indivíduos por metro quadrado no banco de sementes e no sub-bosque, nos permite concluir que o processo sucessional está sendo favorecido pelo plantio de leguminosas arbóreas nodulantes, independentemente da porcentagem utilizada no consórcio.

A elevada densidade de espécies regenerando naturalmente, em detrimento de espécies plantadas, nos permitem concluir que o consórcio entre espécies arbóreas nodulantes e não nodulantes possibilita a ativação do processo sucessional.

4. CAPÍTULO II

QUALIDADE DO SOLO EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA REVEGETADA COM DIFERENTES PROPORÇÕES DE LEGUMINOSAS ARBÓREAS NODULANTES

4.1. RESUMO

Este trabalho objetivou avaliar a ecologia do solo, utilizando atributos químicos e microbiológicos e grupos de fauna edáfica, como indicadores de qualidade do solo, em área plantada com diferentes proporções de leguminosas nodulantes. Para efeitos de comparação foram utilizadas três áreas de referência: pasto em processo de sucessão, pasto em uso e mata secundária bem conservada. Todas as áreas localizavam-se próximas à Fazenda Santo Antônio da Aliança, local do estudo. O delineamento experimental adotado foi o de blocos ao acaso, com quatro tratamentos e três repetições. Utilizaram-se leguminosas arbóreas nodulantes distribuídas nas proporções de 30, 50, 65 e 80% do total de plantas utilizadas por parcela. Foram realizadas coletas de solo e de fauna do solo em dois períodos (seco - outubro de 2014 e chuvoso - abril de 2015). Para a comparação dos atributos químicos e microbiológicos do solo das áreas plantadas com diferentes proporções de leguminosas nodulantes com as áreas de referência, foram utilizadas amostras compostas de terra, obtidas a partir de três profundidades: 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Ao final do período seco e chuvoso foram instaladas quatro armadilhas do tipo pitfall para captura da fauna edáfica, dentro de cada parcela fixa, demarcada nas parcelas estudadas. O tratamento contendo 50 % de leguminosas nodulantes apresentou maior correlação com os atributos químicos e microbiológicos, relacionados a uma melhor qualidade do solo, nos dois períodos de coleta. Os atributos microbiológicos foram mais sensíveis, que os químicos, mostrando que a sucessão ecológica está sendo favorecida pelo plantio de leguminosas arbóreas nodulantes, possibilitando uma clara separação entre as áreas plantadas e as de pasto. Os grupos Coleoptera, Isopoda, Formicidae, Orthoptera e Araneae, foram sensíveis em mostrar maior similaridade entre a área de mata e as áreas contendo diferentes proporções de leguminosas, separando da área de pasto em uso. Os resultados permitem afirmar que o plantio de leguminosas nodulantes, independentemente da porcentagem utilizada no consórcio com espécies não nodulantes, está favorecendo o processo sucessional na área, à medida que, está permitindo melhorias na qualidade do solo.

Palavras-chave: Atributos químicos e microbiológicos do solo. Fauna edáfica. Sucessão ecológica.

4.2. ABSTRACT

This work aimed to evaluate the interference of the planting of nodulating legumes on soil ecology, using some chemical and microbiological attributes and soil groups, as indicators of soil quality, in an area planted with different proportions of nodulating legumes, using two references pasture areas (pasture in succession and pasture in use) and a well-preserved secondary forest area, close to the experimental area, at Fazenda Santo Antônio da Aliança, located in the Serra da Concórdia Wildlife Sanctuary. The design was randomized blocks, with four treatments and three replications. Nodular tree legumes distributed in the proportions of 30, 50, 65, and 80% of the total plants used per plot were used. Collections of soil and soil fauna were carried out in two periods (dry - October 2014 and rainy - April 2015). For the evaluation of the chemical and microbiological attributes of the soil in the two collection periods, samples of soil were used, taken from the 0-5 cm layer of the soil. For the comparison of the chemical and microbiological attributes of the soil of the planted areas with different proportions of nodulating legumes with the reference areas, samples of soil were used, obtained from three layers (0-5, 5-10, and 10-20 cm) in the rainy season. Four pitfall traps were installed to capture the edaphic fauna within each fixed parcel at the end of the dry and rainy period, demarcated in the studied parcels. The treatment containing 50% of nodulating legumes showed a more significant correlation with the chemical and microbiological attributes related to better soil quality in the two collection periods. The microbiological attributes were more sensitive than the chemical ones, showing that the ecological succession is being favored by the planting of nodulating tree legumes, allowing a clear separation of the planted areas, the pasture area in use, the initial condition of soil quality. The groups Coleoptera, Isopoda, Formicidae, Orthoptera, and Araneae, were sensitive in showing more remarkable similarity between the forest area and the areas containing different proportions of legumes, separating the group from the pasture area in use. The results allow us to state that the planting of nodulating legumes, regardless of the percentage used in the consortium with non-nodulating species, favors the succession process in the area, as it is allowing improvements in soil quality.

Keywords: Chemical and microbiological soil properties. Soil fauna. Ecological succession.

4.3. INTRODUÇÃO

A substituição da floresta nativa por monoculturas tem como consequência, severos impactos acima e abaixo do solo. As reduções da biomassa e da diversidade da vegetação ocasionam mudanças na quantidade e qualidade da serrapilheira, assim como no microclima no ambiente do solo. Desta forma, a dinâmica da decomposição, ciclagem de nutrientes e de estoque de carbono são radicalmente alteradas, assim como as comunidades de organismos do solo associadas a estes processos (LIMA et al., 2008). Por outro lado, o plantio de espécies arbóreas em áreas impactadas pode acelerar o processo sucessional, permitindo que etapas iniciais sejam transpostas. A catalisação do processo ocorre pela capacidade das espécies em melhorar o microclima, garantir maior cobertura do solo e aporte de matéria orgânica, como serrapilheira, reduzindo perdas por erosão e, assim, possibilitando melhorias nos atributos edáficos (BALBINOT, 2009).

O plantio de leguminosas nodulantes é indicado, como alternativa que favorece a aceleração do processo sucessional em áreas impactadas. Estas espécies, por apresentarem associações simbióticas com rizóbios e fungos micorrízicos arbusculares, apresentam capacidade de colonização mais rápida da área plantada, favorecendo o retorno dos processos ecológicos, necessários para a sucessão (CAMPELLO, 1999; FRANCO et al., 2006; MACEDO et al., 2008; SHEORAN et al., 2010; CHAER et al., 2011; LIMA et al., 2015).

O monitoramento de áreas em processo de sucessão ecológica, após o plantio de espécies vegetais, é de grande importância para indicar se a estratégia de plantio está favorecendo, ou não, a sucessão ecológica na área. Carneiro et al. (2009) indicam a avaliação da qualidade do solo como importante ferramenta para o monitoramento da sustentabilidade de um determinado sistema. Os autores afirmam que, qualquer alteração nos atributos físicos, químicos ou biológicos do solo, pode provocar alterações no funcionamento do sistema solo-planta, interferindo diretamente sobre a produtividade da vegetação local. Burger (1996) defende a avaliação da qualidade do solo como a forma mais adequada de monitorar sua conservação e/ou qualquer processo de degradação ou recuperação em curso.

A adoção de referencial local é importante para monitoramento da qualidade do solo, pois facilita a avaliação e interpretação dos indicadores, já que não se tem um único referencial de solo ideal. Geralmente são comparadas as características edáficas nos diversos manejos e tipos de uso com as de florestas conservadas, próximas aos sítios avaliados, usadas como referencial de condições não antropizadas. Muitos trabalhos tomam como referência áreas de mata conservada na comparação de indicadores da qualidade do solo (MELLONI et al., 2008; RAMOS, et al., 2010; FREITAS et al., 2012; PEZARICO et al., 2013). Referenciais locais podem ser tomados para verificar a evolução dos dados de qualidade de solo de áreas degradadas e que estão em processo de recuperação. A comparação das características físicas, químicas e microbiológicas de áreas em processo de recuperação com as de áreas degradadas e nativas próximas pode ser uma alternativa quando se pretende observar a tendência das áreas recuperadas. Assim, quanto mais as características distanciam-se das observadas nas áreas degradadas e se aproximam das áreas de mata preservada, maior a eficiência dos tratamentos quanto à recuperação da qualidade do solo em áreas degradadas (LIMA, 2012).

Este trabalho objetivou avaliar a interferência do plantio de leguminosas nodulantes sobre a ecologia do solo, utilizando alguns atributos químicos e microbiológicos e grupos de fauna edáfica, como indicadores de qualidade do solo. Para tal, foi avaliada área plantada com diferentes proporções de leguminosas nodulantes, utilizando como referências duas áreas de pasto (pasto em processo de sucessão e pasto em uso) e uma área de mata secundária bem conservada, próximos à área experimental, localizada na Fazenda Santo Antônio da Aliança, no Santuário de Vida Silvestre da Serra da Concórdia.

4.4. MATERIAL E MÉTODOS

A descrição da área de estudo, do delineamento experimental e dos tratamentos culturais realizados no experimento de revegetação com diferentes proporções de leguminosas nodulantes estão contidas no tópico Material e Métodos do Capítulo I.

4.4.1. Qualidade química e microbiológica do solo

a) Coleta e processamento do solo para análise

Ao final do período seco (outubro de 2014) foi coletada uma amostra composta, dentro de cada parcela fixa demarcada nas parcelas experimentais, totalizando 12 amostras compostas. Cada amostra de solo foi formada a partir de 10 amostras simples, coletadas na camada de 0 a 5 cm de profundidade.

Ao final do período chuvoso (abril de 2015), foram coletadas amostras de solo nas parcelas experimentais, assim como em três áreas de referência (MATA, pasto em uso-PU e pasto em sucessão-PS). Em cada parcela foram estabelecidos 10 pontos de amostragem, no centro da parcela, com a retirada de amostras nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm (Figura 5). As amostras de solo provenientes da mesma profundidade foram misturadas para formar amostras compostas de cada uma das três profundidades.

As coletas nas camadas de 0-5 cm foram feitas em duas épocas (período seco e chuvoso), para verificar possível variação nos diferentes tratamentos em função de alterações sazonais.

No período chuvoso a coleta foi realizada em três camadas (0-5, 5-10 e 10-20 cm), de forma a aprofundar melhor o estudo, com base nos resultados obtidos na avaliação feita no período seco do ano.



Figura 5. Seções de solo amostradas nas parcelas experimentais, de 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 20 cm.

O material de solo foi peneirado (2 mm), acondicionado em isopor contendo gelo e levado imediatamente para laboratório para armazenamento em geladeira a 4° C, para posterior análise das enzimas do solo, do C da biomassa microbiana (CBM) e da respiração

basal do solo (Resp). O mesmo material de solo foi utilizado para análise de fertilidade a partir da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

b) Análises químicas do solo

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Química Agrícola da Embrapa Agrobiologia. Foram avaliados: carbono orgânico total (COT), pelo método de oxidação com dicromato de potássio em meio sulfúrico, descrito por Walkey & Black (1934); pH (água); e macronutrientes, N (KJEDAHN, 1995), P (método colorimétrico), K (fotometria de chama), Ca e Mg (absorção atômica), de acordo com procedimentos descritos em Embrapa (1997). A partir dos valores obtidos foram calculados a soma de bases (SB), a capacidade de troca de cátions (CTC), a saturação por bases (V), a saturação por alumínio (m) e a relação C/N.

c) Carbono da biomassa microbiana (CBM) e quociente microbiano (qMIC)

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método proposto por Vance et al. (1987). Para cada amostra de solo, pesou-se 20 g de solo em quadruplicata sendo duas réplicas submetidas à fumigação com clorofórmio por 48 horas. Após a retirada do clorofórmio, realizou-se a extração do C solubilizado nas réplicas fumigadas e não fumigadas, adicionando-se 50 ml de K_2SO_4 (0,5 M). Após agitação por 1 h a 90 RPM, as réplicas foram filtradas e o C no extrato analisado por colorimetria (BARTLETT & ROSS, 1988). O cálculo do CBM foi feito utilizando-se a constante (K_c) igual a 0,38 (VANCE et al. 1987), que corresponde a fração estimada do CBM extraído pela solução de K_2SO_4 . Os resultados obtidos foram expressos em $mg.g^{-1}$. O quociente microbiano (qMIC) foi calculado pela razão entre CBM e o COT e expresso $mg.g^{-1}$.

d) Atividade respiratória da biomassa microbiana (Resp) e quociente metabólico (qCO₂)

A atividade respiratória da biomassa microbiana, ou respiração basal do solo, foi avaliada pela quantificação do CO₂ liberado durante incubação do solo em sistema fechado, onde o CO₂ foi capturado em solução de NaOH (0,5) e posteriormente titulado com HCL (0,25) (ISERMEYER, 1952). Os resultados foram expressos em $mgC-CO_2.g\ Solo\ Seco-1.d^{-1}$. O quociente metabólico (qCO₂), que representa a respiração microbiana por unidade de biomassa por unidade de tempo (ANDERSON; DOMSH, 1993), foi calculado e expresso em $mgCO_2.mgCBM-1.d^{-1}$.

e) Fosfatase ácida (FosfÁc) e β-glicosidase (Bgluc)

As atividades da fosfatase ácida e da β-glicosidase foram obtidas conforme metodologia proposta por Tabatabai (1994) com algumas modificações. Para cada uma das análises, meio grama de solo de cada amostra foi pesado em triplicata em tubos de ensaio, sendo dois tubos incubados com 2 mL de p-nitrofenil fosfato em tampão MUB mM pH 6,5 (fosfatase) ou 2 mL de p-nitrofenil β-D-glicopiranosídeo em tampão acetato 50 mM pH 5,5 (β-glicosidase). O terceiro tubo foi usado como controle e incubado com 2 mL do respectivo tampão sem a presença de substrato. Após uma hora de incubação a 37°C, adicionou-se 0,5 mL de CaCl₂ [0,5 M]. Para a paralisação da reação da análise de fosfatase foi utilizado 2 ml de NaOH [0,5 M] e para paralisar a reação da análise de β-glicosidase foi utilizado 2 ml da solução Tris [0,1 M] pH 12. Após centrifugação das réplicas a 6000 rpm por 5 min, o p-nitrofenol liberado na reação foi quantificado em espectrofotômetro a 410 nm e os resultados

expressos em $\mu\text{mol-p-nitrofenol.g}^{-1}\text{Solo Seco.h}^{-1}$, obtidos a partir do cálculo do conteúdo de p-nitrofenol nas amostras de solo tendo como referência uma curva padrão de p-nitrofenol.

f) Hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA)

A hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) foi determinada pelo método de Schruner & Rosswall (1982). Resumidamente, um grama de solo foi pesado em triplicata em frascos Erlenmeyers de 50 mL. Dois dos frascos foram incubados com 20 mL de tampão fosfato de potássio 60 mM a pH 7,6 e 100 μL da solução de FDA. Após uma hora de incubação à temperatura ambiente sob agitação (50 RPM) alíquotas de 1 mL foram retiradas e imediatamente misturadas com 1 mL de acetona para paralisação da reação. As amostras foram centrifugadas por 5 min a 6000 RPM e a intensidade de cor do sobrenadante quantificada em espectrofotômetro calibrado em 490 nm, visando a determinação da fluoresceína hidrolisada. Os resultados foram expressos em $\mu\text{mol de fluoresceína.gSolo Seco-1.h}^{-1}$, obtidos a partir do cálculo do conteúdo de fluoresceína nas amostras de solo a partir da curva padrão.

4.4.2. Atributos biológicos do solo

a) Coleta de fauna edáfica

Ao final do período seco (outubro de 2014) foram instaladas quatro armadilhas do tipo *pitfall* (MOLDENKE, 1994) para captura da fauna edáfica, dentro de cada parcela fixa, demarcada nas parcelas experimentais, totalizando 48 armadilhas. Sendo, portanto, 12 por tratamento. Uma nova coleta foi realizada ao final do período chuvoso (abril de 2015), utilizando-se a mesma metodologia, com adição das áreas de referência. Ao todo foram amostradas 21 parcelas fixas e 82 amostras de *pitfall*.

O método empregado para a coleta de fauna edáfica consistiu em utilizar recipientes plásticos de 10 cm de altura com 10 cm de diâmetro (contendo 200 ml de formol a 1%) que foram enterrados até que sua abertura ficasse ao nível do solo. Sete dias após a instalação das armadilhas, estas foram retiradas e levadas ao Laboratório de Fauna do Solo, da Embrapa Agrobiologia.

b) Limpeza e triagem da fauna edáfica

O primeiro procedimento em laboratório consistiu na limpeza das amostras com água corrente, para a retirada do formol, ao mesmo tempo em que eram retiradas partes vegetais indesejáveis. Depois a fauna edáfica foi acondicionada em frascos plásticos contendo álcool a 70 % para posterior triagem.

Os indivíduos da fauna edáfica capturados foram identificados e quantificados com o auxílio de lupa binocular, quanto ao nível de grandes grupos taxonômicos. Foram então calculados: o número de indivíduo por armadilha por dia (ind.arm.dia^{-1}); a riqueza (número de grupos identificados) e os índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e de Equabilidade de Pielou (J') de cada área.

4.4.3. Estatística

Os dados referentes aos atributos químicos e microbiológicos foram submetidos à análise de variância conforme delineamento em blocos ao acaso e as médias dos dados

comparadas pelo teste de Bonferroni a 5% de probabilidade. As análises foram realizadas pelo programa computacional - Sistema para Análise de Variância - SISVAR (FERREIRA, 2000).

Foi realizada análise de componentes principais (ACP), para identificar atributos químicos e microbiológicos do solo que poderiam ser empregados para diferenciar as áreas entre si, nos períodos seco e chuvoso, na profundidade de 0-5 cm.

Outra análise foi realizada para comparar os tratamentos onde foram plantadas leguminosas nodulantes, em diferentes proporções, com as áreas de referência (PU, PS e MATA), nas três camadas de (0 a 5 cm, 5 a 10 cm e 10 a 20 cm). Para tanto, considerou-se a média dos atributos químicos e microbiológicos que apresentaram coeficientes de correlação acima de 70 %, como um dos principais eixos: PC 1 (eixo 1) ou PC 2 (eixo 2), para identificar os atributos mais relevantes na discriminação dos tratamentos. A referida análise multivariada foi processada por meio do programa PAST versão 2.17c (HAMMER et al., 2001).

Os resultados referentes à: abundância de indivíduos; riqueza média; riqueza total; diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou da análise de fauna do solo, foram submetidos à análise de variância conforme delineamento em blocos ao acaso. Para avaliação do efeito dos tratamentos, as médias foram comparadas pelo teste de Bonferroni a 5% de probabilidade. Essas análises foram realizadas utilizando-se o programa computacional Sistema para Análise de Variância - SISVAR (FERREIRA, 2000).

Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada para identificar os grupos de fauna edáfica que poderiam ser usados para diferenciar as áreas e os períodos de coleta (seco e chuvoso). Foi utilizado o programa CANOCO FOR WINDOWS VERSÃO 4.5.

4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1. Efeito do aumento da proporção de leguminosas arbóreas nodulantes sobre os atributos químicos e microbiológicos do solo

A análise univariada realizada com os atributos químicos do solo (0 a 5 cm), mostrou que não foram observadas diferenças entre os tratamentos nos períodos seco e chuvoso. Também não foi observado efeito significativo do período de coleta sobre os atributos químicos para cada tratamento (Tabela 9).

O curto período entre o plantio e a avaliação pode não ter sido suficiente para que ocorressem modificações expressivas nos atributos químicos escolhidos, para avaliar os tratamentos contendo diferentes porcentagens de leguminosas. Mendes et al. (2011) afirmaram que características químicas e físicas tendem a apresentar maior tamponamento no solo e, portanto, são variáveis menos sensíveis que as variáveis biológicas, que só a partir de maior tempo de manejo tendem a ser observadas.

Tabela 9. Atributos químicos do solo, amostrado numa profundidade de 0-5 cm, ao final do período seco e chuvoso, em área sob o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %).

Atributos químicos	Unidades	Período de coleta	Tratamentos			
			30%	50%	65%	80%
pH	-	Seco	5,0 Aa	5,0 Aa	4,8 Aa	4,9 Aa
		Chuvoso	4,9 Aa	4,3 ABab	4,8 Aa	4,9 Aa
COT	(g.kg ⁻¹)	Seco	24,3 Aa	25,3 Aa	23,6 Aa	24,7 Aa
		Chuvoso	22,5 Aa	21,5 Aab	22,5 Aa	22,0 Aab
N	(g.kg ⁻¹)	Seco	3,0 Aa	3,1 Aa	2,9 Aa	3,0 Aa
		Chuvoso	2,9 Aa	2,9 Aa	2,9 Aa	2,9 Aa
Al	(cmolc.dm ⁻³)	Seco	0,2 Aa	0,1 Aa	0,2 Aab	0,2 Aa
		Chuvoso	0,2 ABa	0,1 Ba	0,3 Aa	0,2 ABa
H + Al	(cmolc.dm ⁻³)	Seco	8,9 Aa	8,0 Ba	8,7Aba	8,6 ABa
		Chuvoso	7,1 ABb	7,2 Aab	7,4 Aab	6,9 ABb
Ca	(cmolc.dm ⁻³)	Seco	3,6 Aa	3,6 Aa	3,5 Aa	3,5 Aa
		Chuvoso	3,1 Aa	3,0 Aa	2,4 Aa	3,1 Aa
Mg	(cmolc.dm ⁻³)	Seco	1,6 Aa	2,0 Aa	1,5 Aa	1,7 Aa
		Chuvoso	1,4 Aa	1,4 Aab	1,1Ab	1,5 Aa
K	(mg.dm ⁻³)	Seco	255 Aa	283 Aa	273 Aa	260 Aa
		Chuvoso	142 Ab	122 Ab	120 Ab	158 Ab
P	(mg.dm ⁻³)	Seco	2,1 Aa	2,4 Aa	2,2 Aa	2,3 Aa
		Chuvoso	2,7 Aa	2,5 Aa	2,5 Aa	2,1 Aa
C/N	-	Seco	8,1 Aa	8,2 Aa	8,2 Aa	8,1 Aa
		Chuvoso	7,9 Aa	7,5 Aa	7,8 Aa	7,5 Aa
SB	(cmolc.dm ⁻³)	Seco	5,8 Aa	6,3 Aa	5,8 Aa	5,9 Aa
		Chuvoso	4,9 Aa	4,7 Aa	3,8 Aa	4,9 Aa
CTC	(cmolc.dm ⁻³)	Seco	14,7 Aa	14,3 Aa	14,4 Aa	14,5 Aa
		Chuvoso	12,0 Aab	11,9 Aab	11,2 Aab	11,9 Aab
V	(%)	Seco	39,5 Aa	43,92 Aa	40,03 Aa	40,71 Aa
		Chuvoso	40,8 Aa	39,5 Aa	33,8 ABab	41,6 Aa
m	(%)	Seco	60,5 Aa	56,08 Aab	59,97 Aab	59,29 Aa
		Chuvoso	59,2 ABa	60,5 ABa	66,2 Aa	58,4 ABa

*Médias na linha, seguidas pela mesma letra maiúscula, não diferem estatisticamente entre si e médias na coluna seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem entre si, pelo teste de Bonferroni a 5 %. De modo geral, quando comparados os tratamentos, contendo 30, 50, 65 e 80 % de leguminosas arbóreas nodulantes no plantio, com as áreas utilizadas como referência (MATA, PU e PS), através da análise univariada (Tabela 10), pode-se observar que não houve diferenças significativas entre os tratamentos contendo leguminosas nodulantes no plantio. Conforme esperado, foi verificado efeito significativo da profundidade de coleta para alguns dos atributos químicos estudados.

A mata (Tabela 10) apresentou valores de Ca, Mg, K, SB e V significativamente superior aos plantios e aos pastos em uso e em sucessão, refletindo uma melhor qualidade química do solo. Entretanto, é importante observar que os tratamentos 30, 50 e 80 % apresentaram valores da CTC superiores aos observados no PU, não diferindo da MATA, assim como também apresentaram menor relação C/N em relação ao PU, não diferindo da MATA e do PS.

Diferentemente do que foi observado para os atributos químicos do solo, houve efeito significativo do período de coleta sobre os atributos microbiológicos. O tratamento contendo 80 % de leguminosas nodulantes apresentou valores de CBM e de Respiração basal significativamente superior aos demais tratamentos no período chuvoso de coleta (Tabela 11).

A análise univariada não permitiu observar diferenças significativas para a atividade de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e o quociente metabólico (qCO_2) entre os tratamentos e as áreas de referência (Tabela 12). Entretanto, o CBM foi superior na MATA, não diferindo significativamente do PU e do tratamento contendo 80 % de leguminosas nodulantes no plantio. O valor de β -glicosidade foi superior na MATA.

O PU apresentou os maiores valores de respiração basal do solo (Resp), seguido pela MATA, que apresentou valores de Resp significativamente superior aos verificados nos tratamentos 30, 50 e 65%, os quais não diferiram do PS. O tratamento 30% apresentou o maior valor de $qMIC$, diferindo significativamente no tratamento 50% e do PS.

O menor valor de fosfatase ácida (Fosf.Ac) foi observado na MATA e o maior valor no PU, que não diferiu significativamente do tratamento 80 %. A atividade de fosfatase ácida é ativada em ambientes com baixa disponibilidade de fósforo (MACHADO et al., 1983), na solução do solo para as plantas, elevado teor de matéria orgânica (BRAMS, 1973) e baixos valores de pH (THOMPSON et al., 1954). A área de MATA apresentou baixa atividade de Fosf.Ac, por apresentar alta concentração de fósforo disponível (Tabela 10) e elevado pH, portanto, provovendo a redução da atividade da enzima para a mineralização do fósforo, presente na matéria orgânica do solo. Em contrapartida, a elevada atividade de Fosf.Ac no tratamento contendo 80 % de leguminosas nodulantes e no PU está associada ao baixo pH, à baixa concentração de P disponível para as plantas, na solução do solo, e à disponibilidade de matéria orgânica, tanto na forma de COT (Tabela 10), como na forma de CBM (Tabela 12).

Tabela 10. Atributos químicos do solo ao final do período chuvoso, em área sob o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %), numa área de mata secundária (MATA) e em dois pastos, sendo um em uso (PU) e outro em processo de sucessão (PS).

Atributos químicos	Camadas cm	Tratamentos													
		30%		50%		65%		80%		MATA		PU		PS	
pH	0 a 5	4,9	ABa	4,3	ABa	4,8	ABa	4,9	ABa	6,7	Aa	5,5	Aa	5,8	Aa
	5 a 10	4,9	Aa	4,9	Aa	4,7	Aa	4,8	Aa	6,5	Aa	5,5	Aa	5,8	Aa
	10 a 20	3,3	Ba	5,0	ABa	5,0	ABa	4,9	ABa	6,3	Aa	5,4	ABa	5,6	Aa
COT	0 a 5	22,5	ABa	21,5	Ba	22,5	ABa	21,2	ABa	25,1	ABa	27,2	Aa	19,9	Ba
(g.kg ⁻¹)	5 a 10	16,9	Bb	16,6	Bb	15,9	Bb	16,7	Bb	22,5	Aa	21,2	ABb	17,2	ABab
	10 a 20	12,1	Ac	12,8	Ab	12,3	Ab	11,8	Ac	16,1	Ab	17,0	Ab	13,2	Ab
NT	0 a 5	0,3	Aa	0,3	Aa	0,3	Aa	0,3	Aa	0,3	Aa	0,3	Aa	0,2	Ba
	5 a 10	0,2	Ab	0,2	Ab	0,2	Ab	0,2	Ab	0,2	Ab	0,2	Ab	0,2	Aab
	10 a 20	0,2	Ac	0,2	Ac	0,2	Ac	0,2	Ac	0,2	Ac	0,2	Ab	0,2	Ab
Al	0 a 5	0,2	ABCa	0,1	ABCa	0,3	Aa	0,2	ABCa	0,0	Ca	0,2	ABc	0,1	BCb
	5 a 10	0,3	ABCa	0,2	Ca	0,4	ABa	0,3	BCa	0,0	Da	0,4	Ab	0,1	CDb
	10 a 20	0,3	Ba	0,2	Ba	0,3	Ba	0,3	Ba	0,0	Ca	0,6	Aa	0,3	Ba
H + Al	0 a 5	7,1	ABa	7,2	ABa	7,4	Aa	6,9	ABa	2,7	Da	5,8	BCa	4,5	Ca
	5 a 10	6,8	Aa	6,1	ABab	6,6	Aa	6,2	ABa	3,8	Ca	6,3	ABa	4,9	BCa
	10 a 20	5,4	Ab	5,3	Ab	5,1	ABb	4,9	ABb	3,7	Ba	5,9	Aa	4,9	ABa
Ca	0 a 5	3,1	Ba	3,0	Ba	2,4	Ba	3,1	Ba	8,3	Aa	2,0	Ba	2,0	Ba
	5 a 10	1,8	Bb	1,9	Bb	1,3	Bb	1,8	Bb	7,2	Ab	1,5	Ba	1,4	Bab
	10 a 20	1,1	Bb	1,1	Bb	0,9	Bb	1,0	Bb	5,5	Ac	1,1	Ba	0,9	Bb
Mg	0 a 5	1,4	BCa	1,4	BCa	1,1	Ca	1,5	BCa	2,3	Aa	1,4	BCa	1,7	Ba
	5 a 10	1,2	Ba	1,2	Ba	0,9	Ba	1,1	Bab	1,9	Aa	1,0	Bb	1,3	Bab
	10 a 20	1,1	ABa	1,1	ABa	1,0	ABa	1,0	ABb	1,4	Ab	0,6	Bb	1,2	ABb
K	0 a 5	141,6	BCa	121,9	Ca	119,8	Ca	158,1	BCa	303,2	Aa	110,3	Ca	212,8	Ba
	5 a 10	107,2	BCa	89,0	Ca	83,5	Ca	119,5	BCab	262,8	Aab	63,2	Cab	173,2	Bab
	10 a 20	78,0	BCa	76,0	BCa	61,1	BCa	92,0	BCb	215,1	Ab	38,5	Cb	137,3	ABb
P	0 a 5	2,7	Ba	2,5	Ba	2,5	Ba	2,1	Ba	28,2	Aa	1,6	Ba	2,2	Ba
	5 a 10	2,0	Ba	1,9	Ba	1,9	Ba	1,6	Ba	22,2	Aab	1,7	Ba	1,7	Ba
	10 a 20	1,6	Ba	1,5	Ba	1,5	Ba	1,4	Ba	17,4	Ab	1,4	Ba	1,8	Ba

Continua...

Continuação da Tabela 10.

Atributos químicos	Camadas cm	Tratamentos													
		30%		50%		65%		80%		MATA		PU		PS	
C/N	0 a 5	7,9	BCa	7,5	Ca	7,8	BCa	7,5	Ca	8,3	ABCa	9,5	Aa	9,2	ABa
	5 a 10	7,4	BCa	7,0	Ca	7,4	BCa	7,3	Ca	9,2	Aa	8,9	ABa	8,6	ABCa
	10 a 20	7,1	Aa	7,4	Aa	7,6	Aa	8,2	Aa	6,8	Aa	8,2	Aa	8,4	Aa
SB	0 a 5	4,9	Ba	4,7	Ba	3,8	Ba	4,9	Ba	11,3	Aa	3,8	Ba	4,2	Ba
(cmolc, dm ⁻³)	5 a 10	3,3	Bb	3,3	Bb	2,4	Bb	3,3	Bb	9,8	Ab	2,7	Bab	3,2	Bab
	10 a 20	2,4	Bb	2,4	Bb	2,0	Bb	2,2	Bb	7,5	Ac	1,8	Bb	2,4	Bb
CTC	0 a 5	12,0	ABa	11,8	ABa	11,2	BCa	11,9	ABa	14,0	Aa	9,5	CDa	8,7	Da
	5 a 10	10,0	Bb	9,4	Bb	9,0	Bb	9,5	Bb	13,6	Aa	9,0	Bab	8,1	Ba
	10 a 20	7,8	Bc	7,7	Bb	7,1	Bc	7,0	Bc	11,2	Ab	7,7	Bb	7,3	Ba
V	0 a 5	40,8	BCa	39,5	BCa	33,8	Ca	41,6	BCa	80,3	Aa	39,8	BCa	48,1	Ba
%	5 a 10	32,0	BCb	35,2	BCab	27,0	Ca	34,6	BCab	72,2	Ab	29,7	Cb	39,3	Bb
	10 a 20	30,9	Bb	31,0	Bb	28,6	Ba	31,0	Bb	67,1	Ab	24,0	Bb	33,5	Bb
m	0 a 5	59,2	ABb	60,5	ABb	66,2	Aa	58,4	ABb	19,7	Cb	60,2	ABb	51,9	Bb
%	5 a 10	60,7	Ba	64,8	ABab	65,4	ABa	68,0	ABab	27,8	Ca	70,3	Aa	73,0	Aa
	10 a 20	69,1	Aa	69,0	Aa	71,4	Aa	69,0	Aa	32,9	Ba	76,0	Aa	66,5	Aa

*Médias na linha seguidas pela mesma letra, maiúscula, e na coluna seguidas de mesma letra, minúscula, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Bonferroni a 5 %.

Tabela 11. Atributos microbiológicos do solo, amostrados numa profundidade de 0-5 cm, ao final do período seco e chuvoso, em área sob o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %).

Atributos microbiológicos	Unidades	Período de coleta	Tratamentos							
			30%		50%		65%		80%	
CBM	(mg.kg ⁻¹)	Seco	32,82	Ab	37,81	Ab	31,16	Ab	26,85	Ab
		Chuvoso	70,13	Ba	78,11	Ba	78,55	Ba	122,72	Aa
Respiração basal	(mgCO ₂ .kgss ⁻¹ .d ⁻¹)	Seco	7,02	Ab	7,61	Ab	6,68	Ab	7,75	Ab
		Chuvoso	10,15	Ba	9,77	Ba	9,75	Ba	10,97	Aba
qCO ₂	(mg C-CO ₂ .mgCBM ⁻¹ .dia ⁻¹)	Seco	0,22	Aa	0,23	Aa	0,22	Aa	0,30	Aa
		Chuvoso	0,16	Ab	0,13	Ab	0,13	Ab	0,15	Ab
qMIC	(mg CBM.g ⁻¹ COT)	Seco	1,41	Ab	1,58	Ab	1,28	Ab	1,08	Ab
		Chuvoso	3,12	Aa	3,69	Aa	3,49	Aa	3,75	Aa
FosfataseÁcida	(μmolsPNP.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	Seco	5,39	Ab	5,86	Ab	5,26	Ab	5,71	Ab
		Chuvoso	8,9	ABa	8,7	ABa	8,93	ABa	9,51	Aa
β-glicosidase	(μmolsPNP.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	Seco	0,76	Aa	0,8	Aa	0,8	Aa	0,76	Aa
		Chuvoso	0,78	Aa	0,785	Aa	0,733	Aa	0,759	Aa
FDA	(μgFluoresc.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	Seco	63,22	ABb	72,1	Ab	64,75	ABb	59,01	ABb
		Chuvoso	83,66	ABa	91,63	Aa	87,19	ABa	84,04	ABa

*Médias na linha, seguidas pela mesma letra maiúscula, não diferem estatisticamente entre si e médias na coluna seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem entre si, pelo teste de Bonferroni a 5 %.

Tabela 12. Atributos microbiológicos do solo ao final do período chuvoso, em área sob o plantio de leguminosas arbóreas nodulantes consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %), numa área de mata secundária (MATA) e em dois pastos, sendo um em uso (PU) e outro em processo de sucessão (PS).

Atributos químicos	Camadas de coleta (cm)	Tratamentos													
		30%		50%		65%		80%		MATA		PU		PS	
CBM (mg.kg ⁻¹)	0 - 5	70,13	Ba	78,11	Ba	78,55	Ba	122,72	ABa	154,90	Aa	110,95	ABa	54,83	Ba
	5 - 10	45,55	Aa	56,30	Aa	63,54	Aa	115,22	Aab	102,20	Aab	71,27	Aab	45,53	Aa
	10 - 20	30,85	Aa	38,78	Aa	46,73	Aa	63,11	Ab	59,57	Ab	52,89	Ab	38,71	Aa
Resp mgCO ₂ .kgss ⁻¹ .d ⁻¹	0 - 5	10,15	Ca	9,77	Ca	9,75	Ca	10,97	BCa	13,32	Ba	16,54	Aa	10,57	BCa
	5 - 10	6,25	Bb	6,69	Bb	5,99	Bb	6,60	Bb	7,80	ABb	10,37	Ab	7,68	ABb
	10 - 20	4,34	Ab	4,17	Ac	4,09	Ab	4,00	Ac	4,53	Ac	6,29	Ac	5,36	Ac
qCO ₂ (mgCO ₂ .mgCBM ⁻¹ .dia ⁻¹)	0 - 5	0,09	Aa	0,16	Aa	0,13	Aa	0,13	Aa	0,15	Aa	0,16	Aa	0,20	Aa
	5 - 10	0,08	Aa	0,18	Aa	0,14	Aa	0,10	Aa	0,11	Aa	0,15	Aa	0,18	Aa
	10 - 20	0,08	Ba	0,25	Ba	0,14	ABa	0,09	ABa	0,14	ABa	0,12	ABa	0,15	ABa
qMIC (mgCBM.gCOT ⁻¹)	0 - 5	6,29	Aa	3,12	Ba	3,69	ABa	3,49	ABa	3,75	ABa	4,11	ABa	2,79	Ba
	5 - 10	4,51	Aab	2,70	Aa	3,44	Aa	3,99	Aa	4,24	Aa	3,38	Aa	2,70	Aa
	10 - 20	3,84	Ab	2,71	Aa	3,16	Aa	3,80	Aa	2,56	Aa	3,12	Aa	3,06	Aa
Fosf,ác (μmolsPNP.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	0 - 5	8,90	BCa	8,70	BCa	8,93	BCa	9,51	ABa	6,90	Ca	11,58	Aa	9,30	Ba
	5 - 10	8,22	ABa	7,85	Ba	7,47	Ba	8,21	ABab	7,09	Ba	10,26	Aab	8,68	ABa
	10 - 20	7,47	ABa	7,53	ABa	7,47	ABa	7,30	ABb	6,03	Ba	9,28	Ab	7,67	ABa
Beta (μmolsPNP.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	0 - 5	0,78	Ba	0,79	Ba	0,73	Ba	0,76	Ba	1,35	Aa	0,74	Ba	0,82	Ba
	5 - 10	0,44	Ab	0,41	Ab	0,37	Ab	0,47	Aab	0,59	Ab	0,50	Aab	0,50	Aab
	10 - 20	0,23	Ab	0,26	Ab	0,13	Ab	0,19	Ab	0,23	Ac	0,30	Ab	0,22	Ab
FDA (μgFluoresc.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	0 - 5	83,66	Aa	91,63	Aa	87,19	Aa	84,04	Aa	81,43	Aa	88,02	Aa	87,64	Aa
	5 - 10	76,08	Aa	80,65	Aab	78,88	Aa	74,80	Aab	77,14	Aa	81,88	Aa	69,67	Ab
	10 - 20	62,51	ABCb	71,16	Ab	55,16	BCb	68,06	ABb	52,79	Cb	52,68	Cb	65,58	ABCb

*Médias na linha seguidas pela mesma letra, maiúscula, e na coluna seguidas de mesma letra, minúscula, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Bonferroni a 5 %.

Para facilitar a visualização e a interpretação dos resultados, os atributos químicos e microbiológicos foram avaliados em conjunto e correlacionados com as diferentes áreas estudadas e com os diferentes períodos de coleta.

Foi realizada, portanto, uma análise de componentes principais (PCA) para avaliar o efeito do plantio de leguminosas nodulantes, em diferentes porcentagens (30, 50, 65 e 80 %) sobre a qualidade do solo em áreas de pasto abandonado, em três camadas de coleta de solo (1-0 a 5 cm, 2-5 a 10 cm e 3-10 a 20 cm). Para tanto, tomaram-se como referências: áreas de pasto em uso e em processo de sucessão e uma área de mata secundária (PU, PS e MATA).

O primeiro e o segundo componente da PCA (PC 1 e PC 2) foram responsáveis por explicar 75,57 % e 15,59 %, respectivamente, totalizando 87,16 % da variabilidade dos dados (Figura 6).

Todos os atributos químicos do solo apresentaram maiores coeficientes de correlação com o primeiro componente principal (PC 1). Dos cinco atributos microbiológicos analisados apenas dois (FosfAc e Resp) apresentaram maiores coeficientes de correlação com o segundo componente principal (PC 2) (Tabela 13).

O primeiro eixo (PC 1) foi responsável por separar a área de mata em processo de sucessão avançada (MATA) do pasto em uso (PU). Os atributos microbiológicos, com exceção da FosfAc e Resp, foram responsáveis por correlacionar os tratamentos 30, 50 e 80 % com o pasto em sucessão (PS), separando-os, em torno da PC 1, do pasto em uso (PU) (Figura 6).

Tabela 13. Correlação entre cada componente principal e os atributos químicos e microbiológicos do solo nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm (1, 2 e 3 respectivamente), das áreas com diferentes porcentagens de leguminosas arbóreas nodulantes (30, 50, 65 e 80 %) e das áreas de pasto em uso (PU) e em sucessão (PS) e de mata em processo de sucessão secundária (MATA).

Atributos químicos e microbiológicos	CP 1	CP 2
Al (cmolc.dm ⁻³)	-0,7921	0,2510
Ca (cmolc.dm ⁻³)	0,9591	-0,1565
K (mg.dm ⁻³)	0,9243	-0,1708
Mg (cmolc.dm ⁻³)	0,9574	0,02435
P (mg.dm ⁻³)	0,8938	-0,3046
SB (cmolc.dm ⁻³)	0,9792	-0,1361
CTC (cmolc.dm ⁻³)	0,8506	0,111
V (%)	0,9596	-0,2127
M (%)	-0,9596	0,2127
Resp (mgCO ₂ .kgSS ⁻¹ .d ⁻¹)	0,5312	0,8246
CBM (mg.kg ⁻¹)	0,8717	0,3829
Qmic (mg CBM.g ⁻¹ COT)	0,7736	0,2209
FosfAc (μmolsPNP.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	-0,0433	0,9237
Bglic (μmolsPNP.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	0,858	0,3495

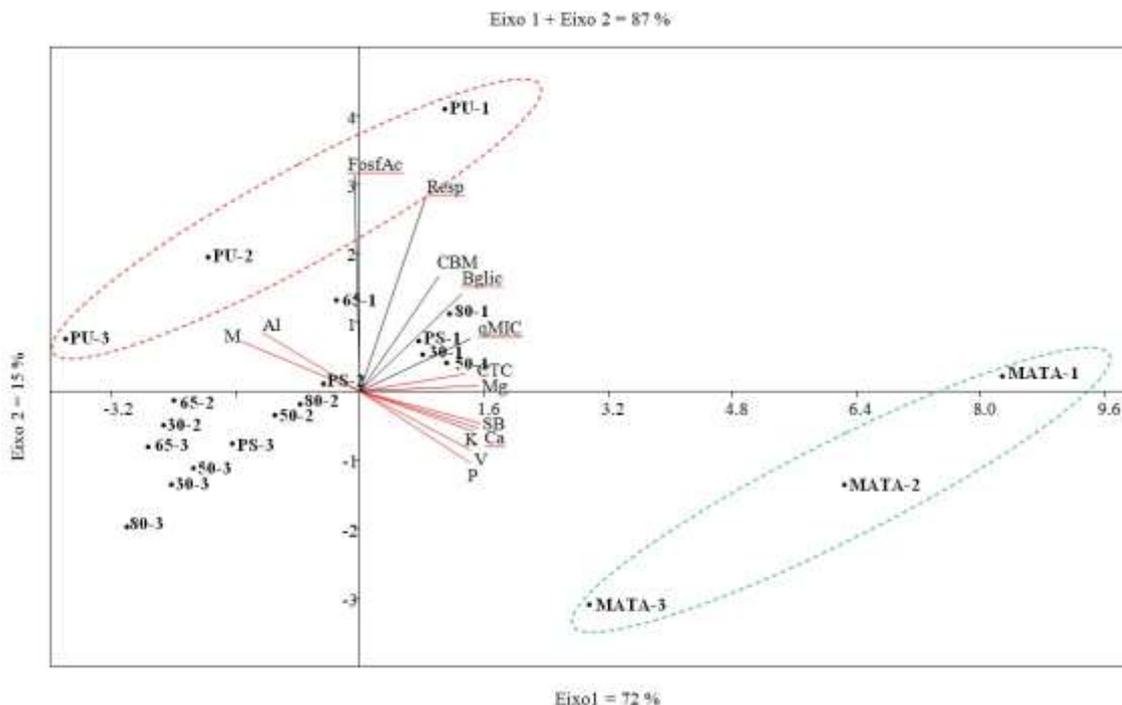


Figura 6. Relação entre o Componente Principal 1 (PC 1) e o Componente Principal 2 (PC 2) da análise de Componentes Principais (PCA) para os atributos químicos (setas vermelhas) (Ca-cálcio, Mg-magnésio, Al-alumínio, K-potássio, P-fósforo, SB-soma de bases, CTC-capacidade de trocas catiônicas, V-saturação por bases, M-saturação por alumínio) e microbiológicos do solo (setas pretas) (Resp-respiração basal do solo, CBM-carbono da biomassa microbiana, qMIC-quociente microbiano do solo, Bglic- β -glicosidase e FosfAc-fosfatase ácida) em áreas de pasto degradado em processo de sucessão ecológica sob o plantio de 30, 50, 65 e 80 % de leguminosas arbóreas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes, e nas áreas de pasto em uso (PU), pasto em sucessão (PS) e de mata em processo de sucessão secundária (MATA), nas camadas 0 - 5 cm (1), 5 - 10 cm (2) e 10 - 20 cm (3).

Os atributos químicos e microbiológicos foram responsáveis por separar a área de pasto em uso (PU) - condição inicial das áreas antes do plantio de espécies arbóreas e do isolamento do pasto em sucessão (PS) - da área de MATA - condição sucessional esperada. Nota-se que os vetores referentes aos atributos químicos e microbiológicos do solo, relacionados a uma melhor qualidade do solo, estão sendo direcionados em sentido da MATA, do lado direito da PC 1. Os únicos vetores que apresentaram sentido direcionado para a área de PU foram o Al trocável, a saturação por alumínio, a respiração (Resp) e a fosfatase ácida (FosfAc) (Figura 6).

De modo geral os atributos microbiológicos de qualidade do solo tiveram maior correlação com as amostras de terra coletadas na camada de 0-5 cm (1) dos tratamentos 30%, 50%, 80%, PU, PS e MATA, os quais podem ser visualizados do lado direito superior do gráfico (Figura 6). Confirmando a hipótese de que a atividade microbiológica é mais intensa na camada superficial do solo (AVARENGA et al., 1999; COLODRO et al., 2007; ARAUJO & MONTEIRO, 2007). A maior atividade microbiológica, na camada superficial, em sistemas florestais está ligada ao acúmulo de serrapilheira, proveniente do fornecimento contínuo de material orgânico (CUNHA et al., 2012).

O padrão de agrupamento dos tratamentos 30, 50 e 80 % e do PS em torno do eixo principal 1 (PC 1), mostra um afastamento destes da área de PU (condição inicial) em direção à área de MATA (referencial de melhor qualidade do solo). Também pode ser observada

maior similaridade entre o PS e os tratamentos 30, 50 e 80 %, os quais apresentaram alta correlação com os atributos microbiológicos (CBM, qMIC e Bglic) e os químicos (CTC e Mg) (Figura 6).

Diante desses resultados pode-se afirmar que houve uma interferência positiva, do manejo utilizado para a recuperação das áreas de pasto abandonado, sobre os atributos químicos e microbiológicos dos solos estudados 13 anos após a intervenção. Os atributos microbiológicos (Bglic, CBM e o qMIC), foram mais sensíveis em apresentar o efeito do plantio de leguminosas nodulantes sobre a qualidade do solo.

A maior correlação dos tratamentos 30, 50 e 80 % com o quociente microbiano (qMIC) indica maior eficiência da biomassa microbiana quanto à utilização da matéria orgânica do solo, aumentando o acúmulo de carbono na fração ativa do mesmo (CHAER & TÓTOLA, 2007). Esses mesmos autores afirmam que a presença de enzimas como a Bglic, associadas ao CBM indicam que os processos de ciclagem de nutrientes estão sendo favorecidos, reduzindo os riscos de perda nas áreas.

Silva et al. (2009) realizando uma análise conjunta da qualidade física, química e biológica do solo em áreas com plantio de pinus, eucalipto, carvoeiro e cerrado nativo, discriminou as áreas com diferentes coberturas vegetais em torno do eixo principal (PC 1). Estas áreas apresentaram correlações positivas com a atividade de fosfatase ácida e arilsulfatase, matéria orgânica, CBM, macroporosidade e porosidade total e os autores verificaram alta similaridade entre a área cultivada há mais de 20 anos com carvoeiro (Fabaceae-Caesalpinaceae) com a área coberta por cerrado nativo. Esses mesmos autores afirmaram que os atributos microbiológicos foram mais sensíveis em detectar o efeito dos diferentes reflorestamentos na qualidade do solo e afirmou que as áreas reflorestadas com o carvoeiro apresentaram maior estímulo à atividade enzimática. Corroborando os resultados deste estudo.

Silva et al. (2012) avaliando atributos microbiológicos (CBM, Resp, qCO₂ e qMIC), obtidos em área de pasto; de florestas em estágios inicial, médio e avançado de sucessão e áreas sob agricultura anual e perene, encontraram maior similaridade entre as áreas de pasto com áreas de mata nos diferentes estágios sucessionais. Diferindo do resultado encontrado neste estudo. Alvarenga et al., (1999) afirmaram que quando bem manejadas, as pastagens apresentam alto conteúdo de matéria orgânica e densa massa radicular, favorecendo o acúmulo de biomassa microbiana na rizosfera e, conseqüentemente apresentam alta atividade microbiana.

Gama-Rodrigues (2008) comparando áreas plantadas com *Acacia auriculiformis* (acácia), *Mimosa caesalpinifolia* (sabiá) e *Corymbia citriodora* (Eucalipto), com as coberturas de capoeira e pastagem observaram que os atributos microbiológicos (qCO₂ e qMIC) aferiram maior dissimilaridade entre as áreas plantadas com Eucaliptos e as áreas de capoeira. Os tratamentos onde foram plantadas acácia e sabiá apresentaram maior similaridade entre si, distanciando-se da área de Eucalipto e aproximando-se da área de Capoeira, comprovando maior eficiência do plantio de espécies leguminosas sobre a melhoria na qualidade do solo em relação à Capoeira.

Foi realizada uma análise de PCA para avaliar o comportamento dos atributos microbiológicos em função dos diferentes períodos de coleta. O primeiro e o segundo componentes (PC 1 e PC 2) foram responsáveis por explicar 80,81 % e 13,11 %, respectivamente, totalizando 93,92 % da variabilidade dos dados (Figura 7).

Todos os atributos químicos do solo apresentaram índices de correlação maiores que 0,70 com o primeiro componente principal (PC 1). Dos sete atributos microbiológicos analisados, seis apresentaram índices de correlação maiores que 0,70 e apenas um apresentou maior correlação com o segundo eixo principal (PC 2). Esses atributos foram responsáveis por

correlacionar os tratamentos (30, 50, 65 e 80 %), nos diferentes períodos de coleta (final dos períodos seco e chuvoso), em torno das PC's 1 e 2 (Tabela 14).

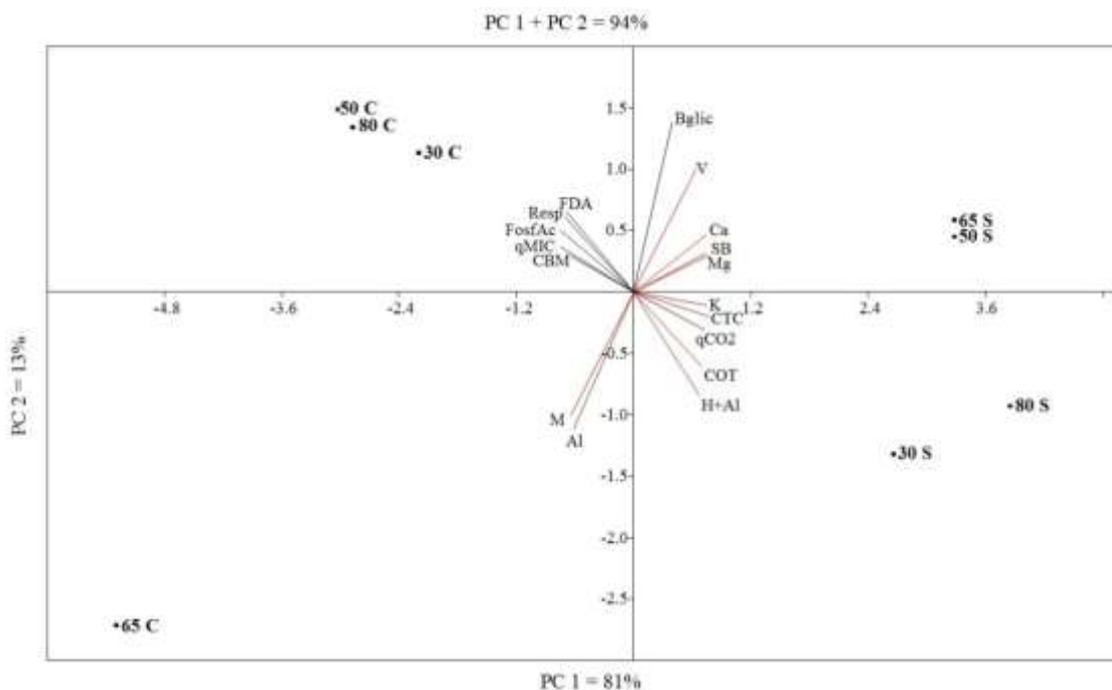


Figura 7. Relação entre o Componente Principal 1 (PC 1) e o Componente Principal 2 (PC 2) da análise de Componentes Principais (PCA) para os atributos químicos (setas vermelhas) (COT-carbono orgânico total, Ca-cálcio, Mg-magnésio, K-potássio, Al-alumínio, H+Al-acidez potencial, SB-soma de bases, CTC-capacidade de trocas catiônicas, V-saturação por bases, M-saturação por alumínio) e microbiológicos do solo (setas pretas) (Resp- respiração basal do solo, CBM-carbono da biomassa microbiana, qMIC-quociente microbiano do solo, qCO2-quociente metabólico, Bglic-β-glicosidase, FosfAc-fosfatase ácida e FDA-hidrólise de diacetato de fluoresceína) em áreas de pasto degradado em processo de sucessão ecológica sob o plantio de 30, 50, 65 e 80 % de leguminosas arbóreas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes, no período seco (S) e chuvoso (C).

Tabela 14. Correlação entre cada componente principal e os atributos químicos e microbiológicos do solo na camada de 0 a 5cm, das áreas com diferentes porcentagens de leguminosas arbóreas nodulantes plantadas em consórcio com espécies arbóreas não nodulantes, em dois períodos de coleta (seco e chuvoso).

Atributos químicos e microbiológicos	CP 1	CP 2
COT (g.kg ⁻¹)	0,891	-0,313
Al (cmolc.dm ⁻³)	-0,798	-0,580
Ca (cmolc.dm ⁻³)	0,958	0,242
H+Al (cmolc.dm ⁻³)	0,868	-0,437
K (mg.dm ⁻³)	0,962	-0,056
Mg (cmolc.dm ⁻³)	0,944	0,163
SB (cmolc.dm ⁻³)	0,985	0,157
CTC (cmolc.dm ⁻³)	0,993	-0,072
V (%)	0,830	0,522

Continua...

Continuação da **Tabela 14.**

Atributos químicos e microbiológicos	CP 1	CP 2
M (%)	-0,830	-0,522
Resp (mgCO ₂ .kgss ⁻¹ .d ⁻¹)	-0,883	0,338
CBM (mg.kg ⁻¹)	-0,967	0,237
qCO ₂ (mg C-CO ₂ .mgCBM ⁻¹ .dia ⁻¹)	0,932	-0,159
qMIC (mg CBM.g ⁻¹ COT)	-0,962	0,257
FDA (µgFluoresc.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	-0,905	0,319
FosfAc (µmolsPNP.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	-0,946	0,253
Bglic (µmolsPNP.gss ⁻¹ .h ⁻¹)	0,510	0,716

Os atributos microbiológicos foram responsáveis por separar os dois períodos de coleta em torno do primeiro eixo principal (PC1), onde pode ser observada maior influência dos atributos microbiológicos relacionados ao período chuvoso (lado esquerdo da PC1) e maior influência dos atributos químicos relacionados ao período seco (lado direito da PC1) (Figura 7).

Ao analisar a Figura 7 pode-se observar do lado esquerdo superior uma forte similaridade entre os tratamentos contendo 30, 50 e 80 % de leguminosas arbóreas nodulantes e estes tratamentos, por sua vez, apresentaram alta correlação com os valores médios de cinco, dos sete atributos microbiológicos avaliados.

Do lado direito superior do gráfico podem ser encontrados os tratamentos 50 e 65 %, os quais apresentaram alta similaridade, entre si, e correlação com os atributos químicos referentes à: soma de bases (SB); saturação por bases (V); concentrações de cálcio e magnésio trocáveis (Ca e Mg) e com um atributo microbiológico, representado pela β-glicosidase (Bglic). Em contrapartida, as áreas contendo 30 e 80 % de leguminosas nodulantes utilizadas no consórcio localizaram-se do lado direito inferior do gráfico, apresentando alta similaridade, entre si, e correlação com os atributos químicos referentes à: capacidade de troca de cátions (CTC); carbono orgânico total (COT); acidez potencial (H + Al); concentração de potássio trocável (K) e com um atributo microbiológico, representado pelo quociente metabólico (qCO₂) (Figura 7).

No período de coleta chuvoso, os tratamentos 30, 50 e 80 % apresentaram melhor qualidade do solo que o tratamento 65 %, pois tiveram maior correlação com: a taxa de respiração basal do solo (Resp); o carbono da biomassa microbiana (CBM); o quociente microbiano do solo (qMIC) e a maior atividade das enzimas FDA e fosfatase ácida (FosfAc) (Figura 7). Pode-se observar também que não houve correlação dessas áreas com os valores de quociente metabólico (qCO₂), indicando maior eficiência da biomassa na decomposição dos resíduos orgânicos e reduzindo as perdas de C na forma de CO₂ para a atmosfera (Figura 7).

Os tratamentos 30 e 80 % apesar de apresentarem alta correlação com os atributos microbiológicos do solo no período chuvoso, apresentaram alta correlação com o qCO₂, no período seco, indicando que a população microbiana está oxidando carbono de suas próprias células para a sua manutenção e adaptação ao solo em decorrência de algum fator de estresse. Esse fato reduz a eficiência dos microrganismos do solo no aproveitamento dos recursos dos ecossistemas (Figura 7).

Gama-Rodrigues (2008) desestimulam o uso de sistemas que favorecem aumentos no qCO₂, afirmando que elevados valores desse atributo indica desequilíbrio da biomassa microbiana, refletindo em maiores perdas de C na forma de CO₂ e reduzindo sua incorporação na biomassa microbiana.

A atividade geral das enzimas obtida através da análise da hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) mede a atividade específica de proteases, lipases e esterases. Esta

atividade hidrolítica pode ser catalisada por bactérias, fungos, algas e protozoários, especialmente, na superfície do solo (PEREIRA et al., 2000). Tendo em vista que a biomassa microbiana é considerada a parte viva da matéria orgânica do solo, representada pelos organismos catalisadores da FDA, pode-se afirmar que quanto maior o valor de CBM, maior será o valor de atividade de FDA. Batista et al. (2008) ao avaliarem a atividade de FDA em áreas de extração de argila recuperadas com plantios puros e consorciados de *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. e quatro espécies de eucaliptos, observaram maior atividade de FDA nos tratamentos com plantio puro de *M. caesalpiniiifolia* e consorciado, dessa leguminosa, com três das quatro espécies de eucaliptus testadas, comprovando o efeito benéfico do plantio de leguminosas nodulantes sobre a atividade enzimática do solo.

A maior correlação da Bglic com os tratamentos 50 e 65 % no período seco está relacionada com a sua função no processo de decomposição da matéria orgânica. Haja visto que, a β -glicosidase é uma enzima que atua na etapa final do processo de decomposição da celulose, que tem início no período chuvoso (TABATABAI, 1994), a atividade dessa enzima está ligada ao ciclo do carbono no solo. Altas atividades de enzimas hidrolases (Bglico, FosfAc) e desidrogenases (FDA), responsáveis pela mineralização de nutrientes, como P, N, C e S, presentes na matéria orgânica do solo, indicam que a nutrição das plantas e dos microrganismos do sistema não está ligada, simplesmente à reserva de nutrientes presentes na solução do solo e que os processos de ciclagem de nutrientes estão sendo favorecidos (CHAER & TÓTOLA, 2007).

4.5.2. Efeito do aumento da proporção de leguminosas arbóreas nodulantes sobre os grupos de fauna edáfica

No período seco a abundância da fauna edáfica variou de 9 ind.arm⁻¹.d⁻¹ (tratamento 30 %) a 12 ind.arm⁻¹.d⁻¹ (tratamento 80 %). No período chuvoso, a abundância de indivíduos variou de 11 ind.arm⁻¹.d⁻¹ (tratamento 50 %) a 19 ind.arm⁻¹.d⁻¹ (tratamento 80 %). Não havendo diferenças significativas entre os tratamentos, tanto no período seco, quanto no período chuvoso (Tabela 15).

Tabela 15. Abundância de indivíduos, riqueza média e total de grupos, índice de Diversidade de Shannon (H') e índice de Equabilidade de Pielou (j') da comunidade de fauna invertebrada, coletada - em quatro áreas plantadas com leguminosas arbóreas nodulantes em consórcio com espécies não nodulantes, em diferentes proporções (30, 50, 65 e 80 %), em duas épocas de coleta (período seco e chuvoso).

Variáveis	Período	30%	50%	65%	80%
Abundância (Ind.arm ⁻¹ .d ⁻¹)	seco	9 Ab	10 Aa	11 Ab	12 Ab
	chuvoso	14 ABa	11 Ba	15 ABa	19 Aa
Riqueza média	seco	11,83 Aa	12,00 Aa	12,67 Aa	13,50 Aa
	chuvoso	14,50 Aa	13,50 Aa	14,93 Aa	14,27 Aa
Riqueza total	seco	14,00 Ab	15,33 Ab	14,33 Ab	16,00 Ab
	Chuvoso	20,00 Aa	19,67 Aa	21,67 Aa	19,67 Aa
Diversidade (H')	Seco	2,89 Ab	2,55 Ab	2,99 Ab	3,13 Aa
	Chuvoso	3,36 Aa	3,50 Aa	3,39 Aa	3,03 Aa
Equabilidade (J')	Seco	0,76 ABa	0,69 Bb	0,80 Aa	0,76 ABa
	Chuvoso	0,68 Bb	0,82 Aa	0,71Bb	0,71 Bb

*Médias na linha, seguidas pela mesma letra maiúscula, não diferem estatisticamente entre si e médias na coluna seguidas pela mesma letra minúscula, não diferem entre si, pelo teste de Bonferroni a 5 %.

A abundância de indivíduos, obtida nos tratamentos (30, 65 e 80 %), no período chuvoso, foi significativamente superior à encontrada no período seco (Tabela 15). A

presença de maior umidade nas áreas pode ter favorecido a presença de valores mais expressivos da fauna edáfica no período das águas (SILVA et al., 2012). Resultado similar foi encontrado por Abreu et al. (2014) que avaliaram o efeito da deposição de diferentes quantidades de palhada sobre o solo e encontraram maior abundância de indivíduos nos tratamentos no período chuvoso, em relação ao período seco. Corroborando, Moço et al. (2005), avaliando diferentes coberturas vegetais (eucalipto, floresta não preservada, floresta preservada, capoeira e pasto) na região Norte Fluminense encontraram diferenças na densidade de fauna, riqueza de grupos, índice de Shannon e de Pielou em diferentes épocas de coleta, afirmando que os maiores valores foram encontrados no período chuvoso, devido ao favorecimento da atividade da fauna pelo aumento da umidade do solo.

Ao analisar os índices de Diversidade de Shannon e de Equabilidade de Pielou, pode-se perceber que houve aumento da diversidade de fauna no período chuvoso, em relação ao período seco (Tabela 15). Entretanto, houve decréscimo nos valores de Equabilidade, em três dos quatro tratamentos. Apenas o tratamento de 50% de leguminosas apresentou acréscimos do valor de Equabilidade, no período chuvoso, em relação ao período seco. A redução nos valores de Equabilidade nos tratamentos 30, 65 e 80 %, pode estar relacionada ao aumento na abundância de indivíduos de fauna do solo nesses tratamentos, corroborando os resultados encontrados por Silva et al. (2012), os quais, afirmaram que altos valores de abundância de fauna em um determinado tratamento podem estar associados a dominância de um ou poucos grupos, reduzindo a Equabilidade. Em contrapartida, Abreu et al. (2014) verificaram que os índices de Equabilidade no período chuvoso aumentaram, conforme o incremento na abundância de indivíduos, evidenciando que o aumento da abundância de indivíduos não foi acompanhado por uma dominância de um ou poucos grupos de fauna edáfica.

A relação entre a distribuição dos grupos taxonômicos de fauna edáfica em relação às variáveis ambientais, tratamentos e período de coleta, foi avaliada por meio de uma ordenação, gerada através de uma Análise de Componentes Principais (PCA).

O primeiro eixo da componente principal (PC 1) explicou 38 % e o segundo (PC 2) explicou 22 %, totalizando 60 % da variabilidade dos dados (Figura 8).

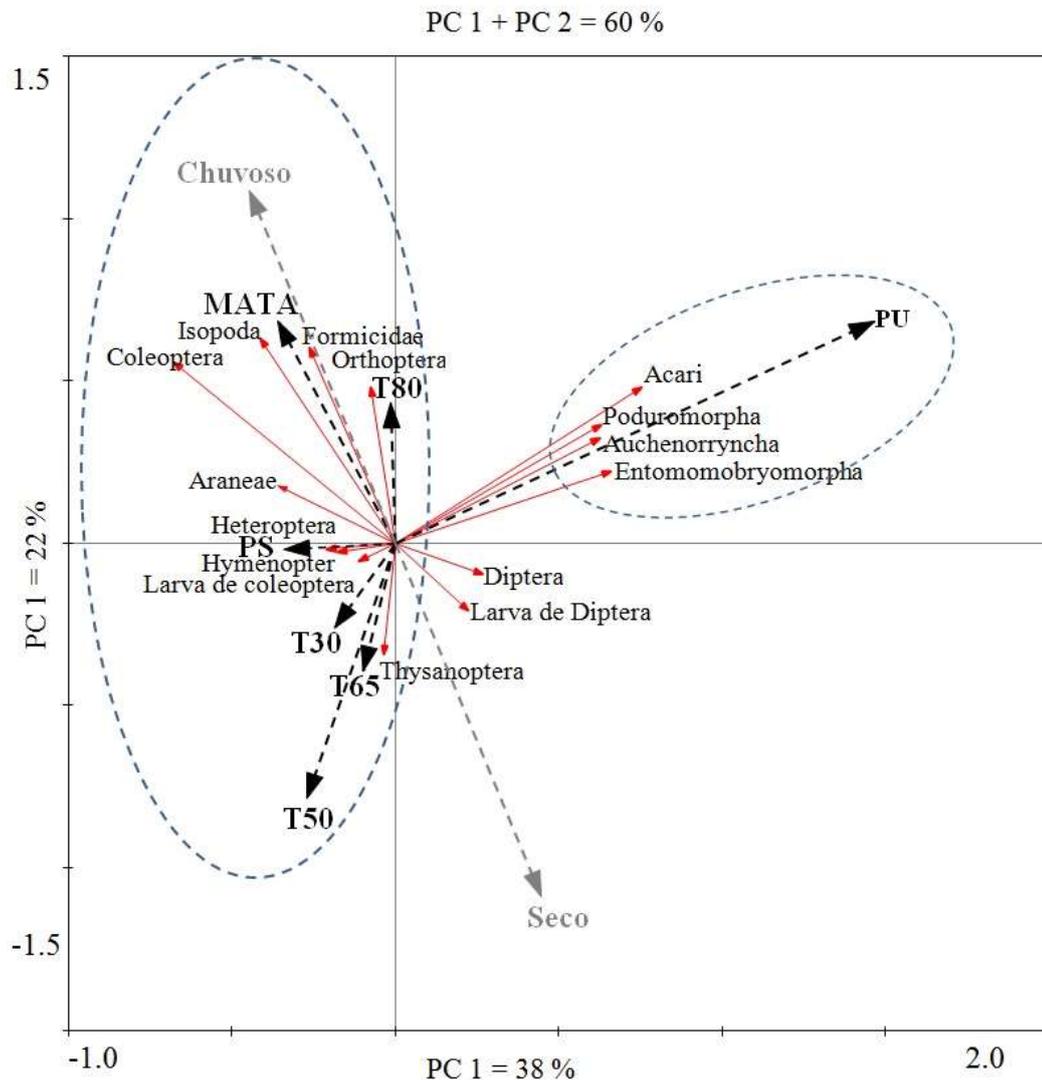


Figura 8. Representação gráfica da Análise de Componentes Principais entre as variáveis ambientais (áreas e período de coleta) e os principais grupos de fauna edáfica. MATA: mata em processo de sucessão secundária conservada; PU: pasto em uso, com presença de gado; PS: pasto isolado em processo de sucessão e tratamentos contendo diferentes proporções de plantio de leguminosas arbóreas nodulantes, consorciadas com espécies arbóreas não nodulantes (30, 50, 65, 80 %).

Houve efeito do período de coleta sobre a maior presença de grupos de fauna edáfica, sendo verificada maior diversidade de grupos funcionais no período de coleta chuvoso (Figura 8). Machado et al. (2015) verificaram maior quantidade de grupos taxonômicos de fauna edáfica associados ao período de maior incidência de chuvas, corroborando os resultados encontrados nesse trabalho.

Em torno do primeiro eixo principal (PC 1), do lado esquerdo, pode ser observada a área de MATA (tratamento mais conservativo), agrupada com os tratamentos contendo diferentes proporções de leguminosas nodulantes (30, 50, 65 e 80 %) e o pasto em processo de sucessão (PS), enquanto que a área de pasto em uso (PU) (tratamento menos conservativo), encontra-se disposto do lado direito do PC 1. Mostrando, portanto, clara separação entre os tratamentos estudados (Figura 8).

Os grupos de fauna edáfica que apresentaram maior sensibilidade na distinção da área de PU das demais áreas foram: Collembola (Entomobryomorpha e Poduromorpha),

Auchenorrhyncha e Acari. A maior correlação desses grupos com a área de PU pode estar associada a uma elevada presença de matéria orgânica nessa área (Tabela 10). Moraes et al. (2010) estudando a atividade de fauna edáfica em diferentes usos da terra, encontraram maior abundância de Acari e Collembola associado às áreas de pastagem e de Formicidae associada à área de MATA, corroborando os dados desse estudo.

Os grupos Coleoptera, Isopoda, Araneae, Formicidae e Orthoptera foram mais sensíveis na distinção dos tratamentos e apresentaram maior correlação com a área de Mata e esta, por sua vez, apresentou maior similaridade com os tratamentos contendo 30, 50, 65 e 80% de leguminosas nodulantes. Quando avaliado o percentual de leguminosas nodulantes utilizadas no processo de recomposição florestal da área estudada, não se observaram diferenças. O que nos leva a entender que independentemente da porcentagem de leguminosas nodulantes inseridas nas áreas estudadas, o processo de sucessão foi favorecido.

A maior correlação do grupo Isopoda com a área de MATA, indica melhor qualidade da matéria orgânica na área, corroborando estudos de Van Straalen (1997), que atribuiu a presença desse grupo em áreas contendo melhor qualidade do solo à sua baixa mobilidade, fazendo com que ocorra preferência de fixação destes em áreas com melhores condições edáficas.

A presença de grupos predadores numa área, associado à presença de outros grupos funcionais, indica que está havendo melhorias na estrutura da cadeia alimentar do ecossistema, indicando favorecimento do processo de sucessão ecológica nas áreas. Begon et al. (2005) afirmam que o equilíbrio dinâmico, quando atingido em sistemas florestais, indica evolução no processo de sucessão ecológica. Estes autores afirmam que o equilíbrio depende de uma maior complexidade estrutural, diversidade funcional e maior controle dos processos ecológicos, sugerindo, portanto, que a presença de grupos de predadores, indica maior controle da estrutura trófica, com distribuição de energia em um número maior de grupos taxonômicos.

Nunes et al. (2009) encontrou alta correlação entre a área de mata e grupos de fauna predadora, indicando maior presença desses grupos em áreas onde há maior complexidade estrutural e, portanto, maior equilíbrio.

Machado et al. (2015) estudando Floresta Estacional Semidecidual Submontana, em diferentes estágios sucessionais, observaram maior atividade de alguns grupos como Araneae, Diptera, Formicidae, Hymenoptera e Isopoda, associados à diferentes funções no ecossistema em estágio avançado de sucessão. Esses autores afirmaram que a presença desses grupos explica a influência do estágio sucessional sobre a estrutura de fauna edáfica, afirmando que a diversidade de funcionalidade está ligada aos avanços no processo sucessional, corroborando os resultados encontrados neste estudo.

Os resultados evidenciam que a sucessão ecológica está sendo favorecida pelo plantio de leguminosas arbóreas nodulantes independentemente da proporção utilizada no plantio. Estas áreas apresentaram maior similaridade com a área de MATA, e estas, por sua vez, apresentaram maior correlação com atributos que indicam melhor qualidade do solo, haja vista a maior correlação com grupos de fauna edáfica associados às condições mais avançadas de sucessão ecológica.

4.6. CONCLUSÕES

Os atributos microbiológicos foram mais sensíveis que os químicos e físicos para determinar a melhoria da qualidade do solo.

O tratamento contendo 50% de leguminosas nodulantes apresentou maior correlação com os atributos químicos e microbiológicos, relacionados a melhor qualidade do solo, nos dois períodos de coleta (seco e chuvoso).

Os grupos de fauna edáfica que possibilitaram a maior separação entre áreas de referência foram: Coleoptera, Isopoda, Formicidae, Orthoptera e Araneae, para a Mata; e os grupos Acari, Poduromorpha, Entomobryomorpha e Auchenorrhyncha para o pasto.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Implementado no ano de 2001; com o intuito de testar o efeito de quatro tratamentos contendo diferentes porcentagens de leguminosas arbóreas nodulantes, plantadas em consórcio com espécies arbóreas de valor econômico; o estudo passou por limitações quanto a avaliação dos tratamentos, sendo necessária a seleção de áreas de mata nativa e de áreas não recuperadas, próximas das áreas plantadas, que serviram como testemunhas positiva e negativa respectivamente, fato que se deu por não terem sido instalados tratamentos, considerados como testemunhas negativa (com ausência de leguminosas arbóreas nodulantes) e positiva (plantadas em sua totalidade por leguminosas arbóreas nodulantes).

Estudos que possibilitem a criação de modelos economicamente viáveis, que impliquem em retorno financeiro para o produtor rural, são de grande importância, por garantir a aplicação de recursos financeiros na revegetação de áreas impactadas pela ação antrópica, permitindo a celeridade na reabilitação das mesmas, favorecendo melhorias na qualidade do solo, reduzindo riscos de erosão e garantindo a sucessão ecológica.

O plantio de leguminosas arbóreas nodulantes em consórcio com espécies arbóreas de interesse econômico pode ser indicado como alternativa para os produtores rurais que precisam cumprir com as determinações ambientais de manutenção de áreas de proteção ambiental, mas que também tenham interesse no retorno econômico com o manejo florestal das espécies plantadas.

Novos experimentos de longo prazo precisam ser realizados, objetivando a comprovação do efeito de diferentes proporções de leguminosas arbóreas nodulantes, na sucessão ecológica de áreas degradadas, utilizando, portanto, áreas plantadas com 0 e 100 % de espécies nodulantes para efeito de comparação com outras porcentagens previamente escolhidas, o que permitirá maior precisão em relação as análises realizadas ao longo do tempo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SÁBER, A. N. **O domínio dos “mares de morros” no Brasil**. Geomorfologia, São Paulo, n. 2, p. 1-9, 1966.
- ABREU, R. R.; LIMA, S. S de; OLIVEIRA, N. C. R. de; LEITE, L. F. C. Fauna edáfica sob diferentes níveis palhada em cultivo de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 44, n. 4, p. 409-416, 2014.
- ALEF, K., 1995. Soil respiration. In: ALEF, K., NANNIPIERI, P. (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. **Academic Press**, London, pp. 214-219.
- ALLEN, O. N., ALLEN, E. K. **The Leguminosae**. Madison, University of Wisconsin. 1981. 812p.
- ALTEMBURG, S. G. N.; LUZZARDI, R. E. S.; LOVATTO, P. O. **Importante papel da biodiversidade biológica na qualidade do solo em sistemas de produção agrícola: um enfoque para a microbiologia edáfica como biondicadora**. Caderno de Pesquisa, Santa Cruz do Sul, v. 2, n. 2, p. 18-36, 2010. (Série Biologia).
- ALVARENGA, M. I. N.; SIQUEIRA, J. O.; DAVIDE, A. C. Teor de carbono, biomassa microbiana, agregação e micorriza em solos de Cerrado com diferentes usos. **Ci. Agrotec.**, v. 23, p. 617-625, 1999.
- AMADOR, D. B. **Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais**. In: KAGEYAMA, P. Y. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, p.333-340. 2003.
- AMAZONAS, N. T.; MARTINELLI, L. A.; PICCOLO, M. de C.; RODRIGUES, R. R. **Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration**. *Forest Ecology and Management*, 2011.
- ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C.; LIMA, C. A. T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 59, p. 115-130. 2001.
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo, Uberlândia, **Bioscience Journal**, v. 23, p. 66-75, 2007.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.61, n.1, p.35-44, 2001.
- BALBINOT JR., A. A.; MORAES, A. de; VEIGA, M. da; PELISSARI, A.; DIECKOW, J.; CARVALHO, P. C. de F. Desempenho da cultura do feijão após diferentes formas de uso do solo no inverno. **Ciência Rural**, v.39, p.2340-2346, 2009.

BALL, B.A.; BRADFORD, M. A.; COLEMAN, D. C.; HUNTER, M. D. Linkages between below and aboveground communities: decomposer responses to simulated tree species loss are largely additive. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 41, p. 1155-1163, 2009.

BARETTA, D.; MAFRA, A.L.; SANTOS, J.C.P.; AMARANTE, C.V.T. & BERTOL, I. Análise multivariada da fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. **Pesq. Agropec. Bras.**, 41:1675-1679, 2006.

BARTLETT, R. J. & ROSS, S. D. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solutions. **Soil Science Society of America Journal**, 52: 1191-1192, 1988.

BATISTA, Q. R.; FREITAS, M. S. M.; MARTINS, M. A.; SILVA, C. F. Bioqualidade de área degradada pela extração de Argila, revegetada com *Eucalyptus* spp. e sabiá. Mossoró, **Revista Caatinga**. v.21, n.1, p.169 -178. 2008.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology**: from individual to ecosystem. In Blackwell Publishing. Oxford, UK: Blackwell Publishing. 2005.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**, 7ª Edição, Ed. Ícone. São Paulo, SP. 2008, 355p.

BIANCHI, M. de O. **Avaliação da funcionalidade do solo em sistemas florestais enriquecidos com leguminosas**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia. 66f. 2009.

BOBATO A. C. C., M. A. Uribe-Opaso, Nóbrega, L.H.P. e Martins, G.I. Métodos comparativos para recomposição de áreas de mata ciliar avaliados por análise longitudinal. **Acta Sci. Agron. Maringá**, v. 30, n. 1, p. 89-95, 2008.

BRADSHAW, A. D.; CHADWICK, M. J. The restoration of land; the ecology and reclamation of derelict and degraded land. Blackwell Scientific Publications, **Oxford**, UK. 1980.

BRAGA, A. J. T.; GRIFFITH, J. J.; PAIVA, H. N.; MEIRA NETO, J. A. A. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1089-1098, 2008.

BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. L.; MARTINS, S. V. Florística e estrutura da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.35, n.3, p.493 - 503, 2011.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa – MG, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração, In: MARTINS, S. V. editores, Restauração ecológica de ecossistemas degradados, Viçosa: Editora UFV; 2012,

BRAMS, E. Soil organic matter and phosphorus relationships under tropical forests. **Plant Soil, The Netherlands**, v.39, p. 465-468, 1973.

BROOKER, R. W.; MAESTRE, F. T.; CALLAWAY, R. M.; LORTIE, C. L.; CAVIERES, L. A.; KUNSTLER, G.; LIANCOURT, P.; TIELBÖRGER, K.; TRAVIS, J. M. J.; ANTHELME, F.; ARMAS, C.; COLL, L.; CORCKET, E.; DELZON, S.; FOREY, E.; KIKVIDZE, Z.; OLOFSSON, J.; PUGNAIRE, F.; QUIROZ, C. L.; SACCONI, P.; SCHIFFERS, K.; SEIFAN, M.; TOUZARD, B.; R.; MICHALET. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, London, v. 96, p. 18-34, 2008.

BROWN, G. G.; MORENO, A. G.; BAROIS, I.; FRAGOSO, C.; ROJAS, P.; HERNÁNDEZ, B.; PATRÓN, J. C. Soil macrofauna in SE Mexican pastures and the effect of conversion from native to introduced pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 103, p. 313-327, 2004.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and Laboratory Methods for General**. 2. ed. Iowa: Brown Publishers, 1984. 226 p.

BRUNO, J. F.; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends in Ecology and Evolution**, Maryland Heights, v. 18, n. 3, p. 119-125, mac. 2003.

CALDAS, A. J. F. da SILVA. **Geoprocessamento e análise ambiental para determinação de corredores de hábitat na Serra da Concórdia, Vale do Paraíba – RJ**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Florestas. 110f. 2006.

CALDAS, A. J. F. da S.; FRANCELINO, M. R. Fragmentação florestal na Serra da Concórdia, Vale do Paraíba: caracterização como subsídio à preservação da Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**. v. 16, n. 2, p. 08-19, 2009.

CALLAWAY, R. M. Positive interactions among plants. **The Botanical Review**, New York, v. 61, p. 306-349, 1995.

CALLEGARO, R. M.; ANDRZEJEWSKI, C.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, M. M. & SERRA, G. C. Potencial de três plantações florestais homogêneas como facilitadoras da regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas. **Scientia Forestalis**, 41:331-341. 2013.

CAMPELLO, E. F. C. **A Influência de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio na sucessão vegetal em áreas degradadas na Amazônia**. Viçosa: UFV, 1999, 121p. (Dissertação - Doutorado em Ciência Florestal).

CARDOSO, M. O. Revisão Bibliográfica: Métodos para quantificação da biomassa microbiana do solo. **Agropecuária Técnica**, v. 25, 2004.

CARDOSO, E. L. SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; DIEGO ANTÔNIO FRANÇA DE FREITAS, D. A. F. de. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-MatoGrossense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 02, p. 613-622, 2011.

CARVALHO, J. O. P. **Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rain forest**. Oxford: University of Oxford, 1992. 215 p. Thesis (Doctorate in Forestry Science) - University of Oxford, 1992.

CASPER, B.B., JACKSON, R.B. Plant competition underground. **Annual Review Ecology and Systematic**, Palo Alto, v.28, p.545-570, 1997.

CHADA, S. de S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. de. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, 28:801-809. 2004.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31: 1381-1396, 2007.

CHAER, G. M.; RESENDE, A. S. de; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. de; BODDEY, R. M. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. Oxford: Oxford University Press. **Tree Physiology**. v. 31, p. 139-149. 2011.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, p. 1458-1460, 2008.

CLEWELL, A.; McDONALD, T. Relevance of natural recovery to ecological restoration. **Ecological Restoration**, v. 27, p. 122-124, 2009.

COELHO, S. R. F.; GONÇALVES, J. L. M.; MELLO, S. L. M.; MOREIRA, R.M.; SILVA, E. V.; LACLAU, J. P. 2007. Crescimento, nutrição e fixação biológica de nitrogênio em plantios mistos de eucalipto e leguminosas arbóreas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. 42: 759-768.

COLMANETTI, M. A. A. & BARBOSA, L. M. 2013. Fitossociologia e estrutura do estrato arbóreo de um reflorestamento com espécies nativas em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. **Hoehnea**, n. 40, p. 419-435.

COLODRO, G.; ESPÍNOLA, C.R.; CASSIOLATO, A.M.R.; ALVES, M.C. Atividade microbiana em um Latossolo degradado tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 2, p. 195-198, 2007.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v. 111, p. 1119-1144, 1977.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 29, de 7 de dezembro de 1994**. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, considerando a necessidade de definir o corte, a exploração e a supressão de vegetação secundária no estágio inicial de regeneração no Estado do Espírito Santo. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/legislacao/biomas/category/27-mata-atlantica>. Acesso em: 06 de março de 2015.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS; INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO & INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG. 2000. **Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília, MMA/SBF, 40p.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. **Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes**. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, 2008. p.137-158.

COSTA, G. S.; FRANCO, A. A.; DAMASCENO, R. N.; FARIA, S. M. Aporte de nutrientes pela serapilheira em área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 5, p. 919-927, 2004.

COSTA, M. do P.; NAPPO, M. E.; CAÇADOR, F. R. D.; BARROS, H. H. D. de. 2010. Avaliação do processo de reabilitação de um trecho de floresta ciliar na bacia do Rio Itapemirim-ES. **Revista Árvore**, 34:835-851.

COSTALONGA, S. R.; REIS, G. G.; REIS, M. G. F.; SILVA, A. F.; BORGES, E. E. L. E.; GUIMARÃES, F. P. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 2, p. 239-250, 2006.

CUNHA, G. M.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMARODRIGUES, E. F.; VELLOSO, A. C. X. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da mata atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p.1175-1185. 2009.

de FARIA, S.M., E.F. CAMPELLO, D.F. XAVIER & R. M. BODDEY. Multi-purpose fast-growing legume trees for smallholders in the tropics and sub-tropics: firewood, fencing and fodder. In Comunicado Técnico. Embrapa Agrobiologia, Seropédica. 6 p. <http://www.cnpab.embrapa.br/publicacoes/download/cot127>. 2010.

DEL MORAL, R.; WALKER, L. R.; BAKER, J. P. **Insights gained from succession for the restoration of landscape structure and function**. In: WALKER, L. R.; WALKER, J.; HOBBS, R. J. (Eds.). Linking restoration and ecological succession. New York: Springer, 2007. p. 19-44.

DERESZ, F.; PORTO, P. P.; CÓSER, A. C.; MARTINS, C. E. Produção de leite de vacas Holandês x Zebu em pastagens de gramíneas tropicais manejadas sob pastejo rotativo. Juiz de Fora: **Embrapa Gado de Leite**, p.4 (Circular Técnica. Embrapa Gado de Leite, 90), 2006.

DIAS NETO, O. C.; SCHIAVINI, I.; LOPES, S. de F.; VALE, V.S. do; GUSSON, A. E. & OLIVEIRA, A. P. de. 2009. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**. 60:1087-1100.

DORAN, J. W. & T. B. PARKIN. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J. W. (Eds.) Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA, Inc., Madison, Wisconsin, USA. 1994.

DICK, R. P.; THOMAS, D. R.; HALVORSON, J. J. **Standardized methods, sampling, and sample pretreatment**. In: DORAN, J. W.; JONES, A.J. (Eds.), Methods for Assessing Soil Quality. Soil Science Society of America, Special Publication 49, Madison, WI, pp. 107-121. 1996.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. **Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set**. In: DORAN, J. W., JONES, A. J. (Eds.), Methods for Assessing Soil Quality. Soil Science Society of America, Special Publication 49, Madison, WI, p. 25-37. 1996.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1999. 627p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação dos solos**. 2. Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 1-26.

FERNANDES, M. M.; CALDAS, A. J. F. da S.; JIMENEZ, L. O. M.; CREPALDI, M. O. S.; BARBOZA, R. S. & RODRIGUES, R. de M. M. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional semidecidual da fazenda Santa Cecília do Ingá, Volta Redonda, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, n. 20, p. 29-43. 2012.

FERNANDES, M.M.; MAGALHÃES, L.M.S.; PEREIRA, M.G.; CORREIA, M.E.F.; BRITO, R.J. & MOURA, M.R. Influência de diferentes coberturas florestais na fauna do solo na Flona Mário Xavier, no município de Seropédica, RJ. **Floresta**, v. 41, p. 533-540, 2011.

FERNANDES, M. M.; MELOSO, M. E. C.; SILVA, M. D.; FERNANDES, M. R. de MOURA.; LIMA, N. N. C. fauna edáfica de área degradada revegetada com pinhão manso em monocultivo e consórcio com *Andropogon gayanos*. **Energ. Agric.**, Botucatu, vol. 30, n.1, p.47-52, 2015.

FERREIRA, D. F. **Análise estatística por meio do SISVAR** (Sistema para Análise de Variância) para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45, 2000, São Carlos. Anais. São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FIEDLER, P. L.; GROOM, M. J. **Restoration of damaged ecosystem and endangered populations**. In: Principles of conservation biology. (eds. GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R.), p. 553- 590, Sinauer Associates Inc., Massachusetts. 2006.

FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Florística e estrutura do componente arbóreo de remanescentes de Mata Atlântica do médio rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 64, n. 3, p. 607-624, 2013.

FRANCO, A. A., CAMPOS NETO, D., CUNHA, C. O. O., CAMPELLO, E. F. C., MONTEIRO, E. M. da S., SANTOS, C. J. F., FONTES, A. M., FARIA, S. M. **Revegetação de solos degradados**. In: Workshop sobre recuperação de áreas degradadas. 1. 1990. Ptaguaí. Anais. UFRRJ/Departamento de Ciências Ambientais. 1991. p. 133-157.

FRANCO, A. A.; DIAS, L. E.; FARIA, S. M. de; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, E. M. R. da, Uso de leguminosas florestais noduladas e micorizadas como agentes de recuperação e manutenção da vida do solo: um modelo tecnológico. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro/RJ. UFRJ. v. 1. p. 459-467. 1995.

FRANCO, A. A.; FARIA, S. M. The contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. **Soil Biol. Biochem.**, 29:897-903, 1997.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. de; DIAS, L. E.; CASTILHO, A. F.; FORTES, J. L. O.; C. NETO, D.; CERQUEIRA, L. S.; MOREIRA, J. F; RESENDE, A. S. Revegetação de áreas degradadas pela mineração e processamento de bauxita. In: ALBA, J. M. F. (Ed.). **Recuperação de áreas mineradas: a visão dos especialistas brasileiros**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, Ca p. 14. 2006.

FRANCO, A. A.; RESENDE, A. S. de; CAMPELLO, E. F. C. Importância das leguminosas arbóreas na recuperação de áreas degradadas e na sustentabilidade de sistemas agroflorestais. In: **Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável**, Mato Grosso do Sul, p. 1-24, 2003.

FRANCO, B. K. S. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.36, n.3, p.423-432, 2012.

FREIRE, A. L. O.; RODRIGUES, T. J. D.; MIRANDA, J. R. P. Fixação biológica do nitrogênio e crescimento de plantas de leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit.) sob salinidade. **Revista Caatinga**, v.23, p.90-96, 2010.

FREITAS D. A. F.; SILVA M. L. N.; CARDOSO, E. L.; CURI, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. **R. Ci. Agron.** 2012; 43: 417-28.

FREITAS, W. K. de. & MAGALHÃES, L. M. S. Florística, diversidade e distribuição espacial das espécies arbóreas de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual da Serra da Concórdia, RJ. **Floresta**, 44:259 - 270.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological Filters, thresholds and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restorations ecology**. Washington: Island Press. p. 72-95. 2014.

FROUZ, J.; ELHOTTOVÁ, D.; KURÁŽ, V.; ŠOURKOVA, M. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 33, p. 308-320, 2006.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA Workshop Mata Atlântica - problemas, diretrizes e estratégias de conservação. **Anais da Reunião Nacional sobre a Proteção dos Ecossistemas Naturais da Mata Atlântica**. Atibaia, 29 de março a 1 de abril de 1990, Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo. 1999.

GAGNON, B.; LALANDE, R.; SIMARD, R. R.; ROY, M. Soil enzyme activities following paper sludge addition in a winter cabbage-sweet corn rotation. **Can. J. Soil Sci.**, v. 80, p. 91-97, 2000.

GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTESGAMA, M. M. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônica. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p.559-566, 2002.

GAMA-RODRIGUES, A. C. D.; GAMA-RODRIGUES, E. F. D.; BRITO, E. C. D. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos culturais de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho-Amarelo na região noroeste Fluminense (RJ). **R. Bras. Ci. Solo**, v. 31, p. 1421-1428, 2007.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; PAULINO, G. M & FRANCO A. A. Atributos químicos e microbianos de solos sob diferentes coberturas vegetais no norte de estado do Rio de Janeiro. **R. Bras. Ci Solo**, v. 32, p. 1521-1530, 2008.

GARCÍA-GIL, J. C.; PLAZA, C.; SOLER-ROVIRA, P.; POLO, A. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. **Soil Biol. Biochem.**, v. 32, p. 1907-1913, 2000.

GIEBELMAN, U. C.; MARTINS, K. G.; BRÄNDLE, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Diversity and ecosystem functioning: litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. **Applied Soil Ecology**, v. 46, p. 283-290, 2010.

GLEASON, H. A. 1926. **The individualistic concept of the plant association**. Bulletin Torrey Botanical Club v. 53, p. 7-26. 1926.

GÖTSCH, E. **O renascer da Agricultura**. AS-PTA, Rio de Janeiro. 1995. 22p.

GRIFFITH, J. J. **Recuperação conservacionista da superfície de áreas mineradas: uma revisão de literatura**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Investigações Florestais/UFV, 1980. 106 P. (Boletim técnico, 79).

GRIFFITH, J. J.; DIAS L.; E, JUCKSCH, I. **Novas estratégias ecológicas para a revegetação de áreas mineradas no Brasil**. In: Simpósio Sul -Americano, I e 76 Simpósio

Nacional, II sobre Recuperação de Áreas Degradadas. Foz de Iguaçu-PR. FUPEF. p. 31-43. 1994.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001.

GUARIGUATA, M. R.; CHAZDON, R. L.; DENSLOW, J. S.; DUPUY, J. M.; ANDERSON, L. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant Ecology**, v. 132p. 107-120. 1997.

GUIMARÃES, J. C. C.; CHAGAS, J. M.; CAMPOS, C. C. F.; ALECRIM, E. F.; MACHADO, E. S. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais decorrentes da mineração de bauxita so sul de Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 321-333, 2012.

GUIMARÃES, S.; NARTINS, S. V.; NERI, A. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, K. de A. Banco de sementes em restauração florestal em aimorés, MG. **Pesq. flor. bras.**, Colombo, v. 34, n. 80, p. 357-368. 2014.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. **Ecological Filters, thresholds and gradient in resistance to ecosystem reassembly**. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTLE, T.; HALLE, S. Assembly rules and restorations ecology. Washington: Island Press, 2004. p. 72-95.

HERRICK, J. E.; SHUMAN, G. E.; RANGO, A. Monitoring ecological processes for restoration projects. **Journal of Nature Conservation**, v. 14, p. 161-171, 2006.

HUNTER, A. F.; AARSSSEN, L. W. Plants helping plants. **BioScience**, Reston, v. 38, n. 1, p. 34-40. 1988.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. 92p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

ISEMEYER, H. Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. **Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.** v. 56, p. 26-38. 1952.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. **Microbial biomass in soil: measurement and turnover**. In: PAUL, E. A.; LADD, J. N. (Eds.) Soil biochemistry. New York: Marcel Dekker, 1981, p. 415-471.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. **Recuperação de áreas ciliares**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds) Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp, 2001. p.249-271.

KEENAN, R.; LAMB, D.; WOLDRING, O.; IRVINE, T.; JENSEN, R. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 117-131, 1997.

KELTY, M. J. The role of species mixtures in plantation forestry. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, n. 2/3, p. 195–204, 2006.

KENNEDY, A.; DORAN, J. **Sustainable agriculture: role of microorganisms.** In: BITTON, G. (Org.) *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. New York: John Wiley & Sons, 2002. p. 3116-3126.

KLAMT, E.; SCHNEIDER, P. Solos suscetíveis à erosão eólica e hídrica na região da Campanha do Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v.11, p.71-80, 1995.

KNUPP, A. M., FERREIRA, E. P. de B., GONZAGA, A. C de O., MOREIRA, F. R. B. **Avaliação de indicadores biológicos de qualidade do solo em unidades piloto de produção integrada de feijoeiro comum.** (Envolvimento / Embrapa Arroz e Feijão), 35. 2010. 23p.

LACLAU, J. P.; BOUILLET, J. P.; GONÇALVES, J. L. M.; MOREIRA, M. Z.; TRIVELIN, P. C. O.; JOURDAN, E. V.; SOLVA, M. C.; TSAI, S. M. & GALIANA, A. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. Growth dynamics and aboveground net primary production. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 3905-3917, 2008.

LAGOS. A. R., & MULLER B. L. A., Hotsport Brasileiro - Mata Atlântica, **Saúde & Ambiente em Revista**, Duque de Caxias, V. 2, n. 2, P. 35-45, Jul-Dez 2007.

LAMBERT, D. H., BACKER, D. E., COLE Jr., H. The role of mycorrhiza in the interactions of phosphorus with zinc, copper and other elements. **Soil Sci. Soc. Amer. J.**, v. 43. p. 976-980. 1979.

LAOSSI, K. R. Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian pastures. **Pedobiologia**, v. 51, 397-407, 2008.

LAVELLE, P., T. DECAËNS, M. AUBERT, S. BAROT, M. BLOUIN, F. BUREAU, P. MARGERIE & J-P. MORA. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v.42, p. S3-S15. 2006.

LE FLOC'H, E.; ARONSON, J. **Écologie de la restauration.** Définition de quelques concepts de base. *Natures – Sciences – Sociétés*, Hors-serie, 1995. p. 29-35.

LIMA, A.M.N.; SILVA, I.R. da; NEVES, J.C.L.; NOVAIS, R.F. de; BARROS, N.F.; SÁ MENDONÇA, E.; DEMOLINARI, M.S.M.; LEITE, F.P. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1053-1063, 2008.

LIMA, K. D. R. **Avaliação de espécies arbóreas e técnicas de plantio para recuperação de áreas degradadas por exploração de piçarra na Caatinga, RN.** 2005. 111 f. dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Mossoró, RN. 2012.

LIMA, K. D. R. de; CHAER, G. M.; ROUWS, J. R.; MENDONÇA, V.; RESENDE, A. S. de. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na Caatinga. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, n. 1, p. 203-213, 2015.

LOPES, S. de FARIA; SCHIAVINI, I.; OLIVEIRA, A. P.; VALE, V. S. An Ecological Comparison of Floristic Composition in Seasonal Semideciduous Forest in Southeast Brazil:

Implications for Conservation. **International Journal of Forestry Research**. Article ID 537269. 2012.

MACEDO, M. O.; RESENDE, A. S.; GARCIA, P. C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. **Forest Ecology and Management**, v.255, p. 1516-1524. 2008.

MACHADO, J. O.; PICCIN, C. R.; BARBOSA, J. C.; NAHAS, E. Ação da vinhaça e fosfato natural sobre a população de bactérias solubilizadoras de fosfato bicálcico, habitantes da rizosfera de *Lycopersicon esculentum* (Mill.) cv 'Petomech'. **Científica**, Jaboticabal, v.11, p. 63-69, 1983.

MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; MENEZES, C. E. G. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da mata atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do rio paraíba do sul – RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 91-106, 2015.

MAJER J. D.; BRENNAN, K. E. C.; MOIR, M. L. Invertebrates and the restoration of a forest ecosystem: 30 years of research following bauxitemining in Western Australia. **Rest Ecol.**, v. 15, p. 104-115. 2007.

MANJUNATH, A., HABTE, M. Development of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and uptake of immobile nutrients in *Leucaena leucocephala*. **Plant and Soil**, v. 106. p. 97-103. 1988.

MARTINKOSKI, L. VOGEL, G. F.; MARTINS, P. J. Sistemas agroflorestais na Recuperação de matas ciliares. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 6, n. 7, jul. 2013, p. 195-212.

MARTINS, S. V. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v.32, n.6, p.1081-1088, 2008.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados** – Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. 293p. il. (colorido).

MEYER, E. A. Estrutura do estrato regenerante e impacto do corte seletivo de árvores sobre a regeneração natural em uma Floresta Estacional Decidual. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, 2008.

MEIRA-NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da Mata da Silvicultura, uma Floresta Estacional Semidecidual do município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 459-471, 2003.

MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; ALVARENGA, M. I. N.; VIEIRA, F. B. N. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2461-2470, 2008.

- MELO, A. C. G. & DURIGAN, G. 2007. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, 7:101-111.
- MENDES, I. C., REIS JUNIOR, F. B., HUNGRIA, M., FERNANDES, M. F., CHAER, G. M., MERCANTE, F. M., ZILLI, J. E. **Microbiologia do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas** In: Biotecnologia - estado da arte e aplicações na agropecuária. 1ed. Planaltina, D F: Embrapa, 2011, p. 219-244.
- MILHOMEM, M. E. V.; ARAÚJO, G. M. & VALE, V. S do. 2013. Estrutura do estrato arbóreo e regenerativo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Itumbiara, GO. **Ciência Florestal**, 23:679-690.
- MINHAES, C. M. C.; FRANCELINO, F. M. A. Estudo da inter-relação da qualidade do solo e da serapilheira com a fauna edáfica utilizando análise multivariada. *Nucleus*, v9, n. 2. 2012.
- MITTERMEIER, R. A.; Gil, P. R.; Hoffman, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux, J.; Fonseca, G. A. B. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX & Agrupacion Sierra Madre, Cidade do México. 2004.
- MIRANDA NETO, A. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; GLERIANI, J. M. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Árvore**, v. 38, n.4, p. 609-620, 2014.
- MOCHIUTTI, S.; HIGA, A. R. & SIMON, A. A. Fitossociologia dos estratos arbóreos e de regeneração natural em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 18, p. 207-222. 2008.
- MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 29, p. 565-571, 2005.
- MOÇO, M. K. da S. **Fauna do solo em diferentes agrossistemas de cacau no sul da Bahia**. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF (Dissertação de Mestrado). 2006.
- MOLDENKE, A. R. Arthropods In: WEAVER, R. W. (Ed.). **Methods of soil analysis: Part 2 - microbial and biochemical properties**. Madison: SSSA. 1994, p. 517-542.
- MORAES, L. F. D. **Indicadores da restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ**. 2005. 111 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Agronomia. Seropédica, RJ. 2005.
- MORAIS, J. W.; OLIVEIRA, V. dos S.; DAMBROS, C. de S.; TAPIA-CORAL, S. C.; ACIOLI, A. N. S. Mesofauna do solo em diferentes sistemas de uso da terra no Alto Rio Solimões, AM. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 39, n.2 , 145-152, 2010.

MOREIRA, F. M. S.; HUISING, J.; BIGNELL, D. E. **Manual de Biologia dos Solos Tropicais. Amostragem e Caracterização da Biodiversidade**. 1. ed. Lavras: UFLA, 2010. 368 p. v. 1.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Wiley, New York. 547 p. 1974.

MUSCARELLA, R., FLEMING, T. H. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. **Biol. Rev.**, v. 82, p. 573-590. 2007.

NICHOLS, O. G.; NICHOLS, F. M. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah forest of southwestern Australia. **Restoration Ecology, Crawley**, v. 11, p. 261-272, 2003.

NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A.; MENEZES, R. I. Q. Diversidade da fauna edáfica em solos submetidos a diferentes sistemas de manejo no semi-árido nordestino. **Scientia Agrária**, v. 25, n. 01, p. 43-49, 2009.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; TAMEIRÃO-NETO, E.; CARVALHO, W. A. C.; WERNECK, M.; BRINA, A. E.; VIDAL, C. V.; REZENDE, S. C.; PEREIRA, J. A. A. Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de floresta atlântica sensu lato na região das bacias do leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). **Rodriguésia**, v. 56, p. 185-235. 2005.

OLIVEIRA FILHO A. T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, v. 32, p. 793-810. 2000.

PAULA, P. D.; CAMPELLO, E. F. C.; GUERRA, J. G. M.; SANTOS, G. de A.; RESENDE, A. S. de. Decomposição das podas das leguminosas arbóreas *Gliricidia sepium* e *Acacia angustissima* em um sistema agroflorestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 791-800, jul-set., 2015.

PEREIRA, J. C. D.; STURION, J. A.; HIGA, A. R.; HIGA, R. C. V.; SHIMIZU, J. Y. Características da madeira de algumas espécies de eucalipto plantadas no Brasil. Colombo: Embrapa Florestas. 113 p., 2000.

PEREIRA, J. S.; RODRIGUES, S. C. CRESCIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS UTILIZADAS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREA DEGRADADA. *Caminhos de Geografia Uberlândia*. v. 13, n. 41, p. 102-110. 2012.

PEREIRA, M. G.; SILVA, A. N.; PAULA, R. R.; MENEZES, L. F. T. Aporte e decomposição do folheto em floresta periodicamente inundável na Restinga da Marambaia, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n.1, p. 59-67, 2012.

PEZARICO, C. R.; VITORINO, A. C. T.; MERCANTE, F. M.; DANIEL, O. Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais. **Revista de Ciências Agrárias, Pernambuco**, v.56, n.1, p.40-47, 2013.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; BARTHA, S. Implication from the Buell-Small succession study for vegetation restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 4, p. 41-52, 2001.

PINTO, L. V. A.; BOTELHO, S. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de; DAVIDE, A. C. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 775-793, 2005.

PINTO, R. W. P., GIANERINI, Y. X., GUMARÃES, L. P. A., CLÓVIS JÚNIOR, H., COSTA, C. A. Q., BALIEIRO, F. C., DONAGEMMA, G. K., ANDRADE, A. G. **Estoque de Carbono e Densidade do Solo afetados por Leguminosas e Lodo de Esgoto em Área Degradada**. Anais, FERTIBIO, 2008.

PRADO JÚNIOR, J. A.; VALE, V. S. do; OLIVEIRA, A. P. de; GUSSON, A. E.; DIAS NETO, O. C.; LOPES, S. de F.; SCHIAVINI, I. Estrutura da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizada na reserva legal da fazenda Irara, Uberlândia, MG. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 26, n. 4, p. 683-647, 2010.

RAMOS, F. T.; MONARI, Y. C.; NUNES, M. C. N.; CAMPOS, D. T. S.; RAMOS, D. T. Indicadores de qualidade em um Latossolo Vermelho-Amarelo sob pastagem extensiva no pantanal Mato Grossense. **Revista Caatinga**, v. 23, n. 1, p. 112-120, 2010.

RAVENTÓS, J.; SILVA, J. F. Competition effects and responses to variable numbers of neighbors in two tropical savanna grasses in Venezuela. **Journal of Tropical Ecology, Cambridge**, v.11, n.1, p.39-52, Feb. 1995.

REFLORA **Herbário virtual**. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/jabot/herbarioVirtual/> 2015. Acesso em 30/10/2015.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1. n. 28-36, p. 85-92, 2003.

RIBEIRO, R. D. & LIMA, H. C. Riqueza e distribuição geográfica de espécies arbóreas da família Leguminosae e implicações para conservação no centro de diversidade vegetal de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, n. 1, p. 111-127. 2009.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J. & HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153. 2009.

RICHARDS, A. E.; FORRESTER, D. I.; BAUHUS, J.; SCHERER-LORENZEN, M. The influence of mixed tree plantations on the nutrition of individual species: a review. **Tree Physiology**, Oxford, v. 30, p. 1192-1208, 2010.

ROCHA, D. S. B.; AMORIM, A. M. A. Heterogeneidade altitudinal na Floresta Atlântica setentrional: um estudo de caso no sul da Bahia, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 26, n. 2, p. 309-327, 2012.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.) **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica. 2009.

ROVEDDER, A. P. M., ELTZ., F. L. F. Desenvolvimento do *Pinus elliottii* e do *Eucalyptus tereticornis* consorciado com plantas de cobertura, em solos degradados por arenização, **Ciência Rural**, v.38, p. 84-89, 2008.

SANTOS, M. A.; CRUZ, C. B. M.; SARAÇA, C. E. S.; OLIVEIRA, F. J. J. G.; RAHY, I. S.; ALGER, K.; UZÊDA; M. C.; COSTA, M. B.; PERES, W. R. Pressão antrópica e as novas dinâmicas na economia fluminense. In: BERGALLO, H. G. FIDALGO, E. C. C. ROCHA, C. F. D. UZÊDA, M. C. COSTA, M. B. ALVES, M. A. S. SLUYS, M. V. SANTOS, M. A. COSTA, T. C. C. COZZOLINO, A. C. R. **Estratégias e ações para conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro**. Instituto Biomás. p. 41-65. 2009.

SAPINI, S.; ANDRÉA, M. M. Dissipação de simazina em solo por ação de minhocas (*Eisenia foetida*). **R. Bras. Ci. Solo**, v. 25, p. 593-599, 2001.

SARRANTONIO, M.; DORAN, J. W.; LIEBIG, M. A.; HALVORSON, J. J. On arm assessment of soil quality and health. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (eds.). Methods for assessing soil quality. Madison, **Soil Science Society of America**. p. 83105, 1996, (Special Publication, 49).

SAVIOZZI, A.; BUFALINO, P.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALD, R. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, p. 96-101, 2002.

SCHON, N. L.; MACKAY, A. D.; MINOR, M. A. Vulnerability of soil invertebrate communities to the influences of livestock in three grasslands. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 53, p. 98-107, 2012.

SCHUNER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v.43, p.1256-1261, 1982.

SEEBER, J.; SEEBER, G. U. H.; KOSSLER, W.; LANGEL, R.; SCHEU, S.; MEYER, E. Abundance and trophic structure of macro decomposers on alpine pastureland (Central Alps, Tyrol): effects of abandonment of pasturing. **Pedobiologia**, v. 49, p. 221-228, 2005.

SER – THE SER SCIENCE E POLICY WORKING GROUP. The SER primer on Ecological Restoration. **SER Society for Ecological Restoration**, 2002, p. 1-9.

SHEORAN, V.; SHEORAN A. S.; POONIA, P.; SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. **International Journal of Soil, Sediment and Water** 3(2): 13. 2010.

SILVA, L. G.; MENDES, I. de C.; REIS JÚNIOR, F. B.; FERNANDES, M. F.; MELO, J. T. de; KATO, E. Atributos físicos, químicos e biológicos de um latossolo de cerrado em plantio de espécies florestais. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 44, n. 6, p. 613-620, jun. 2009.

SILVA, C. F. da; PEREIRA, M. G.; MIGUEL, D. L.; FERNANDES, J. C. F.; LOSS, A.; MENEZES, C. E. G.; Silva, E. M. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio Vale do Paraíba do Sul (RJ). **Rev. Bras. Ci. So.**, Viçosa, v.36, n.6, p.1680-1689, 2012.

SILVA, A. B.; LIRA JÚNIOR, M. A.; DUBEUX JÚNIOR, J. C. B.; FIGUEIREDO, M. do V. B. & VICENTINI, R. P. 2013. Estoque de serapilheira e fertilidade do solo em pastagem degradada de *Brachiaria decumbens* após implantação de leguminosas arbustivas e arbóreas forrageiras. **Rev. Bras. Ci. So.**, v. 37, p. 502-511. 2013.

SIQUEIRA, J. O.; FRANCO, A. A. **Biotecnologia de solo: Fundamentos e perspectivas**. Brasília: MEC/ABEAS: Lavras, Esal/FAEPE, 1988. 235p. 83.

SNYDER, B. A.; HENDRIX, P. F. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (earthworms, millipedes and isopods) in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 16, p. 629-636, 2008.

SOLIVERES, S.; MONERRIS, J.; CORTINA, J. Irrigation, organic fertilization and species successional stage modulate the response of woody seedlings to herbaceous competition in a semi-arid quarry restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 15, p. 175-186. 2012.

SOUTO, M. A. G.; BOEGER, M. R. T. Estrutura e composição do estrato de regeneração e vegetação associada de diferentes estádios sucessionais no leste do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 3, 2011.

SOUZA, P. B de; SOUZA, A. L. de; COSTA, W. da S.; PELOSO, R. V. D.; LANA, J. M. Florística e diversidade das espécies arbustivo-arbóreas regeneradas no sub-bosque de *Anadenanthera peregrina* (L.) **Speg. Cerne**, v. 18, p. 413-421. 2012.

SPOSITO, G.; ZABEL, A. The assessment of soil quality. **Geoderma**, Amsterdam, v. 114, p. 143-144, 2003.

SUDDING, K. N. & GROSS, K. L. **The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories**. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Eds.). *Foundation of Restoration Ecology*. Washington: Island Press. p. 190-209. 2006.

TABATABAI, A. **Soil enzymes**. In: WAVER, R. W.; ANGLE, J. S.; BOTTOMLEY, P. S. (Eds). *Methods of soil analyses. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties*, second ed. Madison, USA: Soil Science Society of America, p. 775-833, 1994.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 2-3, p. 695-700, 2005.

THOMPSON, L. M.; BLACK, C. A.; ZOELLNER, J. A. Occurrence and mineralization of organic phosphorus in soils, with particular reference to associations with nitrogen, carbon, and pH. **Soil Science**, Maynard, v.77, n. 2, p. 185-196, 1954.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ V, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M., (Eds.) **Tópicos em ciência do solo**, Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2. p. 195-276.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1173-1184. 2007.

VAN STRAALLEN, N. M. Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. In: PANKHURST, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. (Orgs.). **Biological indicators of soil health**. CAB International, 1997. p. 235-265. 1997.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biol. Biochem.**, v. 19, p. 703-707, 1987.

VITOUSEK, P. M.; MENGE, D. N. L.; REED, S. C.; CLEVELAND, C. C. Biological nitrogen fixation: rates, patterns and ecological controls in terrestrial ecosystems. **Phil Trans R Soc B**, 368: 20130119. 2013.

WARDLE, D. S.; YEATES, G. W.; BARKER, G. M.; BONNER, K.I. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. **Soil Biol. Biochem.**, 38:1052-1062, 2006.

XIONG, S.; JOHANSSON, M. E.; HUGHES, F. M. R.; HAYES, A.; RICHARDS, K. S.; NILSSON, C. Interactive effects soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. **Journal of Ecology**, London, v. 91, p. 976-986, 2003.

ZACHOS, F.; HABEL, J. **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Heidelberg/Dordrecht/London/New York, Springer. 2011.

ZANINE, A. de M.; SANTOS, E; M. Competição entre espécies de plantas – Uma revisão. **Revista da FZVA**. Uruguaiana, v. 11, n. 1, p. 10-30, 2004.

ZILLI, J. E.; RUMJANEK, N. G.; XAVIER, G. R.; COUTINHO, H. L. da C.; NEVES, M. C. P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 20, n. 3, p. 391-411. 2003.