UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP – DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

Influência do desenvolvimento florestal sobre a comunidade edáfico-epígea de Arthropoda e a mirmecofauna: bases para a bioindicação do processo sucessional na restauração ecológica

Fernando Meloni

Versão corrigida da tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências, Área Entomologia

Ribeirão Preto
2012

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP – DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

Influência do desenvolvimento florestal sobre a comunidade edáfico-epígea de Arthropoda e a mirmecofauna: bases para a bioindicação do processo sucessional na restauração ecológica

Aluno: Fernando Meloni
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Elenice Mouro Varanda

Versão corrigida da tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências, Área Entomologia

Ribeirão Preto
2012

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ribeirão Preto, 03 de setembro de 2012

Aluno: _____

Orientador: _____

Ficha Catalográfica

Meloni, Fernando

Influência do desenvolvimento florestal sobre a comunidade edáfico-epígea de Arthropoda e a mirmecofauna: bases para a bioindicação do processo sucessional na restauração ecológica / Ribeirão Preto, 2012.

160p. : il. ; 30 cm

Tese (Doutorado) apresentada à Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. Área de concentração: Entomologia.

Orientadora: Elenice Mouro Varanda

1. Introdução ao tema, descrição das áreas de estudo e dos métodos de amostragem 2. Padrões faunísticos da comunidade edáfico-epígea de Arthropoda ao longo do desenvolvimento florestal: é possível medi-los? 3. Respostas da mirmecofauna ao processo sucessional durante o desenvolvimento florestal em reflorestamentos destinados à restauração ecológica 4. Resposta das formigas ao desenvolvimento florestal segundo a abordagem funcional 5. Considerações finais.

Meloni F. Influência do desenvolvimento florestal sobre a comunidade edáfico-epígea de Arthropoda e a mirmecofauna: bases para a bioindicação do processo sucessional na restauração ecológica. Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Aprovado em: 26/10/2012

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Elenice Mouro Varanda – FFCLRP-USP

Prof. Dr. Rodrigo Augusto Santinelo Pereira – FFCLRP-USP

Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos – Instituto de Biologia - UFU

Dr. Antônio Carlo Galvão de Melo – Instituto Florestal do Estado de São Paulo

Dr. Rogério Rosa da Silva – Div. Científica – Museu de Zoologia da USP

Para Antônio e Laura

Agradecimentos

O presente estudo não seria possível sem a colaboração de diversas pessoas e instituições. Assim, gostaria de agradecer à equipe da CETESB Ribeirão Preto, Sr. João Luiz Moreira Macedo e Sr. Marcelo Alves Martirani pela ajuda na localização e seleção dos reflorestamentos estudados. À diretoria da Usina da Pedra S.A. pela permissão de uso de seus reflorestamentos como objeto de estudo. À International Paper S.A. por permitir a realização do estudo em suas áreas, em especial aos Srs. Miguel Magela e João Machado por intermediarem a licença e pelo apoio na execução dos trabalhos. Ao Sr. Decriê e à diretoria da Usina Bela Vista por permitirem levantamentos em suas áreas florestais. Aos diretores da Usina Santa Elisa S.A. por concederem autorização para os estudos em seus reflorestamentos e remanescentes. Agradeço ao Prof. Dr. Rodrigo A. S. Pereira e ao Prof. Dr. Heraldo Vasconcelos pelas sugestões, comentários e ensinamentos. Obrigado ao responsável pelo setor de Hymenoptera do Museu de Zoologia da USP, o Prof. Dr. Carlos R. F. Brandão, e em especial aos pesquisadores, colegas e amigos, o Dr. Rodrigo M. Feitosa e o Dr. Rogério R. Silva, pela ajuda na identificação e classificação funcional das formigas, bem como pelos comentários e ensinamentos. Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia da FFCLRP-USP, seus coordenadores, professores e funcionários pela oportunidade. À Prof^a. Dr^a. Elenice M. Varanda pelas oportunidades, pelo apoio, pelos comentários e ensinamentos. A todos os colegas e amigos do Laboratório de Ecologia Química e Restauração Florestal, mas principalmente aos Msc. José R. Barosela, Msc. Mônica L. Oliveira, Msc. Fabiana P. Fragoso, Guilherme Rubio e Luis M. Mineli, pelos comentários, convivência e ensinamentos oferecidos e compartilhados, muito obrigado. À Msc Mariana Cereia e à Dra. Larissa G. Elias pelo apoio durante as etapas da qualificação. À Msc Maria C. A. Cassaroti pelo apoio na organização dos aspectos não científicos do trabalho. Esse estudo foi financiado pelo CNPQ (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), ficando assim os agradecimentos finais à instituição.

**“Havia uma estrada que se bifurcou em uma árvore, e eu ... eu escolhi o caminho menos viajado,
E isso fez toda a diferença.”**

Robert Frost (tradução livre)

"Two roads diverged in a wood, and I ... I took the one less traveled by,

And that has made all the difference."

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
CAPÍTULO I.....	15
Introdução ao tema, descrição das áreas de estudo e dos métodos de amostragem.....	15
1. A degradação ambiental e a restauração ecológica.....	15
2. Indicadores biológicos e o monitoramento de projetos de restauração	16
3. Áreas de Estudo.....	18
4. Coletas da fauna.....	21
5. Estrutura da tese	22
CAPÍTULO II.....	24
Padrões faunísticos da comunidade edáfico-epígea de Arthropoda ao longo do desenvolvimento florestal: é possível medi-los?	24
1 Introdução	24
2. Materiais e Métodos	27
2.1. Coletas	27
2.2. Análise de dados	27
2.2.1 Organização das matrizes.....	27
2.2.2 Influência do desenvolvimento florestal sobre a diversidade de Arthropoda.....	28
2.2.3 Relação entre padrões de composição e estrutura da comunidade e desenvolvimento florestal.....	29
2.2.4. O uso de sub-amostras da comunidade (módulos) na bioindicação.....	30
3. Resultados	30
3.1 Influência do desenvolvimento florestal sobre a diversidade de Arthropoda.....	30
3.2 Relação entre padrões de composição e estrutura da comunidade e desenvolvimento florestal	37
3.3 O uso de sub-amostras da comunidade (módulos) na bioindicação	41
4. Discussão	44
4.1. Respostas da comunidade ao desenvolvimento florestal	44
4.1.1 Aspectos biológicos e ecológicos.....	44
4.1.2. Bioindicação.....	47

4.2 Sazonalidade e sub-amostras da comunidade	49
5. Conclusões	51
 CAPÍTULO III.....	53
Respostas da mirmecofauna ao processo sucessional durante o desenvolvimento florestal em reflorestamentos destinados à restauração ecológica	53
1. Introdução	53
2. Materiais e Métodos	56
2.1 Coletas de dados	56
2.2 Análise de dados	57
2.2.1 Organização das matrizes de dados.....	57
2.2.2 Análise dos índices ecológicos.....	59
2.2.3 Análise da influência do desenvolvimento florestal na composição e estrutura da comunidade de formigas.....	60
2.2.4 Seleção de morfo-espécies indicadoras.....	61
3. Resultados	63
3.1 Formigas capturadas por iscas atrativas	64
3.1.1 Influência do desenvolvimento nos padrões gerais da mirmecofauna	64
3.1.2 Ordenações das comunidades segundo a similaridade de composição de espécies.....	65
3.1.3 Ordenações da comunidade segundo as semelhanças estruturais.....	68
3.1.4 Seleção das morfo-espécies com maior potencial indicador.....	70
3.2 Formigas extraídas por funis Berlese-Tüllgren	77
3.2.1 Influência do desenvolvimento florestal nos padrões gerais da mirmecofauna.....	77
3.2.2 Ordenações das comunidades segundo a similaridade de composição de espécies.....	77
3.2.3 Ordenações das comunidades segundo as semelhanças estruturais.....	78
3.2.4 Seleção das morfo-espécies com maior potencial bioindicador.....	80
3.3. Mirmecofauna total.....	87
3.3.1 Influência do desenvolvimento florestal nos padrões gerais da mirmecofauna.....	87
3.3.2 Ordenações das comunidades segundo similaridade da composição de espécies.....	87
3.3.3 Ordenações da comunidade segundo a semelhança entre estruturas	90

4. Discussão	92
4.1 Aspectos gerais	92
4.2. Resposta da mirmecofauna ao desenvolvimento florestal	94
4.3 Padrões de composição e estrutura da comunidade ao longo do desenvolvimento florestal	95
4.4 Semelhança entre comunidades de diferentes categorias sucessionais	98
4.5 Efeito da sazonalidade nos padrões da mirmecofauna	99
4.6 Seleção de morfo-espécies bioindicadoras	100
5. Conclusões	103
 CAPÍTULO IV.....	105
Resposta das formigas ao desenvolvimento florestal segundo a abordagem funcional.....	105
1. Introdução	105
2. Materiais e Métodos	108
2.1 Coleta de dados.....	108
2.2 Classificação em grupos funcionais.....	108
2.3 Análise de dados	111
3. Resultados	112
3.1 Influência do desenvolvimento florestal sobre o padrão funcional de formigas capturadas por iscas atrativas	112
3.2 Influência do desenvolvimento florestal sobre os grupos funcionais de formigas amostradas na serapilheira e solo (funis de Berlese-Tüllgren).....	117
3.3 Influência do desenvolvimento florestal sobre os grupos funcionais de formigas amostradas por iscas atrativas e por funis de Berlese-Tüllgren	122
4. Discussão	127
4.1 Aspectos gerais	127
4.2 Resposta das formigas segundo a classificação em grupos funcionais.....	127
4.3 Eficácia das classificações em grupos funcionais de formigas para a bioindicação ..	130
4.4 A frequência das formigas classificadas em grupos funcionais.....	133
5. Conclusões	134
 Capítulo V	135
Considerações finais	135
1. Aspectos gerais	135
2. Comunidade edáfico-epígea.....	135
3. Mirmecofauna: morfo-espécies	137

4. Grupos funcionais da mirmecofauna	137
5. Uso dos bioindicadores: extrapolações e ressalvas	138
Referências Bibliográficas	139
Anexo I – Informações complementares ao Capítulo I	150
Anexo II: Informações complementares ao Capítulo II	153
Anexo III: Informações complementares do Capítulo III	156

RESUMO

A restauração ecológica visa o estabelecimento de ecossistemas semelhantes aos que originalmente ocupavam uma determinada área que foi degradada. Todavia, os resultados dos esforços envolvidos na restauração e no retorno dos processos ecológicos naturais são difíceis de serem medidos, pois faltam métodos apropriados. Os bioindicadores são ferramentas baratas e confiáveis para o diagnóstico das características ambientais e ecológicas, cujo princípio consiste em medidas simples de grupos biológicos especialmente sensíveis às mudanças no meio. Os Arthropoda que ocorrem no solo e na serapilheira, em especial as formigas, mediam processos ecológicos importantes e apresentam características que os tornam bioindicadores potenciais, mas seu uso ainda necessita de conhecimentos específicos. Assim, o presente estudo teve como objetivo testar o potencial indicador da comunidade de Arthropoda edáfico-epígea na restauração ecológica, com maior enfoque sobre as formigas. Foram avaliadas as comunidades de um gradiente sucessional formado por doze reflorestamentos com diferentes idades e três remanescentes florestais, localizados nas bacias dos rios Pardo e Mogi-Guaçu. O objetivo foi identificar quais os parâmetros que melhor refletem a resposta dessas comunidades ao desenvolvimento florestal. Os resultados indicaram que tanto a mirmecofauna como o restante da comunidade são influenciadas pelos estádios de desenvolvimento florestal. As comunidades variaram em composição e estrutura. A evolução das comunidades mostrou-se direcional, formando um padrão convergente de acordo com o avanço da sucessão. Os resultados indicaram forte efeito da sazonalidade e das técnicas de coleta na interpretação dos resultados. A comunidade edáfico-epígea encontrada no período seco mostrou-se especialmente sensível ao desenvolvimento florestal, enquanto a resposta da mirmecofauna foi mais evidente durante o período chuvoso. Os resultados indicaram também que as comunidades de diferentes regiões, Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto, responderam ao processo sucessional, embora tenham apresentado diferenças na composição e no padrão de resposta. As análises com formigas classificadas em grupos funcionais indicaram que a resposta da mirmecofauna ao desenvolvimento florestal ocorre também no nível funcional. As mudanças nos padrões da comunidade e seus módulos estão relacionadas às mudanças nos filtros ambientais e à disponibilidade de nichos. Em conclusão, (1) a riqueza de espécies da fauna edáfico-epígea encontrada na serapilheira do período seco foi um bom preditor geral do desenvolvimento florestal; (2) a riqueza de grupos raros proporcionou o melhor modelo de prognóstico do estágio sucessional, indicando ainda que os reflorestamentos tendem a atingir patamares semelhantes aos encontrados nos remanescentes florestais por volta dos 27 anos após o plantio; (3) na comunidade edáfico-epígea, o avanço no desenvolvimento florestal levou à convergência entre padrões de composição, (4) enquanto na mirmecofauna a convergência ocorreu para os padrões de estrutura, sendo que em ambos os casos (3 e 4), quanto mais avançado o estágio sucessional, mais parecidos entre si são os padrões de locais diferentes; (5) a Equabilidade J das formigas amostradas por iscas decresceu ao longo do desenvolvimento

florestal, sendo considerado também um indicador do processo sucessional (6) as classificações funcionais das formigas também permitiram boa predição dos estádios sucessionais, com destaque para formigas capturadas com iscas quando classificadas pelo sistema proposto por Andersen (1995), devido a boa relação custo/benefício. Portanto, foi confirmado o potencial bioindicador da mirmecofauna de comunidade edáfico-epígea geral, que podem ser utilizados como ferramentas de diagnóstico e monitoramento do processo sucessional. O uso mais apropriado deve ser feito por métodos comparativos, através de parâmetros provenientes de ecossistemas referência, ou por medidas repetidas ao longo do tempo, pela observação do deslocamento dos padrões da comunidade e interpretação da proporção dos grupos.

Palavras-chaves: bioindicadores, restauração ecológica, fauna do solo, formigas, fauna edáfica, fauna epígea, gradiente sucessional, reflorestamentos heterogêneos, processos ecológicos, sucessão ecológica, grupos funcionais.

ABSTRACT

Ecological restoration objective is to promote the return of chemical, physical and biological natural properties as those similar to the native features as possible. However, the restoration projects cannot be well evaluated due to the fact that there are no appropriated tools to do that. Plantations using native species are a prominent technique used in São Paulo state, promoting the fast rising of a plant community, but it is very expensive and hard to measure if ecological processes are returning. Bioindicators are cheap tools to evaluate environmental conditions and ecological processes because they respond to all ecosystem characteristics acting together and the responses of a single group make possible to infer properties of the total biodiversity or the full ecosystem health. Epigeic and hipogeic Arthropoda, especially ants, are potential bioindicators, due to their high abundance, ubiquitousness and their straight relationship to some important ecological processes, even to other community components, but they have not been used because it lacks information about the local scale responses to successional process and which standards can be used as parameters. Hence, we have tried to understand the main standards and responses from soil and litter community, as well as the mirmecofauna responses, under a successional gradient constituted by twelve planted forests in different ages and three forest remainders (semi-deciduous forest), all located at the hydrographic basins, Pardo and Mogi-Guaçu, searching for trustful bioindicators of forest development. General fauna was sampled from litter and soil and ants were additionally sampled by attractive baits, using glucose and sardine. Results have showed that forest development makes influence on structure and composition of general communities and ant communities found in restoration sites, so that over time, these community parameters progressively have become more similar to those found in forest remainders, consisting in a directional shifting. Epigeic and hipogeic general fauna showed to be more sensitive to forest development through dry season, while ants presented critical responses in wet season. Communities from different regions were influenced by successional process but they have presented differences among fauna compositions. The analyses using ants classified in functional groups indicated that forest development makes influence also on fauna functional pattern. Groups occupying specialized niches tend to increase their relative amount throughout forest development. The shifting of ant community functionality may be related to changes in environmental filters plus the increase of niche availability through forest development. As conclusions, under experiment features (1) species richness of litter fauna of dry season is a good predictor of forest development; (2) the richness of rare taxa allowed the best prognosis about sucessional stage, also indicating that fauna found in forest plantations reaches similar fauna standards of forest remainders close to 27 years after the deployment; (3) over time, the composition of general edaphic-epigeic community found in restoration sites becomes more similar to composition of communities found in forest remainders, (4) while for ant communities, the structure standards found in restoration sites progressively become more similar of respective parameter found in

forest remainders. (5) the Equitability J of ants communities sampled using baits decreases over forest development and it may be considered a bioindicator of successional process; (6) ant functional groups also provided good prediction of successional stages, highlighting ant sampling using baits and ant functional classification according to Andersen (1995), due to best benefit-cost ratio. For appropriated application of all bioindicators, the use of comparative techniques may be considered, including ecosystem references, and rather than it uses fixed values of fauna parameters (as fixed goals to be achieved), it is better to consider which parameters of the community are changing over time and if their tendencies are in accordance to the expected.

Keywords: bioindicators, restoration ecology, soil fauna, ants, hipogeic fauna, epigeic fauna, successional gradient, reforestation with diversity, ecological process, ecological succession, functional groups.

CAPÍTULO I

Introdução ao tema, descrição das áreas de estudo e dos métodos de amostragem

1. A degradação ambiental e a restauração ecológica

O homem, por suas atividades, exerce forte pressão sobre os ecossistemas naturais, através da extração de recursos, pela descarga de poluentes e pelo uso e ocupação territorial. As consequências diretas mais comuns são a diminuição da cobertura de vegetação nativa e sua fragmentação, fenômenos que interferem negativamente no funcionamento dos processos ecológicos e reduzem a capacidade autogênica de manutenção dos ecossistemas naturais (Didham *et al.*, 1996, Verheyen *et al.*, 2003, Melo *et al.*, 2010).

Esse processo tem ocorrido de maneira sistemática no estado de São Paulo há mais de um século, no qual a cobertura da vegetação natural representa apenas 13,94% de sua área total (SMA, 2006). Ainda, os remanescentes encontram-se fragmentados, com 80,2% dos remanescentes constituídos por áreas menores que 20 ha, e distribuídos irregularmente pelo território, com maior concentração nos maciços litorâneos (Rodrigues & Bononi, 2008). Segundo Nalon *et al.* (2008), esse quadro aumenta a ameaça de perda da biodiversidade, pois dificulta o fluxo gênico das populações e aumenta o risco de extinção de espécies.

Neste contexto, as técnicas de restauração ecológica surgem como alternativas para reverter os impactos da ação humana sobre os ecossistemas. De maneira geral, as técnicas consistem em ações que promovem a colonização dos locais impactados por espécies nativas. Os métodos visam também acelerar o processo sucessional e viabilizar o retorno de outros processos ecológicos naturais (Walker *et al.*, 2007; McClain *et al.*, 2011).

Os investimentos envolvidos em projetos de restauração ecológica são ainda caros e pouco produtivos, haja vista que o conhecimento sobre os resultados das técnicas de restauração ainda são limitados e o insucesso representa uma parcela representativa dos projetos (Rodrigues *et al.*, 2009; Wilson *et al.*, 2011). Por esse motivo, o acompanhamento dos projetos de restauração é de grande importância, já que muitos fatores podem influenciar negativamente o restabelecendo das populações e dos processos ecológicos (Brudvig, 2011), mas a falta de parâmetros científicos e ferramentas comprovadamente eficazes dificultam medir os sucessos e insucessos dos projetos, apesar do aumento nos esforços com pesquisa sobre a restauração ecológica e a melhoria das técnicas envolvidas (Lindermeyer *et al.*, 2008; Knight *et al.*, 2008). Assim, as decisões estratégicas sobre as questões ambientais são frequentemente baseadas exclusivamente em opiniões, não em diagnósticos concretos (Cipolini *et al.*; 2005).

A SER (Society for Ecological Restoration, 2004) emitiu um manual sugerindo que estas avaliações sejam feitas levando-se em conta: (1) a diversidade de espécies, (2) as características da vegetação e (3) indicadores dos processos ecológicos. Ruiz-Jaen & Aide (2005) revisaram 68 estudos

que avaliaram o sucesso de projetos de restauração ecológica e verificaram que os levantamentos completos, que cumprem todas as recomendações da SER, são raros. Os autores afirmam que o tempo e os recursos exigidos, quase sempre incompatíveis com os disponíveis, são as principais causas.

Portanto, a grande demanda por métodos de avaliação dos projetos de restauração ecológica exige que os mesmos sejam confiáveis, simples, rápidos e baratos. Os indicadores biológicos enquadram-se nessas premissas e podem ser considerados ferramentas promissoras para avaliação de resultados nos projetos destinados à restauração ecológica (McGeoch, 1998). Embora na teoria possuam as propriedades necessárias, o uso prático dos bioindicadores frequentemente esbarra na falta de conhecimentos detalhados sobre os grupos potenciais, já que os padrões de resposta dos indicadores devem ser robustos e muito bem conhecidos, atendendo de maneira generalista às particularidades cada local (Hodkinson & Jackson, 2005).

2. Indicadores biológicos e o monitoramento de projetos de restauração

São denominados indicadores biológicos ou bioindicadores, as espécies ou grupos de espécies que fornecem indícios sobre as alterações de hábitat, de características estruturais do sistema, de mudanças climáticas e atmosféricas, da presença de poluentes, alterações nos processos ecológicos e sobre a biodiversidade (Meffe & Carroll, 1994).

Segundo McGeoch (1998), a indicação baseia-se na sensibilidade do indicador biológico às perturbações do sistema, por haver relação entre os padrões comportamentais ou fisiológicos dos seres vivos e as alterações do ambiente. Assim, através de parâmetros individuais ou populacionais do bioindicador, pode-se inferir sobre as condições ambientais locais, complexidade do ecossistema ou sobre a diversidade biológica local. As respostas biológicas às variações ambientais são dependentes das escalas espacial e temporal envolvidas, já que os seres vivos são também influenciados por fatores externos e o histórico de eventos (Kati *et al.*; 2004).

Mudanças climáticas, no padrão da biodiversidade, na ocorrência ou intensidade dos processos ecológicos, condições de solo, balanço energético sistêmico e presença de poluentes são variáveis que podem ser medidas através de bioindicadores adequados, especialmente quando as análises físico-químicas são insuficientes e os levantamentos completos são inviáveis (Hodkinson & Jackson, 2005; Parisi *et al.*, 2005; Nakamura *et al.* 2007, Déri *et al.* 2011). Nestes casos, os bioindicadores são considerados substitutos satisfatórios aos levantamentos completos de biodiversidade e às técnicas de medidas físico-químicas, com a vantagem da melhor relação custo/benefício (Lewandowski *et al.*, 2010). Além de fornecer informações complementares às outras técnicas, também apresentam aspectos exclusivos, já que respondem às variáveis físico-químicas e biológicas agindo conjuntamente (McGeoch, 1998; Hodkinson & Jackson, 2005).

Dentre os diversos grupos biológicos com potencial para bioindicação, os artrópodes se destacam nos ecossistemas terrestres (Lewinsohn *et al.*, 2005) e, devido ao seu nível de interação com o meio e com processos ecológicos importantes, os representantes edáfico-epígeos têm despertado maior interesse (Correia & Oliveira, 2005). Este grupo atende a alguns requisitos desejáveis aos indicadores: são sensíveis às mudanças ambientais, ubíquos, abundantes e podem ser facilmente amostrados.

Em 2011, com base na opinião de 79 especialistas de instituições de pesquisa, órgãos governamentais e sociedade civil, a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo lançou material detalhando parâmetros para o monitoramento e medidas corretivas para os projetos de restauração ecológica (Durigan, 2011). Como consenso dos envolvidos, os principais indicadores para avaliação do sucesso da implantação de projetos de restauração consideraram apenas aspectos da vegetação. Embora a vegetação seja considerada um indicador coeso e confiável, pois interage com outros grupos biológicos e caracteriza o ecossistema (Díaz & Cabido, 2001), aspectos importantes como o da biodiversidade e dos processos ecológicos não podem ser avaliados exclusivamente pela vegetação (SER, 2004; Ruiz-Jaen. & Aide, 2005). Segundo Durigan (2011), as restrições quanto ao uso de outros indicadores biológicos devem-se principalmente à falta de informações, de maneira que métodos indicadores complementares ainda são uma lacuna técnica para a avaliação do sucesso de projetos de restauração, sobre as técnicas de restauração ou para tomadas de decisão sobre áreas prioritárias de conservação.

Com base no acima descrito, o presente trabalho avaliou como o desenvolvimento florestal em reflorestamentos destinados à restauração ecológica influencia os padrões gerais da fauna edáfico-epígea de Arthropoda presente na serapilheira e no solo de reflorestamentos com diferentes idades de plantio e florestas semidecíduais, dando maior enfoque na mirmecofauna (comunidade de formigas, Hymenoptera:Formicidae). O objetivo foi identificar parâmetros ecológicos gerais dessas comunidades que possam ser utilizados como bioindicadores da restauração ecológica, observando ainda como a sazonalidade e a localização geográfica interferem na interpretação da bioindicação.

a problemática foi investigada sobre duas perspectivas. Na primeira, foi investigado como a riqueza, abundância e equabilidade respondem ao desenvolvimento florestal, considerando as comunidades como um todo, como também a separação em grupos taxonômicos ou funcionais. A existência de correlação entre esses parâmetros e o desenvolvimento florestal foi interpretada como positiva a possibilidade de uso da variável como bioindicadora. Na segunda, foram aplicadas diferentes técnicas exploratórias multivariadas, com o objetivo de detalhar como as comunidades e seus módulos são ordenados, de acordo com o estágio de desenvolvimento e região de origem. Foram utilizados parâmetros de medida de similaridade entre composição e estrutura dessas comunidades e seus módulos. A interpretação dos resultados de ordenações e classificações dessas

comunidades foi feita segundo o nível de coerência das classificações e ordenações das comunidades com os respectivos estádios de desenvolvimento florestal dos locais. Tendências de coerência entre padrões de comunidade e estágio de desenvolvimento florestal foram interpretadas como satisfatório o uso da comunidade ou seus módulo na bioindicação.

O estudo foi feito em locais situados nas bacias dos rios Pardo e Mogi-Guaçu, principalmente nas regiões de Ribeirão Preto e Mogi-Guaçu, onde a demanda de projetos de restauração ecológica para adequação ambiental é alta (SMA, 2006). A interpretação dos resultados tenha sido feita sempre sob a óptica do objetivo para o projeto de restauração, procurando estabelecer tendências a serem observadas e não metas.

3. Áreas de Estudo

As bacias hidrográficas do Rio Pardo e do Rio Mogi-Guaçu estão localizadas no nordeste do Estado de São Paulo. A cobertura vegetal natural remanescente dessa região está severamente comprometida, cobrindo 5,9% da área total na Bacia do Rio Mogi-Guaçu e 8,2% da área da Bacia do Rio Pardo (SMA, 2006). Além de pouco representativos, os remanescentes estão fragmentados, com mais de 60% abrangendo 10 ha ou menos, muitas vezes distantes de outros fragmentos (SMA, 2005; Fig.1.1).

Figura 1.1. Localização da Bacia do Rio Pardo, dentro da divisão das bacias hidrográficas do Estado de São Paulo (Fonte: SMA-SP, 2006). Em verde estão representados os remanescentes de vegetação nativa

Nesses locais, a restauração ecológica é feita predominantemente pelo plantio de espécies arbóreas nativas (Attanasio *et al.*, 2006, Rodrigues *et al.* 2009). A técnica, também conhecida como reflorestamentos heterogêneos, consiste no plantio de espécies nativas, planejado segundo o modelo de sucessão ecológica vegetal de Clements (1916 *apud* Ricklefs, 1993), intercalando espécies

pioneiras (rápido crescimento e curto ciclo de vida) com espécies tardias e climácicas (lento crescimento e longo ciclo de vida; Kageyama *et al.*, 2003). Este tipo de plantio visa acelerar o processo sucessional, através do rápido sombreamento e acúmulo de matéria vegetal proporcionado pelas plantas pioneiras, facilitando o desenvolvimento das espécies secundárias tardias e das climácicas. No entanto, a técnica é ainda recente, com início no final da década de 1980 (Durigan, 2011) e embora promova rápida implantação de um ecossistema florestal, seu custo é alto, cerca de 16mil reais/ha, segundo balanço técnico da empresa Pedra Agroindustrial S.A. no ano de 2010 (comunicação pessoal), e seus resultados finais ainda são pouco conhecidos.

Para a realização do presente estudo, os locais foram selecionados de maneira que formassem um gradiente de idades de plantio, interpretado como um gradiente de desenvolvimento florestal e sucessional. Foram selecionados doze reflorestamentos destinados à restauração ecológica, com diferentes idades de plantio, e três remanescentes de mata estacional semidecidual, que foram considerados como áreas-referência e como os estádios mais avançados de desenvolvimento (Tab.1.1).

Tabela 1.1. Relação dos reflorestamentos heterogêneos e remanescentes de mata estacional semidecidual utilizados para avaliação das comunidades da serapilheira e do solo. * As idades de plantio, muitas vezes, derivam de informações não documentais e podem não corresponder exatamente aos valores aqui apresentados.

Locais	Nome do Local	Município	Coordenadas	Área aproximada (ha)	Idade estimada (segundo dados de plantio)*	Classificação
Reflorestamentos	Faz. Figueira	Serrana	23K23749L766102S	20 ha	2,0 anos	R ₁
	Faz. Laranjeiras	Serrana	23K22672L76491S	21 ha	2,5 anos	x<5 R ₁
	Vila Champ	Mogi-Guaçu	23K29726L752571S	10 ha	3,0 anos	anos R ₁
	Faz. Santa Eliza	Sertãozinho	22K80556L766334S	20 ha	3,5 anos	R ₁
	Faz. São Marcelo C	Mogi-Guaçu	23K29493L752493S	60,0 ha	6 anos	R ₂
	Floresta da Usp (BG)	Ribeirão Preto	23K20241L765762S	45,0 ha	7 anos	5<x<10 R ₂
	Cinturão Petrobrás	Ribeirão Preto	23K20086L765946S	40,0 ha	7,0/8,0 anos	anos R ₂
	Faz. São Marcelo B	Mogi-Guaçu	23K29661L752468S	30,5ha	7,0/8,0 anos	R ₂
	Floresta da Usp (Rec.)	Ribeirão Preto	23K20227L765805S	30,0 ha	10,0 anos	R ₃
	Faz. São Marcelo A	Mogi-Guaçu	23K29698L752535S	15,0 ha	15,0 anos	10<x R ₃
	Faz. Pedra	Serrana	23K22832L765348S	44,0 ha	17,0 anos	anos R ₃
	Mata do Galo Bravo	Ribeirão Preto	23K20241L765762S	16,0 ha	19,0 anos	R ₃
Remanescentes	Mata do Bico	Pontal	22K79788L768492S	338 ha	----	--- F
	Faz. Santa Eliza	Sertãozinho	22K80335L766485S	68,0 ha	----	--- F
	Faz. Paineira	Esp. Sto. Pinhal	23K31022L754859S	220 ha	----	--- F

A escolha dos reflorestamentos foi feita em consulta ao DEPRN (Departamento Estadual de Proteção de Recursos Naturais, órgão atualmente extinto, incorporado pela CETESB-SP (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) dos municípios de Ribeirão Preto e Jaboticabal, e a empresas da região de Ribeirão Preto e Mogi-Guaçu. As características de cada local, como histórico, aspectos do entorno, formato, tamanho, localização, estado de conservação, técnicas de manejo aplicadas e idade das áreas de recomposição, foram consideradas. A seleção dos locais priorizou

aqueles cujas características de solo, proximidade a cursos de água, formato, espaçamento entre linhas de plantio e número de espécies introduzidas fossem o mais semelhante possível, embora a heterogeneidade não tenha sido totalmente descartada.

Os reflorestamentos selecionados estão localizados nos municípios de Ribeirão Preto, Serrana, Sertãozinho, Pontal e Mogi-Guaçu, e pertencem à Fazenda da Pedra, Figueira e Laranjeiras, propriedades da Pedra Agroindustrial S.A., Fazenda Santa Eliza I e II, atualmente propriedade da empresa Cia. Energética Santa Elisa, Faz. Galo Bravo, propriedade da Destilaria Galo Bravo, Floresta da USP, área de preservação dentro do Campus da USP-RP, cinturão verde do Terminal de Petróleo Petrobras-RP, Faz. São Marcelo e Vila Champ, propriedades da International Paper (Tab.1.1). Nos capítulos que se seguem, os locais de restauração ecológica estão divididos em estágio inicial (R_1), estágio intermediário (R_2) e avançado (R_3). R_1 são locais com plantio entre 2 e 5 anos, R_2 são locais com plantio entre 5 e 10 anos e R_3 são locais com plantios acima de 10 anos. Os locais de mata utilizados no presente estudo podem ser identificados como “F” (Tabela 1.1). Testes preliminares com alguns descritores vegetais indicaram que os locais escolhidos também formam um gradiente crescente de desenvolvimento das espécies arbóreas e do acúmulo de serapilheira no solo, mais ou menos relacionado com as idades de plantio (Anexo I).

De forma geral, os locais R_1 (reflorestamentos e estágio inicial de desenvolvimento) apresentaram árvores de pequeno a médio porte, raramente ultrapassando os 4m de altura, baixo nível de sobremento e ausência completa de vegetação no extrato inferior, com exceção da presença eventual de gramíneas. Os locais R_2 apresentavam árvores com porte médio, com alturas frequentemente ultrapassando os 4 metros, níveis de sombreamento maiores que os locais R_1 e ausência de vegetação nos extratos inferiores. Já os locais R_3 possuíam árvores de grande porte, não raramente ultrapassando os 8m de altura, alto nível de sobremento e presença de vegetação nos extratos inferiores, embora muito a complexidade dos extratos inferiores tenha se mostrado menor do que a encontrada nos locais de mata (Anexo I).

Os locais de mata selecionados continham entre 80 ha e 340 ha de floresta estacional semidecidual, sem sinais de grandes perturbações. Os remanescentes apresentaram abundância de indivíduos arbóreos com mais 20 metros de altura, baixa cobertura de lianas e alta densidade arbórea, aspectos típicos de uma mata estacional semidecidual (Martins, 1991). O primeiro local é conhecido como Mata do Bico do Pontal, está situado no município de Pontal, na junção dos rios Pardo e Mogi-Guaçu. O local é constituído por aproximadamente 330 ha e encontra-se isolado de outros fragmentos florestais. O segundo local de mata consiste em um fragmento localizado no município de Sertãozinho, cuja área aproximada é de 80 ha e está conectado estruturalmente a dois pequenos reflorestamentos (Fazenda Santa Eliza). O terceiro local de mata localiza-se no município de Espírito Santo do Pinhal (Fazenda Paineira) e possui aproximadamente 250 ha contínuos,

conectados a diversos outros remanescentes menores por corredores resultantes de projetos de plantio florestal com espécies nativas (Anexo I).

4. Coletas da fauna

A fauna foi coletada segundo o delineamento descrito a seguir. Cada local foi amostrado duas vezes, uma na estação seca e uma na chuvosa. Na estação seca, o período de coleta foi de junho a agosto, e na estação chuvosa, de janeiro a março. Em cada coleta sazonal foram amostrados dois transectos, cada um contendo cinco pontos amostrais. Os transectos foram posicionados perpendicularmente e próximos à borda dos reflorestamentos e remanescentes, localizados em diferentes pontos do fragmento, procurando apenas adequar a geometria do local com as medidas do transecto e evitando locais de perturbação aparente (sinais de fogo ou alta taxa de gramíneas invasoras). Devido à forma espacial ou área reduzida de alguns locais, os transectos formaram um contínuo ou não foram exatamente perpendiculares à borda.

Em cada transecto, os pontos amostrais foram espaçados aproximadamente 35m uns dos outros, de maneira que cada transecto mediu aproximadamente 175 m. Em cada ponto amostral foram retiradas uma amostrada de serapilheira e uma de solo, destinadas à extração da fauna. Também foram instaladas duas iscas atrativas, uma contendo sardinha e outra solução comercial de glucose, localizadas de forma alternada em cada lado ao eixo principal do transecto, a aproximadamente 10m do eixo (Fig. 1.2). Ao todo, em cada coleta sazonal de um mesmo sítio, foram feitas 10 amostras da fauna presente na serapilheira, 10 amostras da fauna presente no solo e 20 amostras de formigas capturadas por iscas atrativas.

As amostras da serapilheira foram obtidas utilizando um delimitador metálico medindo 25 cm x 25 cm, sendo o conteúdo demarcado e ensacado manualmente. Com a ajuda de uma pá, a coleta de solo foi feita na profundidade entre zero e dez centímetros, retirando uma alíquota de 1 litro de solo para extração da fauna. Em laboratório, as amostras de serapilheira e solo foram colocadas separadamente em funis de Berlese-Tüllgren para a extração da fauna, durante sete dias, sendo os Arthropoda armazenados em álcool 70% (Fig. 1.3-A).

As iscas atrativas contendo sardinha ou solução de glucose foram instaladas com guardanapos de papel posicionados sobre o folheto e ficaram expostos por um período que variou entre 60 e 75 minutos (Fig.1.3-b). Após o período de espera, as formigas que visitavam as iscas foram capturadas e anestesiadas ainda no campo. Em laboratório, foram triadas e armazenadas em álcool 70%.

Figura 1.2. Esquema de parte de um transecto com a disposição dos pontos amostrais e a organização das diferentes técnicas de coleta em cada ponto amostral. Sera. + Solo – amostras da serapilheira e do solo; Gluc. – iscas com solução de glucose; Sard – iscas atrativas com sardinha.

Todos os Arthropoda coletados foram separados em morfo-espécies, fotografados e contados com a ajuda de estereomicroscópio com câmera acoplada (Leica C50). A identificação das morfo-espécies encontradas na serapilheira e no solo (exceto formigas) foi feita apenas para os níveis taxonômicos hierarquicamente superiores, como classes, ordens ou famílias, dependendo do grupo (Nakamura *et al.*, 2007). A identificação das formigas coletadas por ambos os métodos, iscas atrativas e funis de Berlese-Tüllgren, foi feita pelo menos até o nível de gênero e, quando possível, o nível de espécie, com a ajuda do Laboratório de Hymenoptera do museu de Zoologia da USP.

Figura 1.3 Extração da fauna por funis de Berlese-Tüllgren (A) e da captura das formigas por iscas atrativas no campo (B).

5. Estrutura da tese

O presente estudo avaliou os padrões da comunidade edáfico-epígea, com enfoque maior sobre as formigas, proveniente de reflorestamentos heterogêneos e localizados nas bacias dos rios Pardo e Mogi-Guaçu. O objetivo foi encontrar padrões de resposta da comunidade ao desenvolvimento florestal que permitam seu uso como ferramenta bioindicadora do processo sucessional em projetos de restauração ecológica. Para melhor aproveitamento dos resultados, o

estudo foi dividido em capítulos, onde são dados maiores detalhes sobre os dados de cada grupo estudado e sobre os métodos de análise utilizados.

O Capítulo II abordou as variações da comunidade edáfica e epígea ao longo do desenvolvimento florestal, levando em conta a influência do desenvolvimento florestal sobre os padrões gerais dos grupos taxonômicos superiores e dos parâmetros ecológicos de toda a comunidade edáfico-epígea. Os capítulos III e IV abordaram especificamente os padrões da mirmecofauna nos diferentes estádios de desenvolvimento florestal avaliados, sendo que no Capítulo III foi investigada a resposta das morfo-espécies de formigas durante o desenvolvimento florestal e no Capítulo IV foi avaliada a resposta funcional do grupo. O Capítulo V é formado por breves considerações finais e recomendações para a aplicação prática dos bioindicadores testados pelo presente estudo.

CAPÍTULO II

Padrões faunísticos da comunidade edáfico-epígea de Arthropoda ao longo do desenvolvimento florestal: é possível medi-los?

1 Introdução

Dentre outros objetivos, as práticas envolvidas na restauração ecológica buscam criar condições que permitam a recuperação dos processos ecológicos naturais, restabelecendo ou melhorando a capacidade de manutenção autogênica do ecossistema implantado (Palmer *et al.*, 2006).

As propriedades dos solos são fundamentais para a compreensão do funcionamento dos ecossistemas. Enquanto suas características físico-químicas facilitam ou dificultam a colonização por diferentes espécies, os elementos biológicos do solo participam ativamente dos processos ecológicos a ele relacionados (Coleman *et al.*, 2004). As espécies que vivem no solo também alteram ativamente suas características físicas, químicas e estruturais, moldando assim os processos que interconectam a ciclagem de nutrientes e a nutrição vegetal (Wardle, 2005; Wardle & Peltzer, 2007).

Portanto, há profunda relação entre o funcionamento dos ecossistemas e os organismos que vivem nas diferentes camadas do solo (Xavier *et al.*, 2005; Thies & Grossman, 2006) e para que a restauração ecológica ocorra plenamente, é imprescindível que as propriedades ecológicas do solo também sejam restauradas, o que significa recuperar os seus elementos biológicos funcionais (Menninger & Palmer, 2006; Wardle & Peltzer, 2007).

Segundo Swift *et al.* (2008), os principais grupos biológicos encontrados no solo são as plantas, nematoides, artrópodes, bactérias, protistas e os fungos. Esses grupos podem ser encontrados majoritariamente nos horizontes A e O, camadas mais superficiais do solo e mais ricas em matéria orgânica. De acordo com as características ecológicas das espécies e suas funções dentro do sistema, esses grupos são frequentemente organizados quanto ao tamanho e ou função, sendo (1) macrofauna, (2) mesofauna, (3) microfauna e (4) microrganismos (fungos e as bactérias), grupos que vivem em meio à (5) rizosfera (Aquino, 2005; Thies & Grossman, 2006).

A comunidade do solo é altamente diversa (Jansen, 1997; Paoletti, 1999; Coleman *et al.*, 2004; Moreira *et al.*, 2008; Coleman, 2008), com grupos de seres vivos organizados em redes de interações tróficas bastante complexas (Aquino, 2005; Thies & Grossman, 2006; Fitter *et al.*, 2005). Por esses motivos, o sistema biológico presente no solo é sensível a diferentes tipos de perturbações, o que sugere seu potencial bioindicador de alterações ambientais (Paoletti, 1999; Déri *et al.*, 2011).

Muitos autores têm encontrado relação entre a comunidade edáfico-epígea e alterações ambientais, por vezes decorrentes do processo sucessional. Petersen (2000) encontrou resposta da fauna de Collembola aos níveis de fertilidade do solo. Longcore (2003) encontrou semelhança

estrutural, mas não de composição, entre a fauna edáfico-epígea de locais livres de distúrbios e locais que sofreram distúrbios. Katagiri (2006) encontrou padrões gerais distintos entre a fauna de solo e da serapilheira de locais de restauração florestal com diferentes idades. Minor & Cianciolo (2007) encontraram um gradiente crescente de diversidade de Acari Oribatidae quando compararam ambientes de campo aberto e florestas. Lopes & Vasconcelos (2008) encontraram padrões distintos da mirmecofauna amostrada na serapilheira de locais de mata e de cerrado. Salomon *et al.* (2008) encontraram padrões distintos de florestas temperadas em diferentes estádios sucessionais. Jung *et al.* (2008) encontraram diferenças na estrutura da comunidade de aranhas epígeas nas bordas de diferentes culturas. Veronique *et al.* (2011) encontraram relação entre a qualidade da serapilheira e a preferência de grupos de invertebrados responsáveis pela fragmentação da matéria orgânica do solo.

Os Arthropoda encontrados no solo e na serapilheira apresentam características desejáveis à bioindicação, pois são de fácil amostragem e manuseio, são muito diversos e abundantes, ubíquos e sensíveis (Paoletti, 1999; Coleman *et al.*, 2004; Aquino, 2005; Nakamura *et al.*, 2007; Bignell *et al.*, 2008; Pais & Varanda, 2010; Song *et al.* 2012). Porém, para que seu uso seja adequado, ainda há carência de parâmetros robustos sobre a resposta da fauna às condições ambientais e ecológicas (Hodkinson & Jackson, 2005; Huising *et al.*, 2008).

Há também uma importante contradição envolvendo o uso dos Arthropoda como bioindicadores. A enorme diversidade, a sensibilidade às variações ambientais e a forte resiliência destas comunidades, fatores que as tornam um grupo bioindicador em potencial (Karyanto *et al.*, 2008), também consistem em importantes barreiras ao seu uso, pois dificultam a compreensão dos seus padrões ecológicos (Coleman *et al.*, 2004). São recorrentes os estudos onde a alta diversidade da fauna edáfico-epígea consiste em um desafio à compreensão dos seus padrões ecológicos, levando a interpretações inconclusivas sobre como essas comunidades se moldam funcionalmente (Karyanto *et al.*, 2008; Huising *et al.*, 2008).

Segundo Coleman *et al.* (2004), Bardget *et al.* (2005) e Coleman (2008), há diversos problemas que dificultam a interpretação dos padrões da comunidade edáfico-epígea. Ruitter *et al.* (2005) e Fitter *et al.* (2005) afirmam que as redes tróficas encontradas no solo são, além de complexas, pouco lineares, já que muitos organismos são omnívoros e/ou oportunistas, ocupando potencialmente diferentes níveis tróficos sob circunstâncias ainda pouco compreendidas. Outros problemas são a alta redundância ecológica entre diferentes táxons, a presença de táxons filogeneticamente relacionados, mas com alta divergência funcional (até mesmo entre níveis inferiores como gêneros e espécies) e falta de conhecimentos primários sobre muitos grupos (biologia básica, ecologia e em alguns casos até mesmo sobre a taxonomia).

Em meio à generalizações sobre o papel ecológico dos táxons e a falta de conhecimento sobre muitos grupos, os táxons superiores da comunidade edáfico-epígea que respondem de maneira fiel ao retorno de processos ecológicos podem ser bioindicadores úteis à restauração ecológica. A resposta dos grupos taxonômicos às variações ambientais ou tipos de uso do solo consiste em uma abordagem simplificada para o uso da comunidade edáfico-epígea em diagnósticos ambientais (Swift *et al.*, 2008). Geralmente, procura-se relacionar a abundância e a riqueza dos grupos taxonômicos hierarquicamente superiores, como ordens, com as características do ambiente onde ocorrem. A resposta dos táxons é dependente de escala (Cadotte *et al.*, 2011), podendo detectar facilmente grandes variações ambientais, como as proporcionadas por contaminação com metais pesados, retirada completa da vegetação ou comparações entre florestas e locais abertos, mas apresentam limitações quando usados para avaliar alterações menos expressivas (Hansen, 2000; Coleman *et al.*, 2004; Katagiri, 2006; Coleman, 2008; Pais & Varanda, 2010; Veronique *et al.*, 2011). Apesar das dificuldades na detecção de padrões consistentes da comunidade edáfico-epígea, muito avanço tem sido feito neste sentido, geralmente relacionando grupos específicos com elementos físicos e químicos do solo (Santorufu *et al.*, 2012), com o aumento da matéria orgânica (Salamon *et al.* 2006), com a comunidade da superfície (Zhao *et al.* 2011), a práticas de manejo do solo (Lavelle *et al.*, 2006) e à complexidade dos sistemas, sobretudo quando em processo de mudeança (Ettema & Wardle, 2002).

Com base no acima exposto, o presente estudo objetivou investigar parâmetros gerais e simplificados da comunidade edáfico-epígea de Arthropoda ao longo de um gradiente sucessional formado por reflorestamentos com diferentes idades e remanescentes florestais. Procurou-se responder às seguintes perguntas: (1) através da relação entre idade dos reflorestamentos e índices simples como riqueza e a abundância dos grupos taxonômicos superiores e de toda a comunidade, é possível ajustar modelos que predizem satisfatoriamente o estágio de desenvolvimento florestal? (2) Ao longo do desenvolvimento florestal, a composição e estrutura das comunidades encontradas nos reflorestamentos gradualmente tornam-se mais parecidas com as encontradas nos locais de mata semidecidual? (3) Em caso positivo, qual a sub-amostra (módulo) da comunidade que melhor representa a influência no desenvolvimento florestal sobre essas comunidades? Assim, procurou-se encontrar parâmetros dessas comunidades que pudessem ser utilizados como preditores do desenvolvimento florestal e, conseqüentemente, serem utilizados como bioindicadores do retorno dos processos ecológicos ligados ao solo em projetos de restauração ecológica.

2. Materiais e Métodos

2.1. Coletas

Devido à forte influência da sazonalidade sobre a fauna edáfico-epígea, as amostragens foram feitas na estação seca e na chuvosa, em um gradiente formado por doze locais de restauração ecológica com diferentes idades e três remanescentes de mata estacional semidecidual. Os locais foram organizados segundo as idades (também tratadas no presente estudo como estádios sucessionais ou estádios de desenvolvimento florestal; Tab. 1.1), sendo quatro reflorestamentos em estágio inicial de desenvolvimento (R_1), quatro reflorestamentos em estágio intermediário (R_2), quatro reflorestamentos em estágio avançado de desenvolvimento (R_3) e três remanescentes florestais (F).

Em cada coleta, foram demarcados dois transectos, cada um contendo cinco pontos amostrais, espaçados aproximadamente 35m uns dos outros. A localização dos transectos foi escolhida procurando apenas adequar a forma do fragmento ou reflorestamento com as medidas do transecto, quando possível evitando que os mesmos ficassem muito próximos, evitando também locais de perturbação aparente (sinais de fogo, alta taxa de mortalidade e presença massiva de plantas invasoras).

As amostragens da serapilheira foram feitas utilizando demarcador metálico medindo 25cm x 25cm. Em laboratório, o material foi colocado em funis de Berlese-Tüllgren, por no mínimo sete dias, e os Arthropoda foram conservados em álcool 70%. A coleta de solo foi feita na profundidade entre zero e dez centímetros, sendo que uma alíquota de 1 litro de solo foi colocada em funil Berlese-Tüllgren para separação e dos Arthropoda durante ao menos sete dias, os quais foram armazenamento em álcool 70%.

Todos os Arthropoda foram fotografados, contados e separados em morfo-espécies. As identificações das morfo-espécies foram feitas apenas até os níveis taxonômicos superiores, com a ajuda de chaves de identificação, utilizando-se a classificação filogenética sugerida por Grimaldi & Engel (2005). Maiores detalhes sobre a coleta de dados podem ser consultados no Capítulo I.

2.2. Análise de dados

2.2.1 Organização das matrizes

Os dados das morfo-espécies foram separados segundo a estratificação vertical de camadas, serapilheira e solo, bem como por estação climática, chuvosa ou seca. Para cada uma das distinções, os dados dos dez pontos amostrais foram somados, gerando um conjunto de dados único para cada local/estrato/estação.

Como resultado, foram geradas quatro matrizes de dados de fauna para cada local: (M_1) serapilheira-chuva (Sera ch), (M_2) serapilheira-seca (Sera sc), (M_3) solo-chuva (Solo ch) e (M_4) solo-

seca (Solo sc). Por sua vez, estes quatro conjuntos de dados geraram outros cinco conjuntos, através de agrupamentos de diferentes matrizes: (M₅) dados de serapilheira-total (Sera ch + Sera sc), (M₆) solo-total (Solo ch + Solo sc), (M₇) estação-chuvosa (Sera ch + Solo ch), (M₈) estação-seca (Sera sc + Solo sc) e (M₉) fauna-completa (Sera ch + Sera sc + Solo ch + Solo sc). Estes agrupamentos foram feitos pela soma de dados de abundância das morfo-espécies.

2.2.2 Influência do desenvolvimento florestal sobre a diversidade de Arthropoda

A organização dos Arthropoda em grupos taxonômicos superiores foi feita para classes, ordens ou famílias, segundo a classificação de Grimaldi & Engel (2005). Após a classificação das morfo-espécies nos respectivos táxons, foram calculadas a riqueza e abundância para grandes grupos taxonômicos. Alguns grupos foram testados também em conjunto, como os grupos de ocorrência rara e alguns imaturos, cujas formas de vida e característica de nicho são parecidas. As mudanças nos padrões ecológicos gerais da comunidade ao longo do desenvolvimento florestal foram medidas para cinco sub-amostras da comunidade, M₁, M₂, M₃, M₄ e M₉, enquanto a influência do desenvolvimento florestal na riqueza e abundância dos grupos foi verificada apenas para a matriz M₉ (dados de serapilheira e solo, das duas estações). Para tal, foram utilizados os índices ecológicos, riqueza de espécies e abundância total tanto para a comunidade toda quanto para os táxons, enquanto a Equabilidade (J) foi utilizada exclusivamente para a comunidade toda (Magurran, 1988):

$$\begin{aligned}
 \checkmark \text{ Equabilidade J} & \quad J = \frac{H'}{H_{\max'}} \\
 \checkmark \text{ Riqueza de espécies} & \quad S \\
 \checkmark \text{ Abundância total} & \quad N = \sum_{i=1}^S n_i \quad *
 \end{aligned}$$

* n_i abundância de cada morfo-espécie

Segundo os índices calculados para os grandes grupos taxonômicos, foram ajustados modelos de regressão (um a um) em função da idade de plantio dos reflorestamentos. A seleção dos modelos com maior poder de predição do estágio de desenvolvimento florestal (avaliado pela idade) foi feita segundo a escolha de múltiplas hipóteses (Burnham & Anderson, 2002) pelos valores de AICc (Akaike Information Criterion com fator de correção para pequenas amostras), de forma que quanto menor o valor ΔAIC mais apropriado foi considerado o modelo (Mazerolle, 2006). Os modelos foram comparados ao resultado obtido para um modelo nulo, ajustado para uma constante (constante=1), onde o preditor é a média total das idades. Foram calculadas as diferenças entre o valor AICc de cada modelo pelo AICc_{min}, de forma que o melhor modelo apresentou ΔAIC=0 (Johnson & Omland, 2004). Através do ajuste destes modelos procurou-se identificar os grupos que melhor predizem o estágio

de desenvolvimento florestal, de forma que possam ser utilizados como ferramentas indicadoras no monitoramento do reestabelecimento dos processos ecológicos ligados ao solo em projetos de restauração florestal.

Para verificar possíveis variações nos índices da comunidade toda e seus módulos sazonais (sub-amostras) foi utilizado análise de variância entre os valores obtidos para cada índice em detrimento às categorias sucessionais (R_1 , R_2 , R_3 e F), através da função “*lm*” do software R (R Project). Nos casos onde a variação foi significativa, foi utilizada análise de reamostragem *bootstrap* com 1000 repetições (Efron, 1979) para comparações duas a duas entre valores de cada categoria, considerando o intervalo de confiança de 95% para testar as diferenças.

2.2.3 Relação entre padrões de composição e estrutura da comunidade e desenvolvimento florestal

A verificação dos padrões faunísticos em função do gradiente sucessional em nível multivariado foi feita através de métodos de agrupamentos hierárquicos, baseados em matrizes de similaridade entre composição das comunidades e matrizes de distância para semelhança estrutural das comunidades, considerando a distinção dos animais em morfo-espécies. O parâmetro utilizado para medir a similaridade de composição de comunidades foi o índice de Jaccard para dados de presença e ausência, enquanto que para medir a semelhança estrutural entre comunidades foi utilizada a distância Euclidiana para dados de abundância transformada pela raiz quarta (Legendre & Legendre, 1998). A transformação da abundância teve por objetivos reduzir efeitos da casuais de amostragem nos padrões quantitativos das espécies, diminuir o efeito das proporções assintóticas entre grupos majoritários e minoritários, assim como fazem os métodos semi-quantitativos, porém mantendo a distinção entre os valores de contagem.

Assim, os dados da matriz formada pela fauna-completa (M_9) foram processados em duas matrizes de dissimilaridade, uma calculada pelo índice de Jaccard (qualitativa) e outra calculada pela distância euclidiana (quantitativa). As matrizes foram ordenadas pelas distâncias entre centroides (Ward, Hair *et al.*, 2009) e a seleção dos grupos foi feita de forma subjetiva, pela interpretação do pesquisador, através da observação dos padrões dos grupos formados pelas comunidades segundo os respectivos estádios sucessionais no dendrograma (Hair *et al.*, 2009). A separação ou agrupamento de comunidades da mesma categoria sucessional ou não, foram considerados como critérios de relação entre padrão faunístico e o avanço no processo sucessional.

Como método complementar aos agrupamentos hierárquicos, foram processados escalonamentos multidimensionais (MDS) não-métricos para as dissimilaridades de Jaccard e métricos para as distâncias euclidianas, com início por PCoA (Análise de coordenadas principais), submetidos ao teste de Mantel com 1000 permutações para validação das distâncias de plotagem

em relação as distâncias reais. Os resultados foram analisados segundo a interpretação subjetiva do mapa perceptivo, pela observação das coordenadas que representavam as comunidades no mapa dimensional e as distâncias objetivas entre elas. A ordenação das comunidades de forma coerente com as respectivas categorias sucessionais foi interpretada como resposta da comunidade ao avanço no processo sucessional (Hair *et al.*, 2009). A comparação entre padrões de dispersão dos locais quanto às categorias sucessionais foi feita por PERMANOVA (Anderson, 2001; 2005).

Tanto nos agrupamentos hierárquicos quanto nas MDS, secundariamente aos estádios sucessionais foram observados os padrões de resposta da comunidade quanto à localização regional, consideradas as regiões de Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto, embora não tenham sido feitos testes específicos para se determinar o efeito regional nos padrões faunísticos.

2.2.4. O uso de sub-amostras da comunidade (módulos) na bioindicação

Com o objetivo de melhorar a relação custo/benefício entre o esforço amostral e a qualidade da informação proporcionada pelo bioindicador, foram analisadas diferentes sub-amostras da comunidade edáfica e epígea, segundo a estratificação e os períodos sazonais. Para tal, a matriz M₉ (fauna completa) foi comparada com as matrizes que representavam sub-amostras da fauna (M₁, M₂, M₃, M₄, M₅, M₆, M₇ e M₈), tanto qualitativamente (Jaccard) como quantitativamente (Dist. Euclidiana). Foram utilizados como ferramentas de análise o teste de Mantel, com 1000 repetições para a correlação de Pearson, e o estresse de Gower (Legendre & Legendre, 1998). Através destes métodos, foram selecionadas as sub-amostras da comunidade cujas ordenações melhor se relacionaram com os resultados obtidos por M₉.

Adicionalmente, cada sub-amostra (matrizes M₁ até M₈) foi analisada por agrupamentos hierárquicos (Ward) e MDS, considerando a interpretação dos resultados das mesmas e os obtidos para M₉. O objetivo foi confirmar ou não os resultados obtidos pelo teste de Mantel e estresse de Gower quanto à distinção das comunidades segundo as categorias sucessionais.

3. Resultados

3.1 Influência do desenvolvimento florestal sobre a diversidade de Arthropoda

Foram amostrados aproximadamente 25.500 Arthropoda, sendo 10.500 indivíduos coletados durante o período chuvoso e cerca de 15.000 durante o período seco. Os Arthropoda foram separados em 711 morfo-espécies diferentes, pertencentes a 3 subfilos (Atelocerata, Chelicerata e Crustaceomorpha) e 7 classes (Hexapoda: Entognatha e Insecta; Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda, Pauropoda, Symphyla; e Crustacea: Malacostraca, Anexo 1). Das 711 morfo-espécies, 46,0% ocorreram exclusivamente em reflorestamentos, 13,4% ocorreram apenas em remanescentes de mata estacional e 35,8% ocorreram somente em um sítio.

Os grupos taxonômicos superiores que apresentaram maior riqueza de espécies foram Hexapoda e Chelicerata. Em Hexapoda:Insecta, as ordens Coleoptera e Hymenoptera foram os táxons mais representativos, com respectivos 28,8% e 12,2% das morfo-espécies totais. Collembola foi a ordem com maior representatividade de Hexapoda:Entognatha, com 6,6 % do total. As ordens de Chelicerata, Acari e Aranae, também foram representativas, com respectivos 13,8% e 9,7% da riqueza total de morfo-espécies. Todos os demais táxons reunidos representaram 28,9% do total. Quanto à abundância, as ordens com maior número de indivíduos foram Acari, com 43,5% das ocorrências totais de Arthropoda, Hymenoptera:Formicidae (28,7%), Coleoptera (4,9%) e Collembola (4,9%). Todos os demais táxons somados representaram cerca de 18,0% de todas as ocorrências (Fig.2.1; Fig. 2.2; Tab. 2.1).

Figura 2.1. Proporção do número de morfo-espécies pertencentes aos principais táxons observados na serapilheira e no solo de doze reflorestamentos com diferentes idades de plantio e três fragmentos de mata estacional semidecidual, situados nas bacias hidrográficas dos rios Pardo e Mogi-Guaçu. ND – táxon não-determinado

Figura 2.2 Proporção do número de indivíduos pertencentes aos principais táxons observados na serapilheira e no solo de doze reflorestamentos e três fragmentos de mata estacional semidecidual localizados nas bacias hidrográficas rios Pardo e Mogi-Guaçu. ND – táxon não-determinado

Tabela 2.1. Valores médios de riqueza e abundância de morfo-espécies edáfico-epígea agrupadas em grupos taxonômicos superiores, correlacionando os valores de ocorrência ao longo de um gradiente sucessional. R₁, R₂ e R₃: reflorestamentos em progressivo estágio de desenvolvimento; F: remanescentes florestais. ◇ riqueza dos grupos raros: Chilopoda, Symphyla, Pauropoda, Diplura Protura, Thysanura Dermaptera, Embiidina, Isoptera, Pseudoscorpionida e Crustacea.

Grupos Taxonômicos	Valores médios e desvio padrão da abundância em diferentes categorias sucessionais							
	R ₁		R ₂		R ₃		F	
	Média	±D.P.	Média	±D.P.	Média	±D.P.	Média	±D.P.
Myriapoda (Total)	Riq.	4,5 ±1,7	4,8 ±2,8	6,5 ±3,0	8,0 ±3,0			
	Ab.	108,8 ±107,5	58,0 ±28,9	76,3 ±43,2	52,0 ±31,0			
Chilopoda	Riq.	1,5 ±0,7	1,5 ±0,7	2,0 ±1,2	2,3 ±10,8			
	Ab.	1,0 ±1,1	1,3 ±1,9	3,7 ±2,2	4,7 ±1,3			
Diplopoda	Riq.	3,3 ±1,0	3,5 ±2,1	3,8 ±1,7	3,3 ±17,4			
	Ab.	106,3 ±106,8	56,3 ±30,2	69,2 ±40,8	41,0 ±16,0			
Pauropoda	Riq.	0,0 ±0,0	0,0 ±0,0	0,0 ±0,0	0,3 ±8,7			
	Ab.	0,0 ±0,0	0,0 ±0,00	0,0 ±0,0	0,67 ±14			
Symphyla	Riq.	0,7 ±0,6	0,5 ±0,6	0,8 ±0,5	2,0 ±8,7			
	Ab.	1,5 ±1,9	0,5 ±0,6	3,2 ±2,5	5,7 ±11,9			

Continua

Tabela 2.1 - Continuação

Hexapoda	Entognatha (Total)	Riq.	14,8 ±1,5	17,8 ±1,5	18,3 ±2,8	23,3 ±9,7
		Ab.	68,8 ±68,3	91,3 ±38,8	121,0 ±15,6	140,3 ±14,5
	Collembola	Riq.	13,5 ±1,9	16,5 ±1,7	16,3 ±2,8	20,7 ±11,6
		Ab.	67,3 ±68,6	79,0 ±44,8	100,0 ±17,8	92,00 ±17,0
	Diplura	Riq.	0,0 ±0,0	0,3 ±0,5	1,0 ±0,8	1,0 ±10,9
		Ab.	0,0 ±0,0	0,5 ±1,0	1,75 ±1,26	2,3 ±8,2
	Protura	Riq.	0,8 ±0,5	1,0 ±0,0	1,0 ±0,0	1,0 ±16,7
		Ab.	1,0 ±0,8	11,8 ±7,3	19,1 ±10,3	45,3 ±8,0
	Insecta (Total)	Riq.	89,0 ±4,7	92,5 ±16,6	76,0 ±10,4	96,0 ±17,5
		Ab.	648,8 ±166,8	677,8 506,8	607,0 213,6	1139,7 ±14,6
	Blatodea	Riq.	2,3 ±1,0	5,5 ±2,1	3,3 ±1,3	1,3 ±14,7
		Ab.	4,0 ±2,6	14,0 ±11,4	6,75 ±4,8	2,7 ±16,5
	Coleoptera	Riq.	41,8 ±11,1	42,0 ±9,6	32,3 ±8,8	43,0 ±17,7
		Ab.	119,0 ±50,6	113,0 ±30,8	144,0 ±103,8	235,7 ±13,5
	Carabidae	Riq.	1,5 ±1,3	3,3 ±1,0	2,0 ±1,2	1,0 ±1,7
		Ab.	3,0 ±2,6	6,0 ±2,4	3,0 ±2,4	1,0 ±1,7
	Nitidulidae	Riq.	1,8 ±0,5	1,0 ±1,0	0,8 ±1,0	1,7 ±0,6
		Ab.	3,3 ±2,2	2,0 ±1,7	0,8 ±1,0	1,7 ±0,6
	Scarabeidae	Riq.	3,0 ±1,4	3,5 ±1,7	2,5 ±1,7	1,3 ±0,6
		Ab.	7,3 ±3,9	5,5 ±1,3	5,8 ±4,5	1,7 ±1,2
	Staphylinidae	Riq.	12,5 ±6,6	15,3 ±8,2	13,0 ±4,7	21,7 ±8,6
		Ab.	29,0 ±19,2	31,3 ±15,9	75,8 ±91,3	138,3 ±131,8
	Tenebrionidae	Riq.	1,8 ±1,3	1,8 ±1,7	2,0 ±0,8	0,3 ±0,6
		Ab.	2,0 ±1,6	2,8 ±3,1	2,8 ±2,2	0,3 ±0,6
	Bostrichidae	Riq.	1,3 ±0,5	1,8 ±1,0	1,5 ±0,6	0,7 ±0,6
		Ab.	9,8 ±7,5	8,8 ±3,5	13,5 ±10,8	4,7 ±4,5
	Elateridae	Riq.	0,8 ±1,0	1,5 ±1,3	0,0 ±0,0	0,0 ±0,0
		Ab.	0,8 ±1,0	1,5 ±1,3	0,0 ±0,0	0,0 ±0,0
	Imaturos	Riq.	7,8 ±3,1	6,0 ±1,2	5,3 ±1,9	10,0 ±1,0
		Ab.	17,0 ±5,8	9,3 ±2,8	12,5 ±5,2	61,7 ±33,2
	Outras famílias	Riq.	11,5 ±4,4	8,3 ±0,5	5,3 ±3,3	6,3 ±1,2
		Ab.	43,0 ±26,1	32,5 ±12,9	23,5 ±5,1	23,7 ±11,4
	Dermaptera	Riq.	0,8 ±1,0	0,5 ±0,6	1,0 ±0,0	0,3 ±0,6
		Ab.	1,0 ±1,4	0,8 ±0,9	1,0 ±0,0	0,3 ±0,6
	Diptera	Riq.	2,5 ±1,7	1,3 ±1,0	0,0 ±0,0	1,7 ±1,5
		Ab.	2,8 ±2,06	1,3 ±0,9	0,0 ±0,0	1,7 ±1,5
	Embiidina	Riq.	0,0 ±0,0	0,0 ±0,0	0,0 ±0,0	0,3 ±0,6
		Ab.	0,0 ±0,00	0,0 ±0,0	0,0 ±0,0	0,3 ±0,6
	Hemiptera	Riq.	9,5 ±3,9	10,0 ±2,4	5,5 ±1,3	7,0 ±2,0
		Ab.	61,3 ±23,6	57,5 ±45,0	28,2 ±17,5	23,3 ±8,1
	Hymenoptera	Riq.	19,8 ±5,5	21,0 5,5	19,8 ±4,1	25,7 ±6,4
		Ab.	397,7 ±203	460,8 ±427	357,5 ±163	825,0 ±360
	Isoptera	Riq.	0,3 ±0,5	0,8 ±0,5	1,0 ±0,0	1,0 ±0,0
		Ab.	0,2 ±0,5	2,50 ±3,7	9,5 ±11,5	4,00 ±5,2

Continua

Tabela 2.1. Continuação

	Lepidoptera	Riq.	2,3	±0,5	3,5	±1,0	3,8	±1,0	6,3	±4,0
		Ab.	2,3	±0,5	6,0	±3,6	5,8	±3,6	8,3	±4,5
	Psocoptera	Riq.	4,0	±1,8	2,5	±1,7	4,0	±2,9	3,3	±1,5
		Ab.	39,0	±24,3	18,3	±17,7	28,0	±33,3	24,7	±26,8
	Thysanoptera	Riq.	5,8	±3,0	5,3	±2,2	5,3	±3,3	5,3	±1,5
		Ab.	25,3	±18,9	17,50	±17,2	32,2	±26,7	15,7	±6,0
	Thysanura	Riq.	0,5	±0,6	0,0	±0,0	0,0	±0,0	0,7	±1,2
		Ab.	0,5	±0,6	0,0	±0,0	0,0	±0,00	0,7	±1,1
	*Imaturos 1 (Col.+Lep)	Riq.	10,0	+2,8	9,5	+2,8	9,0	+2,8	16,3	+4,7
		Ab.	19,0	+6,2	15,3	+2,8	18,3	+5,7	71,7	+34,1
	*Imaturos 2 (Col.+Lep.+Dip)	Riq.	12,5	+3,9	10,8	+2,8	9,0	+2,8	18,0	+4,4
		Ab.	19,3	+6,2	15,3	+5,7	18,3	+5,7	70,0	+33,0
Arachnida	Acari Total	Riq.	42,5	±4,5	40,5	±1,7	40,0	±5,4	49,7	±2,1
		Ab.	979,7	±524,7	485,7	±65,2	763,2	±367,2	742,3	±100,9
	Oribatidae	Riq.	9,5	±2,1	9,0	±2,2	8,8	±1,5	9,3	±1,2
		Ab.	227,3	±159,7	46,0	±18,7	74,3	±28,7	143,7	±71,5
	Não-Oribatida	Riq.	33,0	±3,3	31,5	±3,1	31,3	±4,6	40,3	±2,1
		Ab.	752,5	±380,6	440,0	±63,6	689,3	±341,1	598,7	±152,9
	Aranae	Riq.	11,8	±3,6	11,5	±6,1	9,3	±3,2	16,7	±4,5
		Ab.	24,0	±8,8	20,3	±11,0	18,5	±2,5	28,7	±11,4
	Pseudoscorpionida	Riq.	0,3	±0,5	0,5	±1,0	0,3	±0,5	1,3	±0,6
		Ab.	2,3	±3,3	2,8	±4,8	0,3	±0,5	4,0	±2,0
Crustacea	Isopoda	Riq.	0,5	±0,6	0,8	±1,0	1,0	±0,8	0,7	±0,6
		Ab.	6,0	±10,1	2,3	±3,3	4,2	±5,9	0,7	±0,6
Outros		Riq.	2,3	±1,7	2,8	±1,7	2,3	±0,5	2,7	±0,6
		Ab.	6,5	±6,9	5,8	±4,6	8,0	±6,0	8,7	±6,1
Riqueza de grupos raros ◊		Riq.	4,5	±1,3	5,3	±2,4	8,3	±1,7	11,7	±3,8

Quanto à influência do desenvolvimento florestal sobre a riqueza dos grandes grupos taxonômicos encontrados na serapilheira e no solo de reflorestamentos e remanescentes florestais, a comparação entre modelos ajustados (ΔAIC) para cada grupo isolado ou agrupamentos indicou que, de forma geral, a somatória da riqueza dos grupos raros (grupos com menor abundância) é o melhor descritor do estágio de desenvolvimento florestal (segundo a idade). Exceção feita à Collembola e Acari, grupos que foram abundantes e que a riqueza também se mostrou correlacionada significativamente ao estágio de desenvolvimento florestal (Idade), os demais grupos cujas riquezas apresentaram correlações significativas foram Chilopoda, Symphyla, Diplura, Isoptera, Lepidoptera e Aranae, grupos pouco representativos no geral de indivíduos (Tab. 2.1).

O modelo ajustado entre a Idade dos reflorestamentos e a somatória das morfo-espécies dos grupos raros (Chilopoda, Symphyla, Pauropoda, Diplura, Protura, Thysanura, Dermaptera, Embiidina, Isoptera, Pseudoscorpionidae e Crustacea), resultou no modelo simples com melhor predição da idade dos reflorestamentos ($\Delta AIC=0,0$; $R^2=0,65$; Tab. 2.2; Fig. 2.3). De acordo com a predição do

modelo e os valores médios encontrados nos remanescentes, a riqueza de grupos raros nos reflorestamentos devem atingir os patamares encontrados nos remanescentes de mata em torno dos 27 anos após o plantio.

Tabela 2.2. Comparação entre diferentes modelos ajustados para riqueza ou abundância de grandes grupos taxonômicos encontrados na serapilheira e solo em função da idade dos reflorestamentos. ΔAIC_c diferença entre valores de AIC (Akaike Information Criterion), menores valores indicam o melhor ajuste; Peso – representação relativa do modelo em detrimento aos demais; $\diamond$ - somatória das riquezas de Chilopoda, Symphyla, Pauropoda, Diplura, Protura, Thysanura, Dermaptera, Embiidina, Isoptera, Pseudoscorpionida, Crustacea; Imaturos1 – imaturos de Coleoptera + Lepidoptera; Imaturos2 – Imaturos 1 + Diptera.

Grupos taxonômicos	Parâmetro	ΔAIC_c	gl	Peso (%)	Grupos taxonômicos	Parâmetro	ΔAIC_c	gl	Peso (%)
Grupos raros $\diamond$	Riq.	0,0	3	74,3*	Diplopoda	Ab.	11,9	3	0,2
Diptera	Riq.	6,4	3	3,0	Thysanoptera	Ab.	11,9	3	0,2
Diptera	Ab.	7,0	3	2,2	Acari Total	Ab.	11,9	3	0,2
Lepidoptera	Riq.	7,0	3	2,2	Collembola	Riq.	12,0	3	0,2
Outros Coleoptera	Riq.	7,9	3	1,4	Psocoptera	Riq.	12,0	3	0,2
Lepidoptera	Ab.	8,1	3	1,3	Oribatidae	Riq.	12,0	3	0,2
Myriapoda (Total)	Riq.	8,2	3	1,3	Myriapoda (Total)	Ab.	12,2	3	0,2
Nitidulidae	Ab.	9,1	3	0,8	Coleoptera	Ab.	12,2	3	0,2
Hemiptera	Riq.	9,5	3	0,6	Elateridae	Ab.	12,2	3	0,2
Chelicerata	Riq.	9,6	3	0,6	Carabidae	Riq.	12,3	3	0,2
Nitidulidae	Riq.	9,7	3	0,6	Não-Oribatida	Ab.	12,3	3	0,2
Outros Coleoptera	Ab.	9,8	3	0,6	Araneae	Riq.	12,3	3	0,2
Modelo nulo	--	9,0	2	0,8	Tenebrionidae	Ab.	12,4	3	0,2
Entognatha (Total)	Ab.	10,2	3	0,4	Hymenoptera	Ab.	12,4	3	0,2
Oribatidae	Ab.	10,2	3	0,5	Imaturos 1	Ab.	12,4	3	0,2
Insecta (Total)	Riq.	10,3	3	0,4	Hymenoptera	Riq.	12,5	3	0,1
Entognatha (Total)	Riq.	10,4	3	0,4	Insecta (Total)	Ab.	12,6	3	0,1
Hemiptera	Ab.	10,4	3	0,4	Scarabeidae	Riq.	12,6	3	0,1
Acari Total	Riq.	10,4	3	0,4	Tenebrionidae	Riq.	12,6	3	0,1
Coleoptera	Riq.	10,8	3	0,3	Psocoptera	Ab.	12,6	3	0,1
Elateridae	Riq.	10,9	3	0,3	Outros	Riq.	12,6	3	0,1
Staphylinidae	Ab.	11,0	3	0,3	Imaturos 2	Ab.	12,6	3	0,1
Não-Oribatida	Riq.	11,0	3	0,3	Blatodea	Riq.	12,7	3	0,1
Diplopoda	Riq.	11,1	3	0,3	Blatodea	Ab.	12,7	3	0,1
Bostrichidae	Ab.	11,1	3	0,3	Carabidae	Ab.	12,7	3	0,1
Coleoptera Imaturos	Riq.	11,1	3	0,3	Scarabeidae	Ab.	12,7	3	0,1
Coleoptera Imaturos	Ab.	11,1	3	0,3	Staphylinidae	Riq.	12,7	3	0,1
Collembola	Ab.	11,5	3	0,2	Bostrichidae	Riq.	12,7	3	0,1
Chelicerata	Ab.	11,8	3	0,2	Thysanoptera	Riq.	12,7	3	0,1
Araneae	Ab.	11,8	3	0,2	Outros	Ab.	12,7	3	0,1

Quanto aos índices ecológicos da fauna edáfica e epígea amostrada em diferentes estações, os resultados indicaram que há variações importantes relacionadas com o desenvolvimento florestal.

Todavia, os padrões de resposta da comunidade variaram entre os módulos observados, com diferenças para a fauna da serapilheira e a do solo, também em função da sazonalidade (Tab. 2.3).

Figura 2.3. Representação do modelo ajustado entre a riqueza de grupos raros encontrados em doze reflorestamentos situados nas bacias dos rios Pardo e Mogi-Guaçu

Tabela 2.3. Índices ecológicos da fauna de solo e serapilheira, amostrada em diferentes períodos através de um gradiente sucessional. R₁, R₂ e R₃: reflorestamentos em progressivo estágio de desenvolvimento; F: remanescentes florestais; Idade refere-se à idade de plantio dos reflorestamentos, sendo que para os remanescentes foi estimada a idade 30 anos (valor arbitrário); ΔAIC - diferença entre valores de AIC (Akaike Information Criterion); α – inclinação da reta; * módulos que melhor descrevem as categorias de desenvolvimento; a,b – letras iguais valores semelhantes, letras diferentes, valores diferentes.

Índices Ecológicos	Amostras	R1		R2		R3		F		Categoria ~ Índice	
		Média	±DP	Média	±DP	Média	±DP	Média	±DP	F	p
Equabilidade J	Serap. Chuva	0,66	±0,21	0,80	±0,06	0,83	±0,04	0,77	±0,10	1,45	0,281
	Serap. Seca	0,78	±0,04	0,74	±0,12	0,75	±0,03	0,74	±0,03	0,24	0,866
	Solo Chuva	0,75	±0,09	0,66	±0,10	0,75	±0,07	0,62	±0,06	2,20	0,146
	Solo Seca	0,73	±0,06	0,76	±0,02	0,77	±0,10	0,79	±0,00	0,55	0,659
	Fauna total	0,69	±0,09	0,72	±0,06	0,75	±0,03	0,72	±0,02	0,73	0,557
Abundância Total	Serap. Chuva	815	±646	312	±106	250	±53	460	±276	1,95	0,181
	Serap. Seca	491	±295	590	±323	949	±460	900	±178	1,69	0,227
	Solo Chuva	269	±140	220	±61	151	±42	354	±144	2,38	0,125
	Solo Seca	278	±175	261	±145	240	±116	350	±162	0,33	0,804
	Fauna somada	1853	±776	1383	±495	1591	±458	2064	±513	0,93	0,457
Riqueza de espécies	Serap. Chuva	88,3	±4,4	76,8	±15,2	65,8	±16,4	80,0	±19,0	1,67	0,231
	*Serap. Seca	a71,0	±4,3	b87,8	±13,9	b83,3	±9,6	c110,7	±17,0	6,79	0,007**
	Solo Chuva	45,3	±20,9	44,3	±2,4	35,0	±11,6	51,0	±24,5	0,59	0,635
	Solo Seca	39,8	±13,3	44,8	±19,0	45,3	±19,4	64,3	±23,7	380,27	1,084
	Fauna total	ab166,5	±7,1	b171,0	±21,9	a152,3	±13,6	b198,0	±23,1	4,18	0,033*

Segundo o ajuste de modelos, a riqueza de morfo-espécies encontrada na serapilheira durante o período seco mostrou-se o parâmetro mais influenciado pelo desenvolvimento florestal ($F=6,79$; $p=0,007$), sendo a riqueza encontrada nos remanescentes florestais (F) é significativamente maior que a encontrada nos reflorestamentos em estágio inicial de desenvolvimento (R_1), enquanto os locais R_2 e R_3 apresentam valores intermediários. A variação da riqueza total de morfo-espécies nas diferentes categorias de desenvolvimento também foi significativa ($F=4,18$; $p=0,033$), com a riqueza da comunidade encontrada nos remanescentes maior do que nos reflorestamentos de todas as categorias. As análises indicaram também que os demais parâmetros da comunidade e seus módulos sazonais não apresentaram variações significativas entre categorias de desenvolvimento florestal (Tab.2.3).

3.2 Relação entre padrões de composição e estrutura da comunidade e desenvolvimento florestal

De acordo com a matriz de dissimilaridade de Jaccard entre a composição das comunidades totais, fauna de serapilheira e do solo de ambas as estações (M_9), foi possível encontrar importantes padrões de agrupamento das comunidades de acordo com as categorias sucessionais (Fig.2.4). O primeiro aspecto observado é a formação de um grupo exclusivamente composto pelas comunidades dos remanescentes florestais (J_{-G1}), indicando alta semelhança entre suas composições. Dentro deste grupo, a análise também separou a comunidade do remanescente localizado na região de Mogi-Guaçu das comunidades dos remanescentes da região de Ribeirão Preto. O segundo grupo formado (J_{-G2}) foi constituído exclusivamente pelas comunidades dos reflorestamentos localizados na região de Mogi-Guaçu e, dentro deste grupo, as comunidades desses locais também foram classificadas segundo os estádios sucessionais. O terceiro grupo (J_{-G3}) foi constituído exclusivamente por comunidades de reflorestamentos localizados na região de Ribeirão Preto e este grupo foi organizado internamente agrupando as comunidades dos reflorestamentos de maneira parcialmente coerente aos respectivos estádios sucessionais, pois houve baixa resolução entre comunidades de reflorestamentos em estádios intermediários e avançados de desenvolvimento (R_2 e R_3 , respectivamente).

A análise de agrupamentos construída a partir da matriz de distância de dados quantitativos, que ordenou os locais quanto à semelhança estrutural das respectivas comunidades, indicou padrões de grupo semelhantes ao obtido para a composição, embora tenha apresentado algumas diferenças quanto à resolução interna dos sub-grupos (Fig. 2.5). Primeiramente, a comunidade do remanescente localizado na Região de Mogi-Guaçu F(MG) diferiu-se de todas as demais comunidades, formando um grupo unitário (E_{-G1}). O segundo grande agrupamento (E_{-G2}) foi formado exclusivamente pelas comunidades dos dois remanescentes localizados na região de Ribeirão Preto.

O terceiro grupo (E_{-G3}), foi formado exclusivamente pelas comunidades dos reflorestamentos localizados na região de Mogi-Guaçu, sendo um local R_1 , dois locais R_2 e um local R_3 . A classificação interna de E_{-G3} ainda agrupou as comunidades dos reflorestamentos de maneira coerente aos estádios de desenvolvimento. O grupo E_{-G4} foi formado exclusivamente pelas comunidades dos reflorestamentos localizados na região de Ribeirão Preto e apresentou 4 sub-grupos distintos. $E_{-G4(A)}$ e $E_{-G4(B)}$ foram formados exclusivamente por comunidades de reflorestamentos em estágio inicial de desenvolvimento, enquanto $E_{-G4(C)}$ e $E_{-G4(D)}$ foram constituídos por comunidades de locais R_2 e R_3 .

A observação das ordenações das comunidades segundo as respectivas composição e estruturas por MDS (Escalonamento Multidimensional), confirmaram os padrões de distinção das comunidades pelos agrupamentos hierárquicos. Houve, porém, aspectos complementares importantes observados nos escalonamentos, e proporcionou melhor resolução quanto às comunidades pertencentes às categorias intermediárias (Fig. 2.6).

Figura 2.4. Agrupamentos hierárquicos indicando a organização das comunidades edáfico-epígeas de um gradiente sucessional, de acordo com os padrões de composição medidos pela similaridade de Jaccard. R_1 , R_2 e R_3 : reflorestamentos em progressivos estádios de desenvolvimento; F: remanescente florestal; MG: localizado na região de Mogi-Guaçu; RP: localizado na região de Ribeirão Preto; J_{-G1} , J_{-G2} e J_{-G3} – grupos formados segundo a dissimilaridades de Jaccard.

Primeiramente, observou-se a convergência dos padrões faunísticos ao longo do desenvolvimento florestal, tanto para a composição como para a estrutura das comunidades. As comunidades dos reflorestamentos em estágio inicial de desenvolvimento (R_1) apresentaram os padrões menos semelhantes aos das comunidades dos remanescentes florestais, enquanto que o avanço sucessional proporcionou gradativo aumento na semelhança das comunidades, de acordo

com a interpretação das coordenadas que representam a composição e estrutura dos locais R_2 e R_3 (reflorestamentos em estádios intermediários e avançados respectivamente; Fig.2.6-A e B). Todavia a classificação das comunidades segundo os estádios de desenvolvimentos não foi perfeita.

Figura 2.5. Agrupamento hierárquico indicando a organização das comunidades edáfico-epígeas de um gradiente sucessional, de acordo com os padrões de estrutura medidos pela distância euclidiana. R_1 , R_2 e R_3 : reflorestamentos em progressivos estádios de desenvolvimento; F: remanescente florestal; MG: localizado na região de Mogi-Guaçu; RP: localizado na região de Ribeirão Preto; E-G₁, E-G₂, E-G₃, E-G_{4A}, E-G_{4B}, E-G_{4C} e E-G_{4D} – grupos formados segundo as distâncias Euclidianas.

Parte das sobreposições entre padrões de comunidade de diferentes categorias sucessionais foram relacionadas à localização geográfica. De forma geral, a interpretação das MDS indicou que as comunidades dos diferentes estádios de desenvolvimento amostradas em Mogi-Guaçu apresentaram padrões mais semelhantes entre si, do que quando feita a mesma análise para os locais situados na região de Ribeirão Preto. Este fato proporcionou a maior parte das sobreposições de coordenadas que representavam diferentes categorias sucessionais, tanto para composição como estrutura (Fig. 2.6-A e B).

Assim, a interpretação do padrão de resposta da comunidade ao desenvolvimento florestal foi mais clara quando as comunidades foram interpretadas de acordo com a localização regional dos respectivos reflorestamentos e remanescentes. A distinção das categorias sucessionais também foi mais clara para composição do que para a estrutura, já que houve sobreposição estrutural de coordenadas que representam as estruturas das comunidades em estádios intermediários e avançados de desenvolvimento na região de Ribeirão Preto (Fig.2.6).

Figura 2.6. Relação de semelhança entre comunidades de serapilheira e solo em reflorestamentos com diferentes idades e remanescentes florestais, segundo Escalonamento multidimensional. **A** – dissim. de Jaccard (dados de presença e ausência); **B** dist. Euclidianas (raiz quarta da abundância).

Adicionalmente, a comparação entre composição de comunidades de uma mesma categoria indicou que as comunidades dos locais mais jovens são mais diferentes entre si, do que o são as comunidades de locais em estádios mais avançados (Fig.2.7-A). O teste de permutação confirmou os resultados observados nas análises MDS, indicando que ao longo do desenvolvimento florestal, as diferenças entre locais pertencentes à uma mesma categoria decrescem, com os locais mais velhos sendo mais semelhantes entre si do que os locais mais jovens. Este padrão, marcante para a composição, foi menos evidente para a estrutura dessas comunidades (Fig. 2.7-B), diferença que pode ser atribuída principalmente à comunidade do remanescente florestal localizado em Mogi-Guaçu, cujo padrão quantitativo foi discrepante dos demais remanescentes. A desconsideração dos

loais de mata proporcionou padrão de distâncias entre comunidades ao longo do desenvolvimento florestal semelhante aos observados para a composição (Fig. 2.7-C).

Portanto, os resultados obtidos a partir da composição e estrutura da comunidade edáfico-epígea proporcionaram padrões semelhantes de agrupamentos hierárquicos e escalonamentos multidimensionais, mas com diferenças na resolução e distinção dos locais em estádios intermediários de desenvolvimento. Assim, considera-se que ambos os parâmetros possam ser úteis como indicadores do reestabelecimento dos processos ecológicos em projetos de restauração florestal.

Figura 2.7 Comparação entre similaridades de Jaccard (A) e distâncias Euclidianas (B) entre locais de um mesmo estágio sucessional ao longo do processo sucessional. (C) regressão entre dissimilaridade e distância de reflorestamentos, para comparações dentro de uma mesma categoria sucessional.

3.3 O uso de sub-amostras da comunidade (módulos) na bioindicação

Os testes de Mantel para correlação entre matrizes obtidas por diferentes sub-amostras da comunidade indicaram que, em todos os casos, as correlações entre matrizes provenientes de dados de estrutura da comunidade proporcionaram padrões mais próximos aos da matriz-referência (M_9) do que as comparações entre dados de composição (Tab. 2.5).

Para as comparações entre composição das comunidades (Tab. 2.5; Fig.2.8-A), os resultados do teste de Mantel indicaram que há correlações moderadas de M_9 com M_5 (serapilheira das duas estações, $cor=0,75$) e M_7 (serapilheira e solo do período chuvoso, $cor=0,72$) e forte entre M_9 e M_8 (serapilheira e solo da estação seca, $cor=0,8$), tendo as demais comparações indicado valores de correlação fracos ou não correlacionados.

Tabela 2.5 Resultados para permutações de Mantel para correlação de Pearson entre matrizes de distâncias calculadas para quinze diferentes locais, comparando os resultados provenientes da comunidade de Arthropoda edáfico-epígea total e amostras da fauna por diferentes camadas do solo e estações climáticas. A- valores da correlação entre o a matriz gerada por valores totais da comunidade; * - melhores resultados obtidos.

Sub-amostras da Comunidade		Testes de Mantel para correlações de Pearson ^a			
		Composição (Dissimilaridade de Jaccard)		Estrutura (Distância Euclidiana)	
		cor	p	cor	p
M_1	Serapilheira (Ch)	0,52	0,001	0,77	0,001
M_2	Serapilheira (Sc)	0,62	0,024	0,70	0,001
M_3	Solo (ch)	0,28	0,034	0,66	0,010
M_4	Solo (sc)	0,28	0,001	0,77	0,002
M_5	Serapilheira (ch+sc)	0,75	0,001	*0,91	0,001
M_6	Solo (ch+sc)	0,48	0,001	0,81	0,001
M_7	Serap. (ch) + Solo (ch)	0,72	0,001	0,84	0,001
M_8	Serap. (sc) + Solo (sc)	*0,80	0,001	0,86	0,001

Para as matrizes de estrutura (Tab.2.5; Fig.2.7-B), todas as abordagens apresentaram correlações ao menos moderadas entre os respectivos padrões faunísticos e o padrão da fauna completa (matriz referência, M_9). A comunidade amostrada no período chuvoso apresentou o padrão mais discrepante daquele observado para a fauna toda ($cor=0,66$), indicando também menor capacidade de distinção dos locais quanto aos estádios de desenvolvimento florestal (Anexo II). A sub-amostra da comunidade formada pela somatória entre a fauna da serapilheira de ambas as estações (seca e chuvosa) apresentou o padrão de comunidade mais semelhante ($cor=0,91$), indicando o maior potencial indicador e manteve boa resolução dos locais quanto aos estádios de desenvolvimento florestal. As demais conformações proporcionadas pela somatória de sub-amostras da comunidade, tais como fauna do solo de ambas as estações e somatória da fauna de serapilheira e solo em diferentes estações, também apresentaram valores importantes de correlação com o padrão geral da fauna completa (valores de correlação acima de 0,8) e podem ser alternativas para determinação do estágio de desenvolvimento florestal baseado nos padrões da comunidade edáfico-epígea.

Figura 2.8 Relação entre os resultados obtidos para agrupamento de reflorestamentos e remanescentes florestais segundo diferentes métodos de abordagem da fauna edáfica e epígea. Obs: Estresse de Gower submetido a 1000 permutações; A - matrizes baseadas nos índices de dissimilaridade de Jaccard; B - matrizes baseadas na distância euclidiana de dados quantitativos transformados por $x^{0,25}$).

Assim, os testes de Mantel indicaram que os arranjos entre sub-amostras de fauna edáfica e/ou epígea (M_5 , M_6 , M_7 e M_8) proporcionaram resultados melhores quanto à separação dos locais segundo os estádios de desenvolvimento florestal do que as sub-amostras observadas individualmente, por camada do solo e estação climática (M_1 , M_2 , M_3 e M_4), tanto para matrizes qualitativas quanto para as quantitativas (Tab. 2.5; Anexo II).

O estresse de Gower medido entre a matriz M_9 e as demais matrizes formadas pelas sub-amostras da fauna permitiram detalhar os resultados obtidos pelos testes de Mantel e indicaram que, embora a composição e estrutura de muitas das sub-amostras da comunidade possam estar correlacionadas com a matriz referência, apenas algumas resultam em ordenações realmente semelhantes (Fig.3.6; Anexo II). Assim, apenas a fauna da serapilheira total de ambas as estações (M_5) apresentou padrões estruturais semelhantes aos da matriz referência (M_9). Para dados de composição da fauna, a matriz M_8 (Sera sc + Solo sc) foi a que apresentou resultados mais semelhantes ao da matriz referência, enquanto M_2 (Sera sc) e M_5 (Sera sc + Sera ch) indicaram resultados intermediários.

A observação detalhada caso a caso de agrupamentos hierárquicos formados para cada uma das abordagens parciais da comunidade (M_1 ... M_8) confirmou o refino dos agrupamentos hierárquicos feitos segundo o estresse de Gower (Anexo II).

Portanto, considerando que a abordagem da fauna completa amostrada pelo presente estudo (M_9) respondeu ao gradiente sucessional avaliado e, consideradas as perdas relativas de informação providas de qualquer simplificação se faça quanto à amostragem da comunidade, os resultados sugeriram que as abordagens qualitativas (composição) de M_2 (Sera sc), M_5 (Sera ch + Sera

sc) e M₈ (Sera sc + Solo sc) podem ser alternativas simplificadas para bioindicação do estágio sucessional em reflorestamentos. Para dados quantitativos (estrutura), M₅ (Sera ch + Sera sc) proporcionou os resultados mais semelhante aos obtidos pela matriz referência (M₉).

4. Discussão

4.1. Respostas da comunidade ao desenvolvimento florestal

4.1.1 Aspectos biológicos e ecológicos

A alta abundância e riqueza de Arthropoda que constituem a mesofauna, maior abundância relativa do grupo Acari, riqueza relativa de Coleoptera e alta representatividade dos grupos Formicidae:Hymenoptera e Collembola encontradas pelo presente estudo confirmam os padrões faunísticos encontrados por outros autores para a comunidades edáfico-epígea (Katagiri, 2006; Huising *et al.*, 2008; Bignell *et al.*, 2008; Karyanto *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2012; Santorufo *et al.*, 2012). Mas segundo André *et al.* (2002), esses valores não representam a diversidade total presente no solo, já que o uso de Berlese-Tüllgren para extração da fauna subestima diversidade da comunidade e super-amostra alguns grupos. Apesar dos desvios causados pelo método de coleta, a grande diversidade de grupos encontrada mesmo nos reflorestamentos com pequenas dimensões reforçam as afirmações de André *et al.* (2002) e Lewinshon *et al.* (2005), sobre a importância dos esforços da restauração para a manutenção de populações estoques da biodiversidade presente no solo.

Hooper *et al.* (2000) afirmam que o incremento de carbono promovido pela comunidade da superfície influencia a comunidade subterrânea e, segundo Coleman *et al.* (2004), os grupos de Arthropoda do solo possuem diferentes níveis de sensibilidade às mudanças decorrentes deste processo. O presente estudo encontrou diferentes padrões da comunidade ao longo do desenvolvimento florestal, tanto nos grupos taxonômicos superiores presentes, como pelo cálculo de índices ecológicos da comunidade e pela análise da composição e da estrutura segundo a distinção em morfo-espécies, embora para cada um desses aspectos analisados tenha apresentado particularidades.

Katagiri (2006) e Pais & Varanda (2010) compararam reflorestamentos em fase inicial de desenvolvimento e locais de mata, Longcore (2003) comparou áreas restauradas e áreas não perturbadas e Nakamura *et al.* (2007) avaliaram diferenças entre sistemas de mata com campos abertos. Esses autores encontraram diferenças entre padrões da comunidade edáfico-epígea dos ambientes mais fechados em relação aos abertos, considerando o acúmulo de matéria orgânica e sombreamento como os principais fatores responsáveis pelas diferenças entre os padrões das comunidades desses locais. Esses autores também relataram altos valores de diversidade mesmo nos ambientes abertos, fato confirmado também pelo presente estudo.

O grupo Acari, táxon que foi o mais abundante tanto em reflorestamentos quanto em remanescentes, é citado na literatura consultada como potencial indicador das características edáficas, principalmente a ordem Oribatida (Lindo & Visser, 2004; Katagiri, 2006). O presente estudo encontrou relação entre a riqueza total de Acari e o desenvolvimento florestal, mas não de Oribatida. Portanto, o presente estudo confirmou a o aumento na riqueza de Acari nos estádios de desenvolvimento mais avançados, mas não para Oribatida.

Quanto aos demais grupos taxonômicos, de maneira geral, os táxons superiores menos abundantes também apresentaram menores riquezas, com a maioria das morfo-espécies apresentando ocorrências raras. Estes grupos, representados por Lepidoptera, Chilopoda, Protura, Diplura, Symphyla, Imaturos e algumas famílias de Coleoptera mostraram-se os grupos mais sensíveis ao desenvolvimento florestal. Segundo informações presentes em Moore *et al.* (1988), Coleman *et al.* (2004), Swift *et al.* (2008), estes táxons são constituídos na sua maioria por herbívoros, predadores especialistas, fungívoros ou animais cujos ciclos de vida não estão totalmente ligados ao solo formando, portanto, um conjunto bastante heterogêneo de funções ecológicas, com algumas bastante peculiares para os padrões funcionais mais comuns à comunidade edáfico-epígea. Por outro lado, os grupos taxonômicos Diplopoda, Hymenoptera:Formicidae, Coleoptera (geral), que são numericamente abundantes, bastante diversificados e também são bastante relacionados ao funcionamento dos ecossistemas, seja como engenheiros de ecossistemas, detritívoros, predadores generalistas, escavadores e/ou reguladores de micro-organismos, apresentaram padrões pouco influenciados pelo desenvolvimento florestal. Collembola e Acari são grupos abundantes mas cujos padrões quantitativos também não foram influenciados pelo desenvolvimento florestal, embora esses grupos tenham apresentado mudanças na composição de espécies.

Assim a influência enviesada do processo sucessional sobre os diferentes grupos taxonômicos pode ser relacionada ao aumento na complexidade dos ecossistemas durante o desenvolvimento florestal e ao consequente aumento na diversidade de nichos (Peterson *et al.*, 2011).

Hunt & Wall (2002) estudaram a dinâmica populacional de comunidades de solo em laboratório e relataram mecanismos compensatórios no balanço populacional entre diferentes grupos taxonômicos. Eles encontraram que, embora o balanço qualitativo pudesse ser alterado ao longo do tempo, o padrão numérico mantinha-se relativamente constante. Coleman (2008) afirma que a compensação de espécies dentro de um mesmo nicho pode ser muito comum nas redes tróficas do solo, já que tem sido descrita para diferentes grupos taxonômicos. Assim, a compensação populacional poderia explicar, ao menos em parte, porque a abundância foi menos influenciada pelo desenvolvimento florestal que a riqueza, a composição e a estrutura da comunidade. Nos locais abertos como campos, clareiras e ambientes em fase inicial do processo sucessional, os filtros

ambientais tendem a ser mais severos que em ambientes fechados (Andersen, 1995; Engel & Parrota, 2003; Begon *et al.*, 2006). Devido à menor competição, as espécies resistentes às condições ambientais dos locais abertos poderiam explorar melhor os recursos disponíveis (Loerau, 2010), proporcionando os altos valores de abundância encontrados nos estádios iniciais.

Porém, apenas a baixa taxa de competição não pode explicar os altos valores abundância nos estádios iniciais, pois também houve alta riqueza, o que indica redes tróficas consideravelmente complexas. Segundo Chapin III *et al.* (1997) e Bascompte *et al.* (2003) e Bascompte (2009), os sistemas biológicos com alta diversidade tendem a apresentar um padrão de organização do tipo aninhado, onde poucas espécies ou grupos filogeneticamente relacionados participam de um grande número de interações com outros organismos, enquanto a maior parte dos grupos interage de forma mais restrita. De acordo com esses estudos, este padrão de organização ecológica tende a ser bastante estável, principalmente quando há alta diversidade biológica envolvida, porque gera maior complexidade à rede e também porque quase sempre significa aumento na redundância ecológica entre alguns grupos, fatores que diminuem as chances de colapso da cascata trófica e funcional, em caso de extinção de uma espécie qualquer ou grupo de espécies.

Stamou *et al.* (2011) estudando a organização da rede de interações biológica edáfica e sua relação com os componentes do solo ao longo do processo sucessional encontrou resultados que corroboram as afirmações de Bascompte (2009) para esta comunidade: (1) os autores encontraram estruturas de rede organizadas e funcionais mesmo em ambientes sob forte ação antrópica, (2) ao longo do processo sucessional, há um gradual rearranjo das interações biológicas nos locais em processo de regeneração, com tendência de aumento na complexidade das interações e maior eficiência na transformação dos componentes orgânicos do solo e ciclagem de nutrientes, fatos acompanhados por mudanças na composição e estrutura das comunidades.

Portanto, por serem altamente diversos e funcionalmente importantes, os Arthropoda majoritários seriam capazes de manter a estrutura funcional de organização da comunidade até mesmo nos locais perturbados, apesar de que outros organismos possam estar envolvidos. Assim, a organização em um nível complexo poderia explicar como a alta abundância e riqueza dos grupos edáficos e epígeos é possível mesmo em ambientes abertos ou impactados, fato observado pelo presente estudo nos reflorestamentos em fase inicial de desenvolvimento e frequentemente citado na literatura consultada (Jansen, 1997; Paoletti, 1999; Longcore, 2003; Coleman *et al.*, 2004; Fitter *et al.*, 2005; Katagiri, 2006; Pais & Varanda, 2010; Ellison, 2012).

Por outro lado, as mudanças na composição e estrutura da comunidade edáfica e epígea esperadas ao longo dos locais em regeneração citadas Stamou *et al.* (2011) não estariam necessariamente relacionadas à ocorrência das transformações físico-químicas dos componentes do solo, mas sim à eficiência com que esse processo ocorre. Neste caso, a sucessão faunística é essencial

para manutenção das comunidades nas florestas tropicais, as quais estão sujeitas à forte efeito de lixiviação e a ciclagem de nutrientes é um dos principais processos que mantém a comunidade (Chappin III *et al.*, 2002; Coleman *et al.*, 2004).

Além dos aspectos acima citados, a relação das mudanças no padrão da comunidade com a eficiência na transformação dos componentes orgânicos é suportada pelas informações presentes na literatura, principalmente por estudos que abordam aspectos da biodiversidade e funcionalidade ecossistêmica (Moore *et al.*, 1988; Chappin III *et al.*, 1997; Coleman *et al.*, 2004; Parisi *et al.*, 2005; Fitter *et al.*, 2005; Swift *et al.*, 2008; Silva & Brandão, 2010; Barton *et al.*, 2011).

Testes preliminares feitos durante o desenvolvimento do presente estudo mediram a biomassa de serapilheira e também alguns parâmetros da comunidade arbórea, como densidade e dominância (Anexo I), cujos padrões indicaram que há acréscimo de biomassa da comunidade arbórea como da serapilheira ao longo do desenvolvimento florestal. Ocorre que a biomassa de serapilheira nos remanescentes de mata não é maior do que nos reflorestamentos, apesar de seus valores de densidade arbórea serem muito maiores. Se toda serapilheira produzida fosse acumulada e as taxas de decomposição fossem as mesmas em reflorestamentos e remanescentes de mata, seria esperado que a quantidade de serapilheira acumulada nos locais de mata fosse maior, o que não ocorre. Assim, há outra evidência de que a evolução da comunidade está diretamente relacionada à eficiência na transformação dos componentes orgânicos do solo e na ciclagem de nutrientes. Segundo Fragoso (2007), Leal (2007) e Barosela & Varanda (Comunicação pessoal), estudos com bolsas de decomposição tem indicado que as taxas de decomposição nas florestas são realmente maiores que nos reflorestamentos.

Portanto, foi confirmada a estreita relação entre comunidade edáfico-epígea e o processo sucessional, confirmando as afirmações de Wardle & Peltzer (2007), de que os padrões dessa comunidade podem ser úteis na detecção do retorno dos processos ecológicos nos projetos de restauração, como também na indicação de medidas remediadoras.

4.1.2. Bioindicação

Com respeito à bioindicação, Coleman *et al.* (2004) afirmam que a alta riqueza de espécies e abundância da comunidade total não são boas medidas para avaliação ambiental e dos processos ecológicos do solo, pois estes são padrões bastante resilientes nas comunidades que nele vivem. Considerando o padrão geral de resposta da comunidade ao processo sucessional, o presente estudo confirmou as afirmações de Coleman *et al.*, já que a riqueza e abundância totais foram pouco influenciadas, mas a consideração das sub-amostras da comunidade indicaram haver respostas distintas quanto à sazonalidade e a camada (serapilheira ou solo). Swift *et al.* (2008) afirmam que os grupos de Arthropoda edáficos e epígeos possuem ciclos sazonais importantes, e que essas variações

podem ser refletidas nas camadas verticais do solo, o que explica as diferenças encontradas para comunidades de diferentes períodos. A relação entre sub-amostras da comunidade será discutida mais detalhadamente no item 4.3.

Nakamura *et al.* (2003) e Nakamura *et al.* (2007) encontraram diferenças importantes entre comunidades de locais bastante diferentes, ambientes abertos e locais de mata. Katagiri (2006) e Pais & Varanda (2010) encontraram diferenças importantes entre comunidades de reflorestamentos em estádios iniciais de desenvolvimento e remanescentes de mata semi-decídua, porém as diferenças entre reflorestamentos, os quais possuíam pouca diferença entre idades de plantio, foram menos nítidas. O presente estudo considerou reflorestamentos que formaram um gradiente com aproximadamente dezoito anos de idade entre plantios e detectou variações importantes ao longo do desenvolvimento florestal, mesmo entre comunidades de locais em estádios intermediários. Além disso, os estudos também utilizaram também outras técnicas de captura, enviesando a amostragem dos grupos, o que pode influenciar nos resultados (Huisin *et al.*, 2008). Portanto, considera-se que as pequenas diferenças entre os resultados do presente estudo e as encontradas por outros estudos similares sejam derivadas apenas do delineamento experimental.

Sob as condições experimentais aqui abordadas, o aumento da riqueza de espécies na serapilheira do período-seco mostrou-se uma ferramenta importante para detecção da influência do desenvolvimento florestal. Portanto, esse parâmetro pode ser considerado útil para a avaliação e monitoramento do retorno dos processos ecológicos durante o desenvolvimento florestal em projetos de restauração.

Considerando a comunidade toda, amostrada nos períodos seco e chuvoso, tanto na serapilheira como no solo, o aumento na riqueza dos grupos raros foi o parâmetro mais simples que melhor se relacionou ao desenvolvimento florestal. O fato é esperado devido ao aumento da disponibilidade de nichos decorrente do avanço sucessional e consequente aumento da complexidade estrutural dos ecossistemas. Assim, considera-se que este preditor pode ser considerado uma importante ferramenta de diagnóstico da recuperação dos processos ecológicos e que, sob as condições avaliadas no presente estudo, a comunidade dos reflorestamentos tende a atingir parâmetros coerentes com os encontrados nos remanescentes de mata semidecidual por volta dos 27 anos de plantio.

A variação na composição e estrutura da comunidade, segundo a abordagem das morfo-espécies, mostrou-se também muito útil como bioindicador, já que as comunidades apresentaram padrões que indicaram resposta tanto à localização geográfica quanto ao estágio sucessional. Os resultados reforçaram as constatações de Bardgett *et al.* (2005a, 2005b), Coleman *et al.* (2008) e Manning *et al.* (2008) de que a escala temporal e espacial, bem como os nutrientes, a heterogeneidade e complexidade dos sistemas são os fatores primários que afetam a topologia

estrutural da comunidade do solo, já que essas variáveis são influenciadas pelo desenvolvimento florestal. Salamon *et al.* (2008) atribuem essas variações às respostas contrastantes dos diferentes organismos que vivem no solo em função do acréscimo de compostos orgânicos, a mudanças na arquitetura do solo e ao aumento da complexidade do sistema.

As comunidades de locais em estádios avançados de desenvolvimento foram mais semelhantes entre si do que as comunidades dos estádios iniciais de desenvolvimento, padrão mais evidente para composição e menos para estrutura. A baixa semelhança entre padrões das comunidades iniciais pode ser explicada pelo isolamento dos locais em fase inicial e pela alta influência dos filtros ambientais, já que nesses casos a colonização se dá de forma mais lenta e o efeito do fundador tende a ter grande importância (McArthur & Wilson, 1963, 2001). Já o aumento no sombreamento, da quantidade de matéria orgânica e da complexidade dos sistemas ao longo do desenvolvimento florestal estariam relacionados com a diminuição dos filtros ambientais e aumento dos filtros biológicos (Walker *et al.*, 2007), permitindo a gradual colonização das espécies com maiores habilidades competitivas, porém susceptíveis aos filtros ambientais (Wardle & Peltzer, 2007).

Em vista do acima exposto, o gradual aumento da semelhança na composição da comunidade ao longo do processo sucessional pode ser utilizada como parâmetro bioindicador, através da comparação com comunidades referência. Após a implantação do projeto, é esperado que gradualmente a comunidade edáfico epígea torne-se cada vez mais semelhante às encontradas nos remanescentes de mata.

Portanto, fica clara a existência de sucessão na comunidade edáfico-epígea e que ela ocorre de forma direcional, aumentando a semelhança de seus padrões ao longo do desenvolvimento florestal. O presente estudo não avaliou a classificação da comunidade em guildas sucessionais, nem a adequação de termos utilizados para a sucessão em comunidades vegetais como seres sucessionais, pioneiras, tardias, dentre outros (Clements, 1916 *apud* Ricklefs, 1993), mas considera que essas abordagens poderiam trazer boas perspectivas para os estudos futuros relacionando as comunidades do solo e serapilheira com a restauração ecológica. Recomenda-se que as pesquisas a serem realizadas no futuro, que avaliem a resposta da comunidade edáfico-epígea ao processo sucessional possam investigar a ocorrência de guildas sucessionais, e quais os modelos sucessionais que direcionam a sucessão ecológica desta comunidade.

4.2 Sazonalidade e sub-amostras da comunidade

Como já citado anteriormente, a comunidade amostrada no período seco foi mais sensível às variações promovidas pela sucessão ecológica e a comunidade presente na camada da serapilheira foi mais sensível que a encontrada no solo. Wall *et al.* (2005) e Fitter *et al.* (2005) afirmam que

embora haja relativa mobilidade vertical de muitos grupos vivos no solo, os sistemas subterrâneos são mais resistentes às variações ambientais do que as camadas superficiais, pois a serapilheira age como zona de amortecimento dos impactos ambientais. Coleman *et al.* (2004) os reiteram, acrescentando que em ambientes sob influência sazonal, o período seco tende a agir mais fortemente sobre os grupos que vivem exclusivamente nas camadas da serapilheira, ficando estes susceptíveis à remoção da matéria vegetal pelo vento, ao ressecamento e outras ações climáticas.

Segundo Durigan *et al.* (2011), os reflorestamentos com espécies nativas do estado de São Paulo utilizam diversas espécies nativas da mata mesófila, sendo que muitas delas são decíduas ou semi-decíduas. Portanto, nesses sistemas é esperado maior pressão das variáveis ambientais luz e estresse hídrico durante o período seco.

Essa pressão é esperada tanto para os reflorestamentos em desenvolvimento quanto para os locais de mata, haja vista que a proteção fornecida pela copa das árvores é parcialmente perdida durante a estação seca, mas que o efeito seja mais severo nos locais em estágio inicial de desenvolvimento. A afirmação justifica-se no fato de que o aumento da abundância de plantas, do tamanho das espécies arbóreas e da estratificação florestal ao longo das seres sucessionais promovem maior proteção das camadas inferiores da floresta, como a serapilheira e o solo (Chapin III *et al.*, 2002). Esta diferença na influência dos filtros ambientais e da proteção biológica proporcionada pelas plantas sobre a comunidade vegetal explicam os padrões de resposta da comunidade do período seco ao gradiente sucessional, com grande aumento da riqueza e abundância no período, além das mudanças na composição e estrutura.

Quanto às diferenças nas camadas, serapilheira e solo, considera-se o fato de que a fauna epigéica possui riqueza de espécies maior que a do solo. Devido aos grupos de Arthropoda encontrados nesta camada possuírem diferentes fatores de resistência aos filtros ambientais que afetam a serapilheira (Fitter *et al.*; 2005, Wall *et al.*, 2005; Schowalter, 2011), há maior probabilidade de que mais espécies desapareçam temporariamente durante o período seco, mas que retornem na estação chuvosa, via mecanismos de resistência ou dispersão de áreas vizinhas. De fato, não foram detectadas grandes variações da comunidade relacionada aos estágios sucessionais durante o período chuvoso, indício que reforça as afirmações acima expostas.

Embora as afirmações acima sejam plausíveis e corroboradas pelos padrões de resiliência já mencionados, é difícil indicar o quanto da resiliência é autogênica, via mecanismos de resistências, ou alogênicas, através de mecanismos migratórios. Portanto, agrega-se o possível efeito da paisagem como fator de influência sazonal sobre a fauna. Alguns poucos estudos relacionando os efeitos da paisagem na sucessão da fauna edáfico-epígea tem indicado que alguns grupos respondem a diferentes escalas de influências (Coleman *et al.* 2004; Leal *et al.*, 2011; Peterson *et al.*, 2011).

O presente estudo também apresentou um indício de que o isolamento atua ativamente na sucessão da comunidade. Enquanto os reflorestamentos encontrados na região de Ribeirão Preto encontravam-se majoritariamente isolados uns dos outros, aqueles encontrados na região de Mogi-Guaçu estavam estruturalmente conectados a grandes áreas florestadas, constituídas parcialmente por reflorestamentos e parcialmente por remanescentes florestais. Assim, a maior semelhança entre comunidades os locais que formaram o gradiente sucessional na região de Mogi-Guaçu do que nos da região de Ribeirão Preto o que pode ser um fator relacionado ao menor isolamento. A hipótese não foi testada pelo presente estudo, mas é relevante e merece atenção dos futuros estudos abordando o tema, considerando também a perspectiva dos efeitos da paisagem na sucessão da fauna edáfico-espígea.

5. Conclusões

- ✓ A análise da fauna edáfico-epígea através de grupos taxonômicos superiores forneceu informações robustas sobre a diagnose do processo sucessional durante o desenvolvimento florestal. A partir da riqueza de grupos raros foi possível prever satisfatoriamente a idade dos reflorestamentos, de forma que essa variável pode ser utilizada como bioindicador do desenvolvimento florestal. Seu uso pode ser feito em medidas repetidas a cada dois anos ou mais, sendo esperado aumento da riqueza desses grupos especialmente a partir de quatro anos do plantio.
- ✓ De acordo com o modelo ajustado entre a riqueza de grupos raros e a idade dos plantios, as comunidades dos reflorestamentos tendem a atingir patamares condizentes com os encontrados nas florestas estacionais semidecíduais por volta dos 27 anos após o plantio.
- ✓ Os resultados levantaram também aspectos importantes sobre a organização da comunidade edáfico-epígea quanto a aspectos de sua resiliência. A comunidade encontrada no período seco mostrou-se a mais sensível ao desenvolvimento florestal, especialmente a encontrada na serapilheira e pode ser considerada como ferramenta de avaliação do avanço sucessional em projetos de restauração ecológica. Seu uso deve ser considerado como uma tendência a ser observada em intervalos de cinco a dez anos, já que os valores variaram pouco entre as categorias sucessionais intermediárias, sendo as principais diferenças encontradas nos locais em estágio inicial de desenvolvimento e nos remanescentes florestais.
- ✓ A composição (principalmente) e a estrutura das comunidades edáfico-epígea, segundo a abordagem de morfo-espécies, responderam ao desenvolvimento dos sistemas florestais oriundos de plantios com espécies nativas. Essas variações apresentaram padrões detectáveis e direcionais, de forma que ao longo dos anos, os padrões faunísticos dos reflorestamentos gradativamente se assemelharam ao dos remanescentes florestais.

Portanto, também são considerados bioindicadores do processo sucessional e, devido sua relação com importantes processos ecológicos naturais, indicadores do retorno destes processos. A abordagem no monitoramento também deve ser feita sob a óptica do objetivo do projeto, considerando que tais medidas podem ser bastante robustas, mas tendem a ser detectadas com o passar dos anos, a partir do quinto ano de plantio e não há valores fixos de similaridades a serem alcançados, de forma que o aumento da similaridade deve ser abordado como uma tendência a ser observada.

CAPÍTULO III

Respostas da mirmecofauna ao processo sucessional durante o desenvolvimento florestal em reflorestamentos destinados à restauração ecológica

1. Introdução

As formigas (Formicidae:Hymenoptera) são consideradas um grupo megadiverso, com mais de 12.400 espécies descritas, organizadas em 290 gêneros e 21 subfamílias (Bolton *et al.*, 2006; Ward, 2010). O grupo está presente em quase todos os ecossistemas terrestres do planeta devido principalmente ao valor adaptativo do sistema de organização em castas e divisão do trabalho (Steiner *et al.*, 2010).

As formigas são elementos-chave nos ecossistemas terrestres, sempre presentes e muito abundantes (Bolton, 1994; Alonso & Agosti, 2000; Dunn *et al.*, 2007). São conhecidos mais de cem tipos de interações ecológicas diferentes entre as formigas e outros organismos, envolvendo mutualismo, cooperativismo, competição inter e intra-específica, predação, frugivoria, esclavagismo, dispersão de micro-organismos e sementes vegetais (Mundim *et al.*, 2009; Parr & Gibb, 2010; Ness *et al.*, 2010; Steiner *et al.*, 2010). A mirmecofauna também interage indiretamente com o restante da comunidade, por alterar propriedades físicas e químicas do ecossistema (Kaspari, 2000; Schultz & McGlynn, 2000). Algumas formigas fragmentam matéria vegetal, acelerando o processo de decomposição e a ciclagem de nutrientes, outras participam da circulação vertical de sedimentos nas camadas do solo e os ninhos de solo melhoram a infiltração da água e a aeração (Lawton, 1994; Kaspari, 2000; Philpott *et al.*, 2010). Por essas razões, as formigas são classificadas como engenheiros de ecossistemas (Jones *et al.*, 1994).

Assim, a quantidade e complexidade das interações entre as formigas e outros elementos do ecossistema indicam que a mirmecofauna tanto participa ativamente da caracterização dos ecossistemas, como também são sensíveis às mudanças do meio físico e na comunidade (Andersen, 2000; Kaspari, 2000; Crain & Bertness, 2006; Hastings *et al.*, 2007; Steiner *et al.*, 2010, Sanders & van Veen, 2011) e, por esse motivos, as formigas tem sido consideradas bioindicadores ecológicos (Ribbas *et al.*, 2012).

Os estudos direcionados à avaliação do potencial bioindicador das formigas avançaram muito nas últimas décadas (Majer, 1983; Andersen, 1995; Oliver *et al.*, 1998; King *et al.*, 1998; Arcila & Lozano-Zambrano, 2003; Andersen *et al.*, 2004; Nakamura *et al.*, 2007; Ré, 2007; Ottonetti *et al.*, 2006; Majer *et al.*, 2007; Schimidt *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2007; Lopes & Vasconcelos, 2008; Ribas *et al.*, 2012; Delabie *et al.*, 2012; Leal *et al.*, 2012). Embora tenham utilizado métodos de amostragem diferentes e terem sido realizados em ecossistemas distintos, os resultados desses estudos encontraram forte relação entre os padrões da comunidade de formigas e as características

ambientais e ecológicas dos ecossistemas, principalmente quanto à composição e estrutura. Por serem sensíveis às variações ambientais e apresentarem padrões de resposta robustos, a comunidade de formigas tem ganhado importância como ferramenta de avaliação ambiental, seja na detecção de padrões ecológicos de diferentes ecossistemas ou no diagnóstico de impactos ambientais (Alonso, 2000; Kaspari & Majer, 2000; Andersen, 2000; Nakamura *et al.*, 2007; Pacheco & Vasconcelos, 2007; Dunn *et al.* 2007; Mundim *et al.*, 2009; Groc *et al.*, 2010; Ribas *et al.* 2012).

De maneira geral, os bioindicadores são considerados ferramentas baratas e que fornecem informações confiáveis sobre as condições ambientais. Porém, o uso dos grupos potencialmente bioindicadores no diagnóstico ambiental frequentemente é restringido por limitações técnicas, tais como a falta de conhecimentos específicos sobre a biologia dos grupos e sobre qual o padrão de resposta esperado para os organismos quando há alterações no ambiente (McGeoch, 1998).

Em larga escala, a mirmecofauna é influenciada principalmente pelos padrões macro-ecológicos regionais e geográficos (Andersen, 1995, 1997; 2000; Dunn *et al.*, 2010) e, em menor escala, pelos recursos alimentares, pela abundância de abrigos, pela competição inter e intra-específica e pelo nível de complexidade do meio (Kaspari, 2000; Blüthgen & Feldhaar, 2010; Dornhaus & Powell, 2010; Parr & Gibb, 2010). Porém, os padrões de muitas regiões de interesse são ainda desconhecidos, de maneira que há carência de estudos que avaliem a resposta da mirmecofauna nesses locais e que elucidem quais são os parâmetros bioindicadores mais apropriados (Alonso, 2000; Silvestre & Silva, 2001; Arcila & Lozano-Zambrano, 2003; Silva *et al.*, 2007; Ribas *et al.* 2012).

A alta diversidade funcional da mirmecofauna e a consequente compartimentação de nichos são importantes para a bioindicação, pois há distinção de grupos segundo padrões comportamentais e de exploração dos recursos, de maneira que as técnicas de coleta tendem a enviesar a amostragem dos grupos. Segundo Bestenmeyer *et al.* (2000), os métodos que empregam funis de Berlese-Tüllgren e mini-Winkler amostram melhor os grupos que nidificam na serapilheira, enquanto que o uso de iscas atrativas e armadilhas de solo tipo *pitfall* amostram melhor os grupos mais abundantes e com alta mobilidade. Lopes & Vasconcelos (2008) testaram diferentes técnicas de captura e confirmaram as diferenças entre os resultados obtidos pelas diferentes técnicas, porém, os autores avaliam que, se aplicadas de forma padronizada, qualquer uma das técnicas comumente utilizadas são úteis para comparações entre locais.

Os principais parâmetros ecológicos da mirmecofauna utilizados no diagnóstico ambiental são: a riqueza de espécies, os índices de diversidade, a composição e a estrutura das comunidades, a representatividade dos grupos funcionais e as espécies indicadoras (Andersen, 1997; Delabie *et al.*, 2000; Silvestre *et al.*, 2003, Silva & Brandão, 2010; Ribas *et al.* 2012). Devido os mesmos serem influenciados pelas condições locais, seus valores absolutos podem variar bastante de um local a

outro e seu uso na bioindicação geralmente é feito por comparação: (1) através de monitoramento, onde a avaliação consiste no acompanhamento da evolução temporal da comunidade no ecossistema ou (2) pela detecção dos níveis de impacto, quando um há padrão ecológico previamente conhecido que possa ser comparado com os padrões apresentados pelo local avaliado (por exemplo, medidas de um local referência ou medidas do mesmo local, feitas anteriormente às mudanças ambientais).

No Estado de São Paulo, devido ao alto nível de degradação ambiental de algumas regiões e à carência de técnicas de diagnóstico, há demanda por estudos que atestem a eficiência dos projetos de restauração quanto à recuperação dos processos ecológicos naturais (Durigan, 2011). As bacias hidrográficas formadas pelos rios Pardo e Mogi-Guaçu são exemplos disso, onde a cobertura vegetal reduzida e fragmentada apresenta baixa resiliência (SMA, 2006). Neste contexto, as formigas formam um grupo com alto potencial para cumprir esta função, já que alguns de seus parâmetros comprovadamente respondem ao processo sucessional em florestas (Silva *et al.*, 2007; Hoffman, 2010; Ribas *et al.*, 2012).

Mas a literatura consultada mostra que os estudos envolvendo bioindicação por formigas de gradientes sucessionais em áreas impactadas, restauradas ou em processo de regeneração natural tem apresentado resultados discrepantes, por vezes contrastantes, sobre quais os parâmetros mais adequados para avaliação do desenvolvimento florestal (Ottonetti *et al.*, 2006; Ré, 2007; Schimidt *et al.* 2007; Silva *et al.*, 2007; Ribas *et al.* 2012). Dessa forma, os reflorestamentos heterogêneos carecem ainda de estudos que avaliem a relação entre o seu desenvolvimento e a mirmecofauna, já que as formigas estão diretamente relacionadas aos processos ecológicos naturais dos ecossistemas e seus padrões são potencialmente indicadores do sucesso da recuperação destes processos.

Com base no acima descrito, o presente estudo avaliou os padrões gerais da comunidade de formigas presentes em um gradiente sucessional, o qual foi formado por reflorestamentos heterogêneos com diferentes idades e remanescentes florestais, todos localizados nas bacias hidrográficas dos rios Pardo e Mogi-Guaçu. As principais perguntas foram: A mirmecofauna responde ao desenvolvimento florestal desses reflorestamentos? Há um padrão de sucessão da comunidade reconhecível? Como ele é influenciado pela sazonalidade? As comunidades de reflorestamentos de diferentes regiões, Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto, respondem de maneira semelhante ao desenvolvimento florestal? Quais os parâmetros ecológicos da mirmecofauna e quais as morfo-espécies de formigas melhor relacionados ao desenvolvimento florestal?

2. Materiais e Métodos

2.1 Coleta de dados

Para a investigação da resposta dos padrões da mirmecofauna ao desenvolvimento florestal, foram avaliados doze reflorestamentos constituídos por espécies nativas de mata estacional semidecidual com diferentes idades de plantio, além de três remanescentes de floresta estacional semidecidual. Os locais foram organizados segundo o estágio de desenvolvimento, sendo considerados quatro reflorestamentos em estágio inicial de desenvolvimento (R_1), quatro reflorestamentos em estágio intermediário (R_2), quatro reflorestamentos em estágio avançado de desenvolvimento (R_3) e três remanescentes florestais (F). Cada uma das regiões foi representada por ao menos um local de cada estágio. Procurou-se também respeitar a sazonalidade regional predominante, com cada local sendo amostrado duas vezes, uma no período seco e uma no chuvoso. Essa classificação foi utilizada na interpretação dos resultados nas análises multivariadas.

Em cada coleta sazonal foram amostrados dois transectos, cada um contendo cinco pontos amostrais. A coleta das formigas foi feita pelo uso de iscas atrativas, contendo sardinha ou solução de glucose, e por extração em funis de Berlese-Tüllgren, para amostras da serapilheira e solo (Bestelmeyer *et al.*, 2000). Os pontos amostrais distaram aproximadamente 35m entre si, fixando amostragem semelhante em cada área, independente da dimensão do local estudado. Em cada um dos dez pontos amostrais e sobre o eixo principal dos transectos, foram retiradas alíquotas de serapilheira e de solo, as quais, posteriormente em laboratório, foram inseridas separadamente em funis de Berlese-Tüllgren para extração da fauna. Em cada lado do eixo principal foram instaladas alternadamente duas iscas atrativas, uma contendo sardinha e outra contendo solução de glucose, cada uma distando aproximadamente 10 metros do eixo principal, formando uma linha perpendicular ao transecto (Fig. 3.1). As iscas foram recolhidas após período que durou entre 60 min e 75 min. No total, foram utilizadas 20 armadilhas por coleta, sendo dez contendo solução de glucose como atrativo e dez contendo sardinha (Fig. 3.1). As formigas capturadas por iscas foram então anestesiadas em campo e lavadas para laboratório. Outros detalhes sobre a metodologia de captura podem ser encontradas no Capítulo I.

No laboratório, as formigas obtidas pelas duas técnicas de coleta foram triadas, separadas em morfo-espécies e contadas com a ajuda de estéreo-microscópio com câmera digital acoplada (Leica MZ16). As morfo-espécies foram identificadas com a ajuda de chaves de identificação (Trager, 1991; Bolton, 1994; Palacio & Fernández, 2003) e com a ajuda de pesquisadores do Laboratório de Hymenoptera do Museu de Zoologia da USP, em especial. As formigas que não puderam ser identificadas até o nível de espécies foram consideradas como morfo-espécies, nomeadas com o gênero seguido por uma codificação numérica (ex. *Solenopsis* sp.01; *Pheidole* sp.03).

Figura 3.1. Representação esquemática das coletas de formigas em reflorestamentos e remanescentes florestais, indicando a disposição das iscas atrativas e amostragens de serapilheira (Sera) e solo (Solo) nos pontos amostrais dos transectos. Gluc – isca contendo solução comercial de glucose; Sard – isca contendo sardinha

2.2 Análise de dados

2.2.1 Organização das matrizes de dados

As matrizes de dados das espécies e morfo-espécies de formigas provenientes de cada técnica de coleta foram organizadas de maneiras similares, considerando todos os pontos amostrais como uma amostra única de cada local, em cada estação.

Para as análises de ordenação da composição da mirmecofauna, cada uma das matrizes de dados foi transformada em uma matriz de presença e ausência, considerando como presença a ocorrência de uma morfo-espécie em um ou mais pontos amostrais de um mesmo local.

Para as análises de ordenação da estrutura da comunidade, os dados quantitativos das formigas capturadas por iscas foram organizados de duas maneiras, (1) abundância e (2) frequência, já que há controvérsia na literatura sobre o uso da abundância como parâmetro de análise da mirmecofauna (Gotelli *et al.*, 2011).

Para cada matriz de dados quantitativos de contagem de indivíduos, os dados provenientes das iscas de cada ponto amostral (sardinha + glucose) foram transformados pela raiz quadrada, visando diminuir possíveis diferenças causadas por efeitos não controlados da amostragem. A transformação apresenta aspectos semelhantes ao uso de categorias semi-quantitativas para diminuição da proporção assintótica entre grupos abundantes e raros, porém mantém pequenos níveis de distinção quantitativa entre grupos que seriam classificados em uma mesma categoria. Posteriormente à transformação, os valores obtidos para os pontos amostrais foram somados, gerando um valor quantitativo único para uma espécie ou morfo-espécie por período e local.

- criação da matriz $M\alpha$ ($n \times 15$), onde M é a matriz de um período α , n é o número de morfo-espécies totais que ocorreram no período e 15 é o número de locais;
- Os valores que preencheram cada posição da matriz foram calculados pela seguinte fórmula: $v = V(s_1 + g_1) + \dots + V(s_{10} + g_{10})$, onde v é o valor quantitativo final da morfo-espécie em um determinado local, $s_1 \dots s_{10}$ são os valores de contagem da morfo-espécie nas iscas contendo sardinha e $g_1 \dots g_{10}$ são os valores de contagem da morfo-espécie nas iscas contendo glucose.

Como resultado, foram geradas matrizes de dados de raiz da abundância das morfo-espécies amostradas por iscas no período chuvoso, seco e ambos (somatória dos valores de cada estação).

As matrizes com dados de frequência de ocorrências de formigas foram calculadas para dados das formigas amostradas por iscas e por funis de Berlese-Tüllgren. Em todos os casos, os pontos amostrais foram considerados como referência para presença ou ausência das morfo-espécies, sendo a presença da mesma morfo-espécie nas duas iscas do ponto amostral considerada ocorrência única e, da mesma forma, presença da morfo-espécie na serapilheira e/ou solo, considerada como ocorrência única. Em cada caso (iscas e funis), três matrizes de dados foram criadas para frequências: formigas da estação chuvosa, da estação seca (dez pontos amostrais, com valores de frequência entre 0 a 10) e ambas as estações (criada pela somatória das anteriores, com valores frequência variando entre 0 a 20).

- criação da matriz $M\beta$ ($n \times 15$), onde M é a matriz do período β , n é o número de morfo-espécies que ocorreram no período e 15 é o número de locais;
- Os valores que preencheram cada posição da matriz foram calculados pela seguinte fórmula: $v = \sum pa_1 \dots pa_{10}$, onde v é o valor de frequência final da morfo-espécie em um determinado local, e pa é a presença ($pa=1$) ou ausência ($pa=0$) no ponto amostral (As matrizes que consideraram formigas de ambas as estações foram calculadas por $v = \sum pa_1 \dots pa_{20}$).

Para a construção das matrizes quantitativas das formigas capturadas pelas duas técnicas conjuntamente (iscas e funis), os dados foram organizados segundo diferentes abordagens: abundância (não transformada) e frequência das ocorrências. Novamente, o ponto amostral foi considerado como referência. Para abundância, os dados de contagem das morfo-espécies amostradas por iscas e funis de Berlese-Tüllgren foram todos somados. Para frequência, a ocorrência em uma ou mais amostras (iscas e/ou funil de Berlese-Tüllgren) foram consideradas como ocorrência única. Assim:

- criação das matrizes $Mat\mu$ ($n \times 15$) e $Mft\mu$ ($n \times 15$), onde Mat é a matriz de abundância total de um determinado período μ , $Mft\mu$ é a matriz de frequência total de ocorrências do período μ , n é o número de morfo-espécies de formigas que ocorreram no período e 15 é o número de locais;

- Os valores que preencheram cada posição da matriz *Mat* foram calculados pela seguinte fórmula: $vat = \sum (sa_1 + g_1 + se_1 + so_1 \dots sa_{10} + g_{10} + se_{10} + so_{10})^*$, onde *v* é o valor de abundância total da morfo-espécie em um determinado local, *sa*, *g*, *se* e *so* são respectivamente as abundâncias da morfo-espécie capturadas com iscas de sardinha e glucose, na serapilheira e no solo em cada ponto amostral.
- Os valores que preencheram cada posição de *Mft* foram obtidos por $vft = \sum pa1 \dots pa10$, onde *vft* é a frequência de pontos amostrais em que uma morfo-espécie ocorreu em um local e período e *pa* significa a presença (*pa*=1) ou ausência (*pa*=0) de uma morfo-espécie em qualquer uma das iscas atrativas, serapilheira ou solo no ponto amostral de um determinado local. (A matriz que considerou formigas de ambas as estações foi calculada por $v = \sum pa1 \dots pa20$)

Em suma, foram criadas quinze matrizes de dados quantitativos para a mirmecofauna, considerando as estações climáticas, os métodos de amostragem e os arranjos possíveis (Tab. 2.1).

Tabela 3.1. Matrizes de dados quantitativos obtidos a partir de diferentes métodos de amostragens de formigas em reflorestamentos e remanescentes florestais de mata semidecidual. Isc – iscas atrativas; Ber – funis de Berlese-Tüllgren; Ch – estação chuvosa; Sc – estação seca; * cada matriz composta de dados quantitativos gerou também uma matriz qualitativa (presença e ausência).

Método	Estação climática	Descrição da matriz de dados *
Isc	Ch	Somatória das raízes quadradas (iscas com sardinha + iscas com solução de glucose)
Isc	Sc	
Isc	Ch + Sc	
Isc	Ch	Frequência das ocorrências (isca com sardinha + solução de glucose)
Isc	Sc	
Isc	Ch + Sc	
Ber	Ch	Frequência das ocorrências (serapilheira + solo)
Ber	Sc	
Ber	Ch + Sc	
Isc + Ber	Ch	Soma das abundâncias totais (isca com sardinha + iscas com solução de glucose + serapilheira + solo)
Isc + Ber	Sc	
Isc + Ber	Ch + Sc	
Isc + Ber	Ch	Frequência das ocorrências totais (isca com sardinha + iscas com solução de glucose + serapilheira + solo)
Isc + Ber	Sc	
Isc + Ber	Ch + Sc	

2.2.2 Análise dos índices ecológicos

Análise dos padrões ecológicos gerais da comunidade de formigas e sua relação com o desenvolvimento florestal foi feita através do cálculo de índices ecológicos para cada método de amostragem, iscas, Berlese-Tüllgren e total. Os índices utilizados foram abundância total, Equabilidade (J), riqueza de espécies observada (Magurran, 1988). Testes preliminares com o estimador de riqueza Chao2 (Hammer & Harper, 2006) descartaram a possibilidade de sub-amostragem.

Com base nos índices ecológicos de cada módulo da comunidade, foram ajustados modelos de regressão entre o desenvolvimento florestal, estimado pela idade de plantio dos reflorestamentos, e os valores de riqueza e abundância de cada módulo. A seleção dos modelos com maior capacidade de predição do estágio de desenvolvimento florestal foi feita segundo critério de escolha de múltiplas hipóteses (Burnham & Anderson, 2002) pelo AICc (Akaike Information Criterion com fator de correção para pequenas amostras), de forma que quanto menor o valor ΔAIC mais apropriado foi considerado o modelo (Mazerolle, 2006). Os modelos foram ainda comparados ao resultado obtido para um modelo ajustado para uma constante (constante=1). Foram calculadas as diferenças entre o valor AICc de cada modelo e o $AICc_{min}$, de forma que o melhor modelo apresentou $\Delta AIC=0$ (Johnson & Omland, 2004). Os índices da comunidade que indicaram boa predição do desenvolvimento florestal foram comparados com os respectivos valores de índice observados nos remanescentes de mata estacional semidecidual.

2.2.3 Análise da influência do desenvolvimento florestal na composição e estrutura da comunidade de formigas

As variações na composição da mirmecofauna em função o gradiente sucessional foram analisadas por método de agrupamentos hierárquicos (Ward) e escalonamento multidimensional não métrico (MDS, utilizando PCoA como método de início e teste de Mantel para validação, com 1000 permutações), ambos baseados nas matrizes de dissimilaridade de Jaccard (Legendre & Legendre, 1998). As análises foram calculadas para as matrizes de dados de ocorrência de morfo-espécies de formigas para cada técnica de captura e estação climática.

Para os agrupamentos hierárquicos, a seleção dos grupos foi feita pela interpretação do pesquisador, considerando como critério a relação de distância entre agrupamentos (Hair *et al.* 2009). A correlação entre padrão da fauna e gradiente sucessional foi considerada pela interpretação dos dendrogramas resultantes, segundo as distâncias entre grupos e a coerência dos agrupamentos com as categorias sucessionais. A análise dos resultados das MDS foram feitas pela interpretação subjetiva do mapa perceptivo, segundo a observação da posição dos locais no mapa e as distância objetivas entre os mesmos (Hair *et al.* 2009).

Os dados quantitativos, abundância e frequência, foram analisados por Análise de Correspondência (AC, ter Braak, 1995). Para cada matriz de dados (Tab.3.1), a relação entre desenvolvimento florestal e estrutura das comunidades foi medida pela interpretação das respectivas coordenadas referentes às duas primeiras dimensões calculadas pelas análises (Hair *et al.*, 2009). Assim, a ordenação dos locais de maneira coerente com as respectivas categorias sucessionais foi considerada indicativo da correlação entre estrutura das comunidades e o desenvolvimento florestal.

Secundariamente, em todas as análises de ordenação foram observadas possíveis diferenças entre as respostas da mirmecofauna ao desenvolvimento florestal nas duas regiões estudadas, Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto.

2.2.4 Seleção de morfo-espécies indicadoras

A seleção das morfo-espécies com maior potencial bioindicador foi feita em sucessivas etapas, considerando o cálculo de *IndVal* (valor do indicador, Dufrene & Legendre, 1997) e repetidas ordenações por análise de correspondência (Fig.3.2), processo realizado separadamente para os dados de formigas coletadas por iscas atrativas das formigas extraídas por funis de Berlese-Tüllgren (Fig.3.2). Em cada caso, foi escolhida a matriz de dados de estrutura da comunidade (abundância ou frequência de morfo-espécies de formigas da estação seca, chuvosa ou total) cuja AC melhor relacionou os padrões das comunidades com o desenvolvimento florestal. As exclusões massivas de morfo-espécies foram feitas primeiramente pelos valores de massa, seguido por exclusões por valores de qualidade, parâmetros calculados por sucessivas AC, para posteriormente fosse iniciado o processo de exclusões de morfo-espécies uma a uma.

Em todos os casos, as exclusões foram consideradas válidas quando obedeceram a dois critérios: (1) comparação entre matriz resultante e original apresentava correlação de Pearson maior ou igual a 0,80, segundo teste de Mantel para distâncias de Bray-Curtis; (2) Os resultados da AC utilizando apenas os dados das morfo-espécies restantes promoviam melhoria da ordenação dos locais quanto aos respectivos estádios sucessionais, ou ao menos as relações eram mantidas, mas havia aumento na porcentagem da retenção de informação nas duas primeiras dimensões.

Primeiramente, foram calculados os *IndVal* de cada morfo-espécie, considerando as quatro categorias sucessionais (R_1, R_2, R_3 e F), para as matrizes quantitativas. Os valores de *IndVal* foram considerados como parâmetro acessório na seleção das morfo-espécies, via AC. Assim, as morfo-espécies que apresentaram valores de *IndVal* maiores ou iguais a 70% foram consideradas como importantes para a definição das categorias ou ordenação dos locais quanto aos estádios sucessionais e, por esses motivos, foram mantidas durante as fases seguintes do processo de seleção dos indicadores, sendo poupadas das exclusões de morfo-espécies nas etapas seguintes.

Os dados da comunidade foram então submetidos a AC (AC_1) e as morfo-espécies foram organizadas segundo os respectivos valores de massa calculados pela análise (ter Braak, 1995; Hair *et al.*, 2009). Exceções feitas às morfo-espécies selecionadas pela primeira etapa (*IndVal*), foram excluídas a metade das morfo-espécies portadoras dos menores valores de massa calculados pela AC_1 . Esta etapa teve por objetivo principal a exclusão das morfo-espécies pouco representativas perante o conjunto total de formigas, principalmente as espécies raras e as de ocorrências restritas a um único local (Hair *et al.*, 2009).

Após a exclusão por valores de massa, nova AC (AC_2) foi processada. As morfo-espécies foram então organizadas segundo os respectivos valores de qualidade. A qualidade infere o quanto o plano bi-dimensional formado pelas duas primeiras dimensões representou os dados da morfo-espécie (ter Braak, 1995; Hair *et al.*, 2009). A metade das morfo-espécies portadora dos menores valores de qualidade foram excluídas, salvas aquelas selecionadas inicialmente pelo *IndVal*. Nova AC (AC_3) foi processada para o conjunto de dados resultantes, com organização das morfo-espécies pelos valores de qualidade. O processo de exclusão por valores de qualidade foi repetido até que um dos critérios considerados para validação das exclusões não fosse satisfeito. A partir desse ponto, iniciou-se o processo de exclusão uma a uma, seguido de sucessivas AC, o qual também foi interrompido quando um dos critérios de validação foi ferido.

Ao fim das exclusões por valores de massa de qualidade calculados pelas AC e das exclusões uma a uma, foi obtido um conjunto mínimo geral (CMG) de morfo-espécies, capazes de representar satisfatoriamente a comunidade de formigas amostradas tanto nos locais situados em Mogi-Guaçu como os situados em Ribeirão Preto.

A seleção das morfo-espécies indicadoras foi então retomada mas, a partir deste ponto, os locais foram separados segundo a localização regional, de maneira que o conjunto de morfo-espécies resultante da etapa anterior foi testado para os locais da região de Ribeirão Preto e da região de Mogi-Guaçu separadamente, através de novas AC ($AC_{(n+1)RP}$ e $AC_{(n+1)MG}$, Fig.3.2). Quando a separação dos locais quanto aos estádios sucessionais via $AC_{(n+1)}$ foi incompleta, um novo *IndVal* ($IndVal_2$) foi calculado, considerando apenas as morfo-espécies ocorrentes nas categorias sobrepostas. Morfo-espécies com valores de $IndVal_2$ maiores que 65% foram selecionadas e mantidas nos próximos passos de exclusão. Nestes casos, o processo todo foi reiniciado, porém evitando também a exclusão da(s) morfo-espécie(s) selecionada(s) pelo $IndVal_2$ (Fig. 3.2).

Após o fim do cálculo da $AC_{(n+1)}$ de RP e MG, com ou sem $IndVal_2$, retomou-se processo de exclusão de morfo-espécies uma a uma, segundo novas AC ($AC_{(n+2...x)}$), de forma que os locais de diferentes regiões (MG e RP) fossem analisados separadamente. O processo de exclusão de morfo-espécies foi interrompido quando um dos critérios de validação utilizados não foi atendido, sendo a última exclusão desconsiderada e o conjunto mínimo de morfo-espécies considerado como válido foi considerado como o “conjunto mínimo regional” (CMR). Portanto, foi calculado um CMR para MG e um para RP. Os CMR foram considerados como uma sub-parcela da mirmecofauna capaz de indicar o padrão geral de resposta da comunidade ao desenvolvimento florestal nos respectivos gradientes sucessionais regionais.

As análises estatísticas foram feitas com a ajuda dos softwares Ginkgo (biodiver.bio.ub.es/veganaweb), Past (Hammer & Harper, 2006), R-14.2 (R-Project) através do pacote *vegan* (Oksane, 2011) e Statistica 7.0 (StatSoft).

Figura 3.2. Etapas sucessivas na seleção das espécies e morfo-espécies com maior potencial bioindicador. IndVal – índice de valor do indicador (Dufrene & Legendre, 1997); AC Análise de Correspondência (ter Braak, 1995); * - quando houve sobreposição de categorias, novo IndVal foi calculado e os passos anteriores retomados; **MG** – refere-se à locais da região de Mogi-Guaçu; **RP** – refere-se a locais da região de Ribeirão Preto.

3. Resultados

As formigas coletadas nos reflorestamentos e remanescentes florestais totalizaram aproximadamente 73.600 indivíduos, pertencentes a 117 morfo-espécies diferentes (Tabela 3.2). Deste conjunto, cerca de 68.470 indivíduos pertencentes a 69 morfo-espécies foram amostradas pelo uso de iscas atrativas, enquanto cerca de 5.130, pertencentes a 76 morfo-espécie, foram amostradas por funis de Berlese-Tüllgren. Seis morfo-espécies foram machos ou rainhas de ocorrências raras e não identificadas e que foram excluídas das análises.

Ao todo foram observadas 9 sub-famílias: Amblyoponinae, Dolichoderinae, Ecitoninae, Ectatomminae, Formicinae, Heteroponerinae, Myrmicinae, Ponerinae e Pseudomyrmecinae. A subfamília com maior número de representantes foi Myrmicinae, com 50 morfo-espécies distribuídas em 11 tribos, com Pheidolini constituindo a tribo com maior número de representantes, 16 morfo-

espécies. As subfamílias com menor número de representantes foi Amblyoponinae, Ecitoninae e Heteroponerinae, todas com uma única morfo-espécie (Anexo III).

3.1 Formigas capturadas por iscas atrativas

3.1.1 Influência do desenvolvimento nos padrões gerais da mirmecofauna

A Equabilidade J da sub-parcela da comunidade amostrada com iscas foi o parâmetro ecológico mais influenciados pelo desenvolvimento florestal, indicando leve diminuição nos seus valores ao longo do gradiente sucessional ($\Delta AIC = 0,0$; Tab.3.2). Pode ser inferido por esse padrão que a estrutura deste módulo da comunidade é especialmente sensível ao avanço no desenvolvimento florestal, que sofre alteração na proporção dos grupos dominantes em relação aos demais. O modelo ajustado para Equabilidade J das formigas capturadas com iscas e a idade dos florestamentos indica que a estrutura que este módulo da comunidade tende a atingir padrões condizentes com os encontrados em remanescentes florestais a partir dos 16 anos após o plantio (Fig.3.3)

Por outro lado, a abundância e a riqueza de morfo-espécies de formigas foram os parâmetros dessa parcela da comunidade menos correlacionados ao gradiente sucessional (Tab. 3.2). Embora tenha sido possível detectar leve tendência de queda em seus valores médios ao longo do gradiente sucessional nos períodos seco e chuvoso, os valores de ΔAIC foram mais altos do que os obtidos para a constante, devido ao fato de que as comunidades de locais com idades parecidas apresentaram grandes flutuações de riqueza e abundância. Portanto, esses índices foram considerados parâmetros pouco úteis à bioindicação dos estádios de desenvolvimento dos reflorestamentos.

Tabela 3.2. Índices ecológicos calculados para a mirmecofauna amostrada por iscas atrativas em reflorestamentos com diferentes idades e remanescentes florestais. R_1 , R_2 e R_3 – reflorestamentos em crescentes estádios de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional semidecidual; ΔAIC – menor valor significa melhor modelo; Peso (%) – qualidade comparativa do modelo em relação aos demais

Índice Ecológico		R_1		R_2		R_3		F		Idade~Índice	
		Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	ΔAIC	Peso (%)
Abundância Total	Chuvosa	4292	±4918	1270	±370	1579	±278	2466	±1628	11,1	0,3
	Seca	2218	±1210	2158	±646	2244	±887	1696	±139	12,5	0,2
	Total	6510	±6093	3428	±963	3823	±1084	4162	±1606	11,6	0,3
Riqueza Observada	Chuvosa	20,3	±6,6	15,8	±4,6	17,3	±4,5	17,7	±4,0	12,5	0,2
	Seca	16,0	±1,4	16,0	±2,6	11,8	±2,2	15,3	±1,2	5,0	7,1
	Total	25,0	±5,9	24,0	±4,5	22,3	±3,5	24,7	±2,5	12,3	0,2
Equabilidade J	Chuvosa	0,55	±0,06	0,64	±0,08	0,50	±0,14	0,55	±0,14	11,2	0,3
	Seca	0,50	±0,17	0,45	±0,10	0,32	±0,07	0,37	±0,12	7,3	2,2
	*Total	0,61	±0,08	0,54	±0,03	0,40	±0,10	0,49	±0,10	0,0	88,3
Constante (1)		1,0	±0,0	1,0	±0,0	1,0	±0,0	1,0	±0,0	9,3	0,8

Figura 3.3. Ajuste de modelo para Equabilidade J do módulo da mirmecafauna amostrado com iscas atrativas e a idade de plantio dos reflorestamentos.

3.1.2 Ordenações das comunidades segundo a similaridade de composição de espécies

As análises de ordenação feitas para dados de presença e ausência de morfo-espécies (segundo dissimilaridade de Jaccard) de formigas indicaram que, se consideradas as estações seca e chuvosa juntas, a composição da mirmecofauna permite distinguir parcialmente os locais segundo os respectivos estádios sucessionais. O agrupamento hierárquico indicou a formação de dois grandes grupos (Fig.3.4-A): o primeiro foi formado por reflorestamentos de ambas as regiões estudadas, cuja organização interna distinguiu parcialmente os reflorestamentos quanto às categorias sucessionais (R_1 , R_2 e R_3) e o segundo grupo foi formado pelos três remanescentes de mata semidecídua, por dois reflorestamentos em estágio avançado de desenvolvimento (R_3) e um reflorestamento em estágio intermediário de desenvolvimento (R_2).

O escalonamento multidimensional (MDS; $p < 0,001$, teste de Mantel) confirmou os padrões de grupo observados nos agrupamentos hierárquicos (Fig.3.4-B). Segundo esta análise processada para os parâmetros de composição das mirmecofauna, houve distinção parcial das comunidades segundo os estádios sucessionais. As sobreposições espaciais ocorreram principalmente devido à localização regional dos reflorestamentos e remanescentes, de maneira que a interpretação dos resultados considerando as regiões separadamente facilitou a compreensão dos padrões de resposta da comunidade.

Baseado nas dissimilaridades de Jaccard, o Eixo 2 (segunda dimensão) ordenou as comunidades de reflorestamentos localizados na região de Mogi-Guaçu segundo os sucessivos estádios sucessionais e o remanescente florestal foi separado dos reflorestamentos segundo o Eixo 1 (primeira dimensão). As comunidades de reflorestamentos e remanescentes localizados na região de Ribeirão Preto foram distribuídas segundo as coordenadas do Eixo 1 (primeira dimensão) de acordo com as sucessivas categorias sucessionais, mas com algumas sobreposições entre padrões encontrados nos reflorestamentos em estádios intermediários de desenvolvimento (R_2 - R_1 e R_2 - R_3). Segundo a interpretação das distâncias objetivas no mapa perceptivo, o Eixo 2 foi pouco informativo para detecção dos padrões de semelhança entre comunidades de diferentes estádios sucessionais na região de Ribeirão Preto.

Portanto, os resultados sugeriram que a localização regional é um fator importante para a compreensão dos padrões de composição dos grupos de formigas que são melhor amostradas por iscas atrativas. Também não foi possível definir uma fauna característica de cada categoria sucessional, mas em ambas as regiões houve deslocamento do padrão de composição da comunidade segundo o processo sucessional, sendo as comunidades dos reflorestamentos em estádios avançados de desenvolvimento mais semelhantes às encontradas nos locais de mata, do que as comunidades encontradas em estádios iniciais.

As ordenações indicaram também que a sazonalidade interfere de maneira diferente na composição da mirmecofauna ao longo do gradiente sucessional. Os resultados dos agrupamentos hierárquicos e escalonamentos ($p < 0,001$, teste de Mantel) calculados para formigas do período chuvoso ratificaram os resultados obtidos pelas amostras de ambas as estações (Fig.3.4-C e D).

As análises indicaram que a similaridade da mirmecofauna amostrada na estação chuvosa permite distinguir os reflorestamentos quanto à localização geográfica como também, parcialmente, quanto ao estágio de desenvolvimento florestal. Segundo a interpretação das distâncias objetivas dentro do mapa perceptivo da MDS, as comunidades dos locais situados na região de Mogi-Guaçu foram distribuídas segundo o Eixo 1 e as dos locais situados na região de Ribeirão Preto foram distribuídos de acordo com o Eixo 2. As sobreposições espaciais dos padrões faunísticos dos reflorestamentos em estádios intermediários de desenvolvimento (R_2 com R_3) ocorreram principalmente na região de Ribeirão Preto. Também foi observada a formação de um gradiente direcional, relacionando semelhança na composição da comunidade e os estádios de desenvolvimento florestal (Fig.3.4-C e D).

Figura 3.4. Semelhanças entre composição da mirmecofauna capturada por iscas atrativas em diferentes estádios de desenvolvimento florestal segundo agrupamentos hierárquicos (A, C e E) e escalonamentos multidimensional (B, D e F), utilizando como parâmetro a dissimilaridade de Jaccard em diferentes períodos climáticos. A e B – fauna total; C e D – período chuvoso; E e F – período seco ; R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em crescentes níveis de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional semidecidual; RP – região de Ribeirão Preto; MG – região de Mogi-Guaçu.

Na estação seca, os agrupamentos hierárquicos indicaram ser possível distinguir parcialmente a composição da mirmecofauna de locais quanto ao estágio de desenvolvimento. Porém, aquelas oriundas dos reflorestamentos em estágio inicial de desenvolvimento R_1 foram agrupadas mais proximamente aos remanescentes florestais (F) do que foram as oriundas dos reflorestamentos em estádios mais avançados (R_2 e R_3 ; Fig.3.4-E). O escalonamento multidimensional ($p < 0,001$, teste de Mantel) indicou que a planificação bi-dimensional também não permitiu detectar a relação entre similaridade de morfo-espécies e desenvolvimento florestal durante o período seco (Fig.3.4-F).

3.1.3 Ordenações da comunidade segundo as semelhanças estruturais

Abundância

As análises de correspondências (AC) da estrutura da comunidade total, da estação chuvosa e seca, processadas pela raiz das abundâncias de formigas, indicaram que as duas primeiras dimensões calculadas retiveram, respectivamente, 39,3%, 43,15% e 36,21%, e da informação contida no conjunto de dados da mirmecofauna (Fig.3.5). As AC confirmaram para os padrões estruturais da comunidade o padrão apresentado pela composição, todavia com menor distinção das comunidades quanto às localizações regionais.

Tanto para dados da mirmecofauna total (Fig. 3.5-A) como para a da estação chuvosa (Fig. 3.5-B), a interpretação dos mapas espaciais calculados pela AC indicou que a ordenação da estrutura da comunidade proporcionaram um padrão de dispersão parcialmente coerente com os estádios de desenvolvimento florestal. Segundo os respectivos padrões faunísticos, os locais em estágio inicial de desenvolvimento (R_1) foram separados dos locais em estádios intermediário e avançado (R_2 e R_3), que por sua vez foram separados dos remanescentes florestais (F). Como ocorreu para as análises da composição, houve sobreposição espacial da estrutura de comunidades dos locais pertencentes à categoria R_2 com as de outras categorias sucessionais (R_1 e R_3). Também de forma parecida ao que ocorreu para a composição, a consideração das localizações regionais, Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto, permitiu melhor interpretação da resposta das comunidades ao processo sucessional e diminuiu as sobreposições de coordenadas de comunidades de diferentes categorias. Porém, na região de Ribeirão Preto, as sobreposições entre comunidades de R_2 e R_3 foram mantidas.

Assim, durante o desenvolvimento florestal, os padrões estruturais da mirmecofauna encontrada nos reflorestamentos gradualmente tornaram-se mais semelhantes àquelas encontradas nos remanescentes florestais. Este resultado, contudo, não foi observado para as formigas amostradas no período seco, já que a AC separou claramente apenas as comunidades dos locais constituídos por remanescentes florestais (F) daquelas advindas de reflorestamentos (R_1 , R_2 e R_3 ; Fig. 3.5-C).

Figura 3.5. Ordenação da comunidade de formigas capturadas por iscas atrativas em reflorestamentos com diferentes idades e remanescentes florestais, segundo os padrões estruturais da comunidade medidos pela raiz da abundância das morfo-espécies e analisados por Análise de Correspondência. A – comunidade total; B – comunidade da estação chuvosa; C – comunidade da estação seca; R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em crescentes níveis de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional semidecidual.

Frequência

As análises de correspondências (AC), que ordenaram as estruturas das comunidades de formigas segundo dados de frequência de ocorrências no período chuvoso, seco e total, indicaram que as duas primeiras dimensões calculadas retiveram respectivamente, 33,71%, 33,57% e 35,26% da informação contida no conjunto de dados da comunidade (Fig. 3.6-A-C), valores menores do que os obtidos para os respectivos dados de abundância transformada. De acordo com os valores de frequência, as sobreposições de comunidades pertencentes a locais de diferentes categorias sucessionais, representadas por reflorestamentos (R_1 , R_2 e R_3), no plano bi-dimensional foram mais importantes do que as observadas para dados de abundância transformada.

Semelhante ao que ocorreu para abundância, os padrões estruturais das comunidades medidas pelas frequências encontradas nas duas estações e na estação chuvosa permitiram detectar um padrão direcional de ordenação das categorias sucessionais, parcialmente coerente com dos estádios de desenvolvimento florestal, com melhores resultados para a comunidade do período chuvoso. Para dados do período seco, o padrão de ordenação das comunidades foi o menos coerente com os respectivos estádios sucessionais, resultado também semelhante ao que ocorreu para a abundância.

3.1.4 Seleção das morfo-espécies com maior potencial indicador

De acordo com os resultados obtidos pelas análises de ordenação, a raiz da abundância das morfo-espécies do período chuvoso foi considerada o melhor resultado quanto à distinção dos estádios de desenvolvimento florestal. Assim a seleção de morfo-espécies bioindicadoras foi feita para esta sub-amostra da comunidade.

As exclusões de morfo-espécies, considerados os valores de *IndVal* ($x > 70\%$) como referência para não exclusão, indicou que ao final do processo de exclusões havia grande sobreposição entre comunidades dos locais R_2 e R_3 da região de Ribeirão Preto. Assim, novo *IndVal* (*IndVal*₂; $x > 65\%$) foi calculado para os dados de formigas oriundas dos locais R_2 e R_3 e, como resultado, uma morfo-espécies (*Pheidole* sp.07) foi adicionada à lista de formigas livres de exclusão.

Assim, seguiu-se a seleção da metade das morfo-espécies mais importantes, segundo os valores de massa calculados pela AC. A análise indicou a exclusão de 30 das 61 morfo-espécies amostradas no período, gerando uma matriz cuja correlação com a original foi 0,91 (Teste de Mantel). A segunda exclusão, via menores valores de qualidade, retirou 15 das 31 morfo-espécies restantes, resultando em matriz cuja correlação com a original foi 0,87. Novas exclusões por valores de qualidade foram desconsideradas, devido não cumprirem um dos critérios. Iniciou-se então o processo de exclusão de morfo-espécies uma a uma, que reduziu o conjunto de 15 morfo-espécies para 10 morfo-espécies, quando um dos critérios de validação não foi contemplado. A correlação de

Pearson calculada entre a matriz contendo o CMG (conjunto mínimo geral; Tab. 3.3) e a matriz original foi de 0,89 (testes de Mantel).

Figura 3.6. Ordenação da comunidade de formigas capturadas por iscas atrativas em reflorestamentos com diferentes idades e remanescentes florestais, segundo os padrões estruturais da comunidade medidos pela frequência das ocorrências das morfo-espécies e analisados por Análise de Correspondência. A – comunidade total; B – comunidade da estação chuvosa; C – comunidade da estação seca; R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em crescentes níveis de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional semidecidual.

Dentre o CMG de espécies e morfo-espécies de formigas selecionadas, *Brachymyrmex sp.06*, *Pheidole sp.04* e *Solenopsis sp.01*, e apresentaram tendências de aumento nos valores de abundância ao longo do desenvolvimento florestal; *Acromyrmex sp.01*, *Linepithema sp.01* e *Wasmannia auropunctata* apresentaram tendências de diminuição nos valores de abundância ao longo do avanço no desenvolvimento dos reflorestamentos; *Atta sexdens* e *Pheidole sp.07* apresentaram maiores valores no início de desenvolvimento, com queda nos estádios intermediários e aumento novamente nos remanescentes florestais; *Pheidole sp.01* foi a única morfo-espécie que apresentou maiores valores nos estádio intermediários de desenvolvimento (Tab. 3.3). Em nenhum dos casos o padrão das frequências com que as espécies foram amostradas foi muito discrepante dos respectivos padrões de abundância.

Assim, o CMG formado pelas morfo-espécies selecionadas foi considerado uma sub-amostra da comunidade suficiente para representá-la ao longo de todo o gradiente sucessional estudado (Fig.3.7). A AC processada exclusivamente com as morfo-espécies selecionadas indicou que houve aumento na retenção da informação nas duas primeiras dimensões, de 36,21% para 59,23%. A redução seletiva de morfo-espécies também diminuiu as discrepâncias entre comunidades de locais situados em diferentes regiões, permitindo observar padrões de resposta mais semelhantes entre locais de MG e RP, do que quando considerado o conjunto total de morfo-espécies.

Considerando os dados das dez morfo-espécies de formigas selecionadas, a AC processada apenas para os locais situados na região de Mogi-Guaçu indicou que essas morfo-espécies permitiram total distinção quanto aos respectivos estádios sucessionais, com retenção de 90,8% da informação nas duas primeiras dimensões (Fig.3.8-A). As exclusões de morfo-espécies uma a uma indicaram que apenas oito morfo-espécies permitiram resultados similares, com 94,4% da informação retida nas duas primeiras dimensões (Fig.3.8-B), mas qualquer exclusão adicional proporcionou perda na qualidade na distinção dos locais quanto ao estágio sucessional. Assim, a AC processada para estas oito espécies, consideradas o CMR da região de Mogi-Guaçu, indicou que a primeira dimensão (Eixo 1) separou o remanescente de mata dos reflorestamentos enquanto a segunda dimensão (Eixo 2), separou reflorestamentos quanto às categorias sucessionais.

Tabela 3.3. Conjunto mínimo de espécies e morfo-espécies bioindicadoras da região de Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto, segundo formigas capturadas por iscas atrativas. R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual; N°.Locais – locais onde a espécie ocorreu; Abund./Local – valor médio da abundância; Freq. – frequência de ocorrência nos pontos amostrais; * espécie indicadora na região; + espécie apenas ocorre na região, mas não é indicadora; MG – região de Mogi-Guaçu; RP – região de Ribeirão Preto

Espécie/morfo-espécie	Valor referência	R ₁	R ₂	R ₃	F	Indicação RP MG		Tendência
<i>Acromyrmex sp.01</i>	N° Locais	3(4)	1(4)	3(4)	1(3)			
	Abund./Local	1077,8	1,3	9,0	0,3	+	*	←
	Freq.	6(40)	4(40)	6(40)	1(30)			
<i>Atta sexdens</i>	N° Locais	4(4)	2(4)	1(4)	1(3)			
	Abund./Local	37,5	20,5	0,3	19,7	+	*	↔
	Freq.	12(40)	5(20)	1(20)	3(10)			
<i>Brachymyrmex sp.01</i>	N° Locais	3(4)	1(4)	1(4)	0(4)			
	Abund./Local	122,0	1,0	4,8	0,0	+	*	←
	Freq.	20(30)	2(10)	2(10)	0(0)			
<i>Brachymyrmex sp.06</i>	No Locais	0(4)	0(4)	1(4)	3(3)			
	Abund./Local	0,0	0,0	1,5	436,7	+	*	→
	Freq.	0(40)	0(40)	1(40)	7(30)			
<i>Linepithema sp.01</i>	N° Locais	2(4)	1(4)	1(4)	0,0			
	Abund./Local	149,3	0,5	1,0	0,0	*	*	←
	Freq.	20(20)	1(10)	1(10)	0(30)			
<i>Pheidole sp.01</i>	N° Locais	3(4)	4(4)	4(4)	2(3)			
	Abund./Local	108,0	300,3	734,3	379,9	*	*	→←
	Freq.	8(40)	31(40)	38(40)	9(30)			
<i>Pheidole sp. 04</i>	N° Locais	1(4)	2(4)	2(4)	3(3)			
	Abund./Local	3,3	76,3	60,8	868,6	+	*	→
	Freq.	1(40)	6(40)	8(40)	24(30)			
<i>Pheidole sp.07</i>	N° Locais	3(4)	4(4)	2(4)	1(3)			
	Abund./Local	188,0	65,3	9,3	78,7	*	+	↔
	Freq.	9(40)	13(40)	3(40)	7(30)			
<i>Solenopsis sp.01</i>	N° Locais	3(4)	3(4)	4(4)	4(4)			
	Abund./Local	14,8	19,3	32,3	62,0	*	+	→
	Freq.	9(30)	9(30)	20(40)	15(30)			
<i>Wasmannia auropunctata</i>	N° Locais	3(4)	3(4)	4(4)	1(3)			
	Abund./Local	1505,8	273,3	85,3	54,5	+	*	←
	Freq.	17(40)	14(40)	13(40)	4(30)

Figura 3.7. Ordenação dos estádios sucessionais segundo dados de morfo-espécies de formigas selecionadas como bioindicadoras (CMG, conjunto mínimo geral) amostradas por iscas atrativas na estação chuvosa em um gradiente sucessional, por Análise de Correspondência. R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual; MG e RP – situados nas regiões de Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto respectivamente.

A consideração dos dados das dez morfo-espécies selecionadas, conjunto mínimo geral (CMG), na AC processada apenas para os locais situados na região de Ribeirão Preto, indicou retenção de 65,4% da informação nas duas primeiras dimensões e, diferentemente do que ocorreu na região de Mogi-Guaçu, na região de Ribeirão Preto a separação dos reflorestamentos de diferentes categorias foi incompleta, principalmente quanto à distinção entre comunidades de R₂ e R₃ (mesmo após a inclusão por *IndVal*₂; Fig. 3.9-A).

Contudo, as exclusões de morfo-espécies uma a uma, seguidas de sucessivas AC, indicaram que a redução no número de morfo-espécies melhorou a qualidade na distinção dessas comunidades, e o uso dos dados de apenas quatro morfo-espécies (Tab. 3.3) foram suficientes para separar os locais quanto aos estádios de desenvolvimento florestal. A AC processada com dados das quatro morfo-espécies restantes indicou retenção de 93,4% da informação nas duas primeiras dimensões, com a primeira dimensão (Eixo 1) separando dois locais R₁ dos demais locais em estágio mais avançados, e os demais locais separados quanto os estádios de desenvolvimento de acordo com a segunda dimensão (Eixo 2; Fig.3.9-B). Portanto, o uso de apenas quatro morfo-espécies, considerado o CRM de Ribeirão Preto, foi suficiente para determinar à qual categoria sucessiona cada local pertencia.

Figura 3.8. Ordenação dos estádios sucessionais segundo grupos de morfo-espécies formigas capturadas por iscas e selecionadas como bioindicadoras do processo sucessionais na região de Mogi-Guaçu, por Análise de Correspondência. A – CMG (conjunto mínimo geral) e B – *biplot* com o CMR (conjunto mínimo geral). R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual

Figura 3.9. Ordenação dos estádios sucessionais segundo grupos de morfo-espécies de formigas capturadas por iscas e selecionadas como bioindicadoras do processo sucessionais na região de Ribeirão Preto, por Análise de Correspondência. A – CMG (conjunto mínimo geral) e B – *biplot* com o CMR (conjunto mínimo geral). R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual

3.2 Formigas extraídas por funis Berlese-Tüllgren

3.2.1 Influência do desenvolvimento florestal nos padrões gerais da mirmecofauna

A comparação entre modelos ajustados entre índices ecológicos e a idade dos reflorestamentos indicou que o modelo nulo (a média geral) é melhor descritor do desenvolvimento florestal ($\Delta AIC=0,0$) do que as variações observadas em todos os índices ecológicos. Assim conclui-se que os parâmetros ecológicos riqueza, abundância e equabilidade do módulo da mirmecofauna amostrado com funis de Berlese não são bons descritores do desenvolvimento florestal. Todavia, a observação dos valores médios encontrados nos remanescentes indica que nesses locais há maior riqueza e abundância dessas formigas do que nos reflorestamentos, indicando que os padrões encontrados nos reflorestamentos são diferentes dos encontrados nos locais de mata (Tab. 3.4).

Tabela 3.4. Relação entre índices ecológicos calculados para a mirmecofauna amostrada por funis de Berlese-Tüllgren e o desenvolvimento florestal medido em reflorestamentos com diferentes idades e remanescentes florestais. R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em crescentes estádios de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional semidecidual; ΔAIC – menor valor significa melhor modelo; Peso (%) – qualidade comparativa do modelo em relação aos demais

Índice	Estação	R ₁		R ₂		R ₃		F		Idade~Índice	
		Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	ΔAIC	Peso (%)
Abundância Total	Chuvosa	250	±223	141	±96	114	±58	342	±301	1,6	12,7
	Seca	154	±110	358	±276	235	±123	429	±115	3,2	5,9
	Total	404	±206	499	±371	349	±170	772	±416	2,8	7,0
Riqueza observada	Chuvosa	13,00	±3,7	13,50	±5,7	13,75	±2,9	17,67	±9,8	3,2	5,9
	Seca	10,25	±1,7	12,75	±2,2	10,25	±1,9	17,67	±1,5	2,8	7,3
	Total	19,00	±4,9	20,25	±5,9	18,25	±2,5	25,33	±6,7	3,0	6,6
Equabilidade J	Chuvosa	0,50	±0,3	0,65	±0,1	0,65	±0,1	0,59	±0,2	2,4	8,9
	Seca	0,61	±0,1	0,57	±0,1	0,53	±0,1	0,54	±0,1	2,5	8,4
	Total	0,50	±0,2	0,56	±0,1	0,55	±0,1	0,53	±0,1	2,4	8,8
*Modelo nulo (constante=1)		1,0	±0,0	1,0	±0,0	1,0	±0,0	1,0	±0,0	0,0	28,7

3.2.2 Ordenações das comunidades segundo a similaridade de composição de espécies

As ordenações por agrupamentos hierárquicos e MDS ($p<0,001$, teste de Mantel), processadas para dados de dissimilaridade de Jaccard de morfo-espécies, indicaram ser possível diferenciar parcialmente a composição das comunidades dos locais segundo os respectivos estádios sucessionais (Fig. 3.10-A). A consideração das diferentes estações (chuva, seca ou ambas) proporcionaram resultados distintos.

A análise de agrupamentos da mirmecofauna total segundo os padrões de composição relacionou pouco as áreas estudadas segundo as categorias sucessionais, já que comunidades pertencentes à diferentes categorias foram agrupadas próximas (Fig. 3.10-A). Porém, o melhor detalhamento proporcionado pela MDS ($p<0,001$, teste de Mantel) ordenou as comunidades

tendenciosamente, indicando relação entre similaridade da composição das comunidades e o desenvolvimento florestal, principalmente se consideradas as localizações regionais (Fig.3.10-B). De acordo com as respectivas composições da mirmecofauna, os reflorestamentos situados na região de Ribeirão Preto foram distinguidos quanto às categorias sucessionais ao longo da segunda dimensão, em regiões positivas do Eixo 1 da MDS, enquanto os remanescentes florestais foram plotados em diferentes regiões da primeira dimensão, mas em coordenadas negativas do Eixo 1, ficando separados dos reflorestamentos. Quanto aos locais situados na região de Mogi-Guaçu, a composição da mirmecofauna também foi influenciada pelo desenvolvimento florestal, diferindo, porém, do padrão encontrado para as comunidades da região de Ribeirão Preto na escala com que a comunidade responde ao processo sucessional, já que a dimensão 1 separou apenas os locais R_1 e R_2 dos locais R_3 e F, enquanto a dimensão 2 separou R_1 de R_2 e R_3 de F.

Analisando as amostras de cada estação isoladamente, as composições das comunidades do período chuvoso permitiram melhor distinção dos estádios sucessionais do que a das capturadas no período seco, embora nenhuma tenha sido plenamente satisfatória (Fig.3.10-C-F). O agrupamento hierárquico das comunidades do período chuvoso indicou haver tendência de agrupamento das mesmas segundo os estádios sucessionais, mas com subgrupos expressivamente heterogêneos (Fig.3.10-C). No entanto, a interpretação detalhada das distâncias objetivas no mapa perceptivo proporcionada pela MDS ($p < 0,001$, teste de Mantel) permitiu observar que as dissimilaridades na composição da mirmecofauna dos reflorestamentos situados na região de Ribeirão Preto permitem a distinção parcial dos respectivos estádios sucessionais (Fig.3.10-D). Houve também a distinção parcial das faunas quanto à localização regional mas, na região de Mogi-Guaçu, não foi possível separar completamente as comunidades quanto aos estádios de desenvolvimento florestal. As análises por agrupamentos hierárquicos e MDS ($p < 0,001$, teste de Mantel) processadas para os dados da mirmecofauna da estação seca indicaram que as amostras do período não permitiram relacionar a composição da fauna e desenvolvimento florestal, tampouco inferir sobre as respectivas localizações regionais (Fig.3.10-E e F). Assim, os padrões de composição de formigas amostradas por funis de Berlese-Tüllgren neste período não indicaram haver um padrão claro de resposta ao desenvolvimento florestal.

3.2.3 Ordenações das comunidades segundo as semelhanças estruturais

Assim como ocorreu para a composição, as estruturas das comunidades amostradas na serapilheira e solo e medida pelas frequências de ocorrências permitiram a ordenação dos locais de forma parcialmente coerente com os estádios sucessionais. Os resultados obtidos pela AC para formigas de ambas as estações indicou 30,2% de retenção da informação nas duas primeiras dimensões (Fig.3.11-A). A ordenação dos locais ocorreu ao longo das duas primeiras dimensões, mas principalmente da primeira, sendo as comunidades oriundas de locais em estágio de desenvolvi-

Figura 3.10. Ordenação da comunidade de formigas encontradas na serapilheira e solo em um gradiente sucessional, segundo padrões de composição medido por índice de Jaccard, analisado segundo agrupamento hierárquico (A, C e E) e escalonamento multidimensional não-métrico (B, D e F). A e B – fauna total; C e D – fauna do período chuvoso; E e F – fauna do período seco; R1, R2 e R3 – reflorestamentos em crescentes níveis de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional semidecidual; RP – região de Ribeirão Preto; MG – região de Mogi-Guaçu.

to inicial plotadas tendenciosamente nas coordenadas de menores valores deste eixo, enquanto as oriundas de locais em estágio mais avançado, foram tendenciosamente plotadas em coordenadas de maior valor.

Apesar da tendência, houve sobreposição de coordenadas de algumas comunidades advindas de diferentes categorias sucessionais. Embora as comunidades de ambas as regiões, Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto, tenham apresentado padrões semelhantes entre si e tenham respondido ao desenvolvimento florestal, a AC indicou que a localização geográfica interferiu na sucessão da fauna, sendo que as comunidades de locais pertencentes à diferentes categorias sucessionais e situados em Mogi-Guaçu foram mais semelhantes entre si, do que as comunidades de diferentes categorias sucessionais situadas na região de Ribeirão Preto.

As AC processadas para dados da mirmecofauna das estações seca e chuvosa separadamente indicaram que através da estrutura destas sub-amostras da comunidade não é possível distinguir claramente os respectivos estádios sucessionais dos locais de origem. Nos dois casos houve muita sobreposição de coordenadas de categorias diferentes, mas principalmente na estação seca (Fig.3.11-B e C).

Assim conclui-se que a estrutura da mirmecofauna total presente na serapilheira e solo proporcionou melhores resultados quanto à distinção dos locais pelos estádios sucessionais, do que fizeram as sub-amostras do período seco ou chuvoso separadamente.

3.2.4 Seleção das morfo-espécies com maior potencial bioindicador

Devido os resultados das ordenações obtidas pelas AC do item anterior, a seleção das morfo-espécies de formigas da serapilheira e solo indicadoras do desenvolvimento florestal foi feita para dados da comunidade total.

O seleção iniciou-se pela pelo cálculo do *IndVal*, que indicou três morfo-espécies com alto potencial indicador (maior que 70%, *Camponotus agra*, *Hypoconer sp.03*, *Rogeria sp.01*). Diferente do que ocorreu com as formigas capturadas por iscas, o cálculo de um novo *IndVal* (*IndVal₂*) não foi útil, sendo assim desconsiderado. A AC calculou valores de massa para as 76 morfo-espécies capturadas e indicou a exclusão de 38 morfo-espécies. A matriz gerada apresentou correlação de Pearson de 0,9 com a matriz original (Teste de Mantel). Após nova AC processada com dados das 38 morfo-espécies restantes, outras 18 morfo-espécies foram excluídas, segundo os menores valores de qualidade. A exclusão seguinte por valores de qualidade foi desconsiderada por não cumprir um dos critérios para validação das exclusões (cor $\geq 0,6$ com a matriz original, teste de Mantel). A tentativa de exclusão de morfo-espécies uma a uma indicou que qualquer exclusão feriu um dos critérios, porém neste caso proporcionou perda da qualidade na distinção dos locais quanto os estádios sucessionais.

Figura 3.11. Influência do desenvolvimento florestal na estrutura da mirmecofauna amostrada por funis de Berlese-Tüllgren, medida por pela frequência das ocorrências e analisada por Análise de Correspondência. A – amostras dos períodos chuvoso e seco; B – período chuvoso; C – período seco; R1, R2 e R3 – reforestamentos em crescentes níveis de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional semidecidual.

Assim, a matriz de dados com o CMG (conjunto mínimo geral) foi constituída pelos valores de frequência de ocorrência de 20 morfo-espécies (Tab.3.5), cuja correlação de Pearson com a matriz original foi 0,8 (Teste de Mantel). A AC calculada para os dados dessas 20 morfo-espécies selecionadas aumentou os valores de retenção da informação nas duas primeiras dimensões de 30,2% para 48,67%. Segundo os objetivos da bioindicação, este conjunto de formigas melhorou a qualidade da informação em relação ao produzido pelo uso de todas as morfo-espécies, pois (1) manteve a tendência de ordenação segundo as categorias sucessionais, (2) diminuiu as diferenças relacionadas à localização geográfica das comunidades e (3) diminuiu a sobreposição de pontos pertencentes à diferentes categorias sucessionais (Fig.3.12). Quanto às respostas gerais das espécies e morfo-espécie que constituíram o CMG ao desenvolvimento florestal, *Stigmatomma elongata*, *Gnamptogenys striatula*, *Hypoponera* sp.01, *Hypoponera* sp.03, *Nylanderia* sp.01, *Odontomachus meinerti*, *Rogeria* sp.01, *Solenopsis* sp.07, *Pheidole* sp.13, *Solenopsis* sp.07 apresentaram tendências de aumento no decorrer do desenvolvimento florestal; *Pheidole* sp.07, *Pheidole* sp.11 e *Wasmannia auropunctata* foram mais frequentes em estádios iniciais, com tendência de diminuição na frequência com que ocorriam nos estádios sucessionais mais avançados; *Atta sexdens*, *Camponotus agra*, *Camponotus* sp.01, *Hypoponera* sp.04 e *Odontomachus* sp.01 foram mais frequentes nos estádios intermediários; e *Cyphomyrmex* gr. *Rimosus* sp.02 e *Pheidole* sp.04 foram mais frequentes nos estádios iniciais e avançados de desenvolvimento do que nos intermediários (Tab.3.5).

Das 20 morfo-espécies selecionadas, apenas 19 ocorreram na região de Mogi-Guaçu (Tab.3.5). A AC processada exclusivamente com os dados das comunidades de Mogi-Guaçu indicou retenção de 68,4% de toda informação nas duas primeiras dimensões e a separação completa dos locais quanto aos estádios de desenvolvimento (Fig. 3.13-A). As quatro categorias sucessionais (R_1 , R_2 , R_3 e F) foram plotadas em regiões opostas do mapa bi-dimensional, embora o local R_1 tenha sido plotado mais próximo ao remanescente F do que os locais R_2 e R_3 .

Os testes com a exclusão de morfo-espécies uma a uma para comunidades de Mogi-Guaçu indicaram que as exclusões proporcionaram perda na distinção dos locais quanto aos estádios sucessionais, sobrepondo os locais R_2 com R_1 no mapa bi-dimensional. No entanto, a distorção observada no plano bidimensional com o CMG, a qual aproximou o local em estágio inicial ao remanescente foi minimizada e não mais foi observada quando utilizado o CMR, o que tem implicações importantes para a bioindicação destes estádios sucessionais (Fig.3.13-B). Como resultado, o CMR de Mogi-Guaçu foi formado por treze morfo-espécies, as quais melhor distinguiram os locais quanto ao desenvolvimento florestal (Tab.3.5). A AC processada com o CMR da região de Mogi-Guaçu indicou que a retenção da informação nos dois primeiros eixos subiu para 73,0%.

Tabela 3.5. Lista de espécies e morfo-espécies presentes na serapilheira e solo, que melhor representaram o estágio de desenvolvimento florestal em reflorestamentos situados nas bacias hidrográficas dos rios Pardo e Mogi-Guaçu. R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual; Número de locais – porcentagem de locais onde a espécie ocorreu; Freq. Média: número de pontos amostrais onde a espécie foi encontrada, em relação ao total de possíveis ocorrências. → as setas indicam onde frequências foram maiores; “+” e “-” – presença ou ausência da morfo-espécie na região; * – espécie ou morfo-espécie selecionada como bioindicadora na região; RP – Região de Ribeirão Preto; MG – região de Mogi-Guaçu.

Espécie/morfo-espécie	Valor Referência	R ₁	R ₂	R ₃	F	Indicação RP MG		Tendência
<i>Stigmatomma elongata</i>	Nº Locais	0(4)	0(4)	0(4)	2(3)	+	*	→
	Freq.	0(80)	0(80)	0(80)	8(60)			
<i>Atta sexdens</i>	Nº Locais	1(4)	4(4)	0,5	1(3)	*	*	→←
	Freq.	1(80)	6(80)	3(80)	1(60)			
<i>Camponotus agra</i>	Nº Locais	0(4)	0(4)	3(4)	0(3)	*	-	→←
	Freq.	0(80)	0(80)	3(80)	0(80)			
<i>Camponotus sp.01</i>	Nº Locais	4(4)	2(4)	1(4)	0(3)	*	+	→←
	Freq.	4(80)	9(80)	4(80)	0(80)			
<i>Carebara sp.01</i>	Nº Locais	1(4)	4(4)	3(4)	1(4)	+	*	→←
	Freq.	1(80)	6(80)	18(80)	4(60)			
<i>Cyphomyrmex gr. Rimosus sp. 02</i>	Nº Locais	2(4)	0(0)	0(0)	2(3)	*	+	↔
	Freq.	5(80)	0(80)	0(80)	2(60)			
<i>Gnamptogenys striatula</i>	Nº Locais	0(4)	0(4)	1(4)	1(3)	-	*	→
	Freq.	0(80)	0(80)	1(80)	4(60)			
<i>Hypoponera sp.01</i>	Nº Locais	4(4)	4(4)	4(4)	3(3)	+	*	→
	Freq.	24(80)	58(80)	49(80)	48(60)			
<i>Hypoponera sp. 03</i>	Nº Locais	2(4)	1(4)	2(4)	4(4)	*	+	→
	Freq.	5(80)	2(80)	13(80)	20(60)			
<i>Hypoponera sp. 04</i>	Nº Locais	1(4)	1(4)	1(4)	1(3)	-	*	→←
	Freq.	1(80)	1(80)	6(80)	2(60)			
<i>Nylanderia sp.01</i>	Nº Locais	0(4)	1(4)	1(4)	2(3)	+	*	→
	Freq.	0(80)	1(80)	1(40)	2(60)			
<i>Odontomachus meinerti</i>	Nº Locais	1(4)	0(4)	1(4)	1(3)	+	*	→
	Freq.	1(80)	0(80)	1(80)	3(60)			
<i>Odontomachus sp.01</i>	Nº Locais	0(4)	2(4)	3(4)	1(3)	*	*	→←
	Freq.	0(80)	4(80)	6(80)	1(60)			
<i>Pheidole sp. 04</i>	Nº Locais	4(4)	2(4)	1(4)	4(4)	+	+	↔
	Freq.	7(80)	4(80)	1(80)	18(60)			
<i>Pheidole sp.07</i>	Nº Locais	4(4)	4(4)	3(4)	2(3)	*	+	←
	Freq.	24(80)	8(80)	3(80)	8(60)			
<i>Pheidole sp.11</i>	Nº Locais	2(4)	3(4)	2(4)	0(3)	+	+	←
	Freq.	3(80)	5(80)	2(80)	0(60)			
<i>Pheidole sp.13</i>	Nº Locais	1(4)	3(4)	3(4)	2(3)	*	*	→
	Freq.	1(80)	9(80)	10(80)	6(60)			
<i>Rogeria sp.01</i>	Nº Locais	0(4)	1(4)	1(4)	4(4)	*	*	→
	Freq.	0(80)	1(80)	2(80)	16(80)			
<i>Solenopsis sp.07</i>	Nº Locais	2(4)	4(4)	2(4)	3(3)	*	*	→
	Freq.	3(60)	4(80)	4(40)	18(60)			
<i>Wasmannia auropunctata</i>	Nº Locais	3(4)	4(4)	2(4)	2(3)	*	*	←
	Freq.	26(80)	18(80)	6(80)	2(60)

Figura 3.12 Ordenação dos estádios sucessionais segundo dados de morfo-espécies de formigas selecionadas como bioindicadoras (CMG, conjunto mínimo geral) amostradas por funis de Berlese-Tüllgren nas estações chuvosa e seca em um gradiente sucessional, segundo Análise de Correspondência. R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual; MG e RP – situados nas regiões de Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto respectivamente.

Para a região de Ribeirão Preto, das 20 morfo-espécies selecionadas (CMG), 2 não ocorreram. A AC processada para os dados das dezoito morfo-espécies ocorrentes nesta região indicou retenção de 53,2% de toda a informação presente no CMG nas duas primeiras dimensões (Fig.3.14-A). Embora os locais tenham sido ordenados tendenciosamente, segundo o aumento dos respectivos estádios sucessionais, houve sobreposição de coordenadas entre comunidades de reflorestamentos de estádios intermediários de desenvolvimento (R₂) com outras categorias (R₁ e R₃).

Os testes de exclusão uma a uma das morfo-espécies através das sucessivas AC resultou em um conjunto de 11 morfo-espécies, antes que um dos critérios não fosse atendido (Tab.3.5). Embora o CMR (conjunto mínimo regional) de morfo-espécies de Ribeirão Preto tenha apresentado melhor distinção das categorias sucessionais do que o conjunto total de formigas, não foi possível a distinção completa entre amostras de fauna dos locais R₂ em relação aos locais categorizados como R₃ (Fig.3.14-B).

Figura 3.13. Ordenação dos estádios sucessionais segundo grupos de morfo-espécies de formigas amostradas por funis de Berlese-Tüllgren e selecionadas como bioindicadoras do processo sucessionar na região de Mogi-Guaçu, por Análise de Correspondência. A – CMG (conjunto mínimo geral) e B – *biplot* com o CMR (conjunto mínimo geral). R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual

Figura 3.14. Ordenação dos estádios sucessionais segundo grupos de morfo-espécies de formigas amostradas por funis de Berlese-Tüllgren e selecionadas como bioindicadoras do processo sucessional na região de Ribeirão Preto, por Análise de Correspondência. A – CMG (conjunto mínimo geral) e B – *biplot* com o CMR (conjunto mínimo geral). R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual

3.3. Mirmecofauna total

3.3.1 Influência do desenvolvimento florestal nos padrões gerais da mirmecofauna

A consideração conjunta dos dados de formigas coletadas por ambas as técnicas indicou não haver correlação entre nenhum dos índices ecológicos avaliados e o desenvolvimento florestal, já que o modelo nulo (constante=1) apresentou valores de ΔAIC equivalentes ou menores do que os apresentados pelos modelos ajustados para Idade dos reflorestamentos e valores dos índices ecológicos (Tab.3.6).

A comparação entre os resultados encontrados para a mirmecofauna toda com os resultados obtidos para seus módulos da mirmecofauna, indicou que os resultados foram diferentes ao menos dos encontrados nas formigas capturadas com iscas. Portanto, a técnica de captura mostrou-se fundamental para a compreensão dos padrões de resposta da mirmecofauna frente ao desenvolvimento florestal avaliados pelos índices ecológicos.

Tabela 3.6. Índices ecológicos calculados para formigas amostradas por iscas atrativas e funis de Berlese-Tüllgren em reflorestamentos em diferentes estádios de desenvolvimento e remanescentes florestais das bacias dos rios Pardo e Mogi-Guaçu. R_1 , R_2 e R_3 – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais de mata estacional semidecidual; ΔAIC – menor valor significa melhor modelo; Peso (%) – qualidade comparativa do modelo em relação aos demais modelos

Índice	Estação	R_1		R_2		R_3		F		Idade-Índice	Peso (%)
		Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	ΔAIC	
Abundância	Chuvosa	528	±307	331	±121	314	±78	559	±237	2,8	9,0
	Seca	355	±90	892	±666	415	±118	588	±117	4,6	3,8
	Total	883	±312	1223	±705	729	±184	1147	±354	4,0	5,1
Equabilidade J	Chuvosa	0,66	±0,15	0,77	±0,09	0,73	±0,03	0,66	±0,03	4,2	4,6
	Seca	0,73	±0,08	0,58	±0,09	0,61	±0,07	0,62	±0,03	2,5	10,5
	Total	0,70	±0,10	0,61	±0,10	0,65	±0,04	0,63	±0,03	4,2	4,5
Riqueza observada	Chuvosa	28,5	±7,9	25,5	±9,9	26,8	±5,3	31,7	±9,0	4,6	3,7
	Seca	23,3	±2,2	24,8	±3,5	19,3	±2,2	29,3	±0,6	0,0	37,0
	Total	37,0	±7,8	37,3	±10,3	34,0	±4,7	43,7	±7,0	4,5	3,8
Modelo nulo		1,0	±0,0	1,0	±0,0	1,0	±0,0	1,0	±0,0	1,4	18,0

3.3.2 Ordenações das comunidades segundo similaridade da composição de espécies

Os agrupamentos hierárquicos e MDS processados para similaridade entre composição das comunidades indicaram resultados semelhantes à aqueles obtidos pelo uso exclusivo das morfo-espécies capturadas por iscas (Fig.3.15-A e B). Assim como ocorreu naquele caso, os padrões de similaridade da mirmecofauna de ambas as estações indicaram que há diferenças relacionadas à localização regional, embora em ambas as regiões avaliadas as comunidades tenham sido ordenadas de forma parcialmente coerente com o estágio de desenvolvimento florestal. Também como aconteceu para as amostras provenientes das iscas, a comunidade total do período chuvoso

apresentou variações de composição mais evidentes ao longo do processo sucessional do que as observadas para o período seco, e as comunidades dos reflorestamentos em estágio intermediário de desenvolvimento (R_2) novamente não puderam ser completamente distinguidas das provenientes de locais pertencentes às outras categorias.

Embora o agrupamento hierárquico processado para a comunidade do período chuvoso não tenha ordenado os locais de forma muito coerente com as respectivas categorias, o detalhamento proporcionado pelo mapa perceptivo calculado pela MDS permitiu identificar um padrão direcional, relacionando ao menos parcialmente a semelhança entre composições das comunidades aos estádios de desenvolvimento florestal (Fig.3.15-C e D). O principal contraste observado foi relacionado com a primeira dimensão (Eixo 1), de forma que os locais R_1 foram plotados majoritariamente nas regiões positivas do eixo, enquanto os remanescentes florestais foram plotados nas regiões negativas do mesmo eixo. A resposta da mirmecofauna ao gradiente sucessional foi ainda mais evidente quando consideradas separadamente as comunidades de locais distintos, Mogi-Guaçu e Ribeirão Preto. Por último, um contraste secundário pôde ser observado ao longo da segunda dimensão, já que os fragmentos de ambas as regiões foram situados em coordenadas com menores valores da segunda dimensão do que os reflorestamentos simpátricos.

Para o período seco, o dendrograma processado pelo agrupamento hierárquico indicou que as comunidades do período seco não permitiram identificar o gradiente sucessional. As comunidades dos remanescentes florestais foram agrupadas juntas e os reflorestamentos situados em Mogi-Guaçu foram separados dos provenientes da região de Ribeirão Preto mas, em um nível mais detalhado, a organização das comunidades dos reflorestamentos das duas regiões foram ordenadas de maneira pouco coerente com o estágio de desenvolvimento florestal (Fig.3.15-C).

A MDS também indicou não haver uma tendência clara de ordenação das comunidades segundo as categorias sucessionais (Fig.3.15-F). De acordo com os padrões de composição da mirmecofauna da estação seca, os remanescentes florestais de ambas as regiões foram plotados em posições mais próximas aos reflorestamentos em estádios iniciais de desenvolvimento do que dos locais em estádios intermediários e avançados. Os reflorestamentos R_2 e R_3 da região de Ribeirão Preto não puderam ser distinguidos quanto aos padrões de composição da mirmecofauna.

Assim, a resposta da composição da comunidade do período seco ao desenvolvimento florestal apresentou um padrão complexo de forma que essa sub-amostra da mirmecofauna foi considerada pouco útil à bioindicação do processo sucessional.

Figura 3.15. Ordenação das comunidades de formigas amostradas por iscas atrativas e funis de Berlese-Tüllgren, segundo padrões de composição desta fauna medido por Jaccard e processados por agrupamentos hierárquicos (A, C e E) e escalonamento multidimensional (B, D e F). A e B – comunidade total; C e D – comunidade do período chuvoso; E e F – comunidade do período seco ; R1, R2 e R3 – reflorestamentos em crescentes níveis de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional semidecidual; RP – região de Ribeirão Preto; MG – região de Mogi-Guaçu.

3.3.3 Ordenações da comunidade segundo a semelhança entre estruturas

Abundância

As AC processadas para dados estruturais da comunidade de formigas, segundo valores de abundância, indicou que através deste parâmetro é possível ordenar as comunidades de maneira parcialmente coerente com os respectivos estádios de desenvolvimento florestal.

A AC processada para a estrutura da comunidade das duas estações juntas reteve 32,34% da informação nas duas primeiras dimensões. O Eixo 2 separou principalmente as comunidades dos locais R_1 das comunidades das demais categorias, enquanto o Eixo 1 indicou a tendência de plotagem das comunidades de categorias sucessionais mais avançadas em direção às suas coordenadas negativas (Fig.3.16-A). Embora a ordenação tenha indicado haver relação entre estrutura das comunidades de formigas e o desenvolvimento florestal, não foi possível diferenciar perfeitamente as comunidades segundo os estádios sucessionais, principalmente se considerados as comunidades de diferentes regiões (Ribeirão Preto e Mogi-Guaçu).

A AC processada para as formigas da estação chuvosa reteve 37,81% da informação nas duas primeiras dimensões, sendo que os locais foram ordenados ao longo da primeira dimensão, parcialmente de acordo com os respectivos estádios de desenvolvimento (Fig.3.16-B). As comunidades de locais que representam a mesma categoria sucessional e diferentes regiões geográficas foram plotadas próximas entre si, porém as comunidades de estádios intermediários de desenvolvimento (R_2) de ambas as regiões foram sobrepostas à de outras categorias. Ainda para a estação chuvosa, a dispersão das comunidades ao longo do Eixo 2 (segunda dimensão) forneceram poucas informações quanto à organização dos locais que representam as categorias sucessionais mais avançadas (R_3 e F), embora tenham sido segregadas parcialmente quanto à localização regional.

Diferente do que ocorreu para as formigas amostradas por iscas ou Berlese-Tüllgren separadamente, a consideração em conjunto das formigas capturadas pelas duas técnicas em conjunto permitiu detectar a influência do desenvolvimento florestal também nas formigas encontradas durante o período seco (Fig.3.16-A-C). Quanto à comunidade do período seco, a AC indicou nível de distinção das comunidades pelos estádios sucessionais semelhante ao padrão obtido para amostras do período chuvoso porém, no caso da estação seca, a segunda dimensão foi importante para separar as comunidades dos locais R_1 e R_2 em nas duas regiões (Fig.3.16-C).

Figura 3.16. Resposta da estrutura da mirmecofauna amostrada na serapilheira e no solo, por funis de Berlese-Tüllgren e iscas atrativas ao desenvolvimento florestal em um gradiente sucessional, segundo dados de abundância das morfo-espécies ordenados por Análise de Correspondências. A – comunidade toda; B – comunidade do período chuvoso; C – comunidade do período seco; R1, R2 e R3 – reflorestamentos em crescentes estádios de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional; MG – região de Mogi-Guaçu; RP – região de Ribeirão Preto.

Frequência

Com relação aos dados estruturais baseados na frequência das ocorrências das morfo-espécies, as AC confirmaram os padrões obtidos pela abordagem quantitativa baseada na abundância. A ordenação das comunidades também representou parcialmente os locais segundo o desenvolvimento florestal, com distinção ao menos parcial da localização regional (Ribeirão Preto e Mogi-Guaçu, Fig. 3.17-A-C). Também semelhante ao que aconteceu para a abundância, as ordenação das comunidades pela estrutura medida por frequências permitiram distinção parcial dos estádios de desenvolvimento florestal e coerência parcial com as categorias sucessionais. Contudo, diferentemente do que ocorreu para a abundância, os resultados indicaram que a consideração das sub-amostras da comunidade de diferentes períodos climáticos foram mais adequadas para a indicação do processo sucessional, do que quando consideradas frequências das duas estações juntas (Fig.3.17-A-C).

4. Discussão

4.1 Aspectos gerais

Os resultados do presente estudo indicaram haver alterações na comunidade de formigas de acordo com o estágio de desenvolvimento florestal, confirmando informações da literatura consultada sobre a sensibilidade do grupo às mudanças nas condições ambientais e ao processo sucessional (King *et al.*, 1998; Andersen, 2004; Ottonette *et al.*, 2006; Nakamura *et al.* 2007; Laurance & Vaconcelos, 2009; Ré, 2007; Schmidt *et al.* 2007; Silva *et al.*, 2007; Hoffman, 2010; Gollan *et al.* 2011; Ribas *et al.*, 2012; Leal *et al.*, 2012; Schmidt *et al.*, 2013). Contudo, os critérios gerais da bioindicação não exigem apenas a existência de correlação entre grupo indicador e parâmetro indicado, mas que o agente biológico utilizado apresente padrões de resposta previsíveis e replicáveis, decorrentes de uma relação causa/efeito conhecida (McGeoch, 1998; Hodkinson & Jackson, 2005). Assim a argumentação será feita com enfoque na relação entre as mudanças das características locais e nos processos ecológicos das florestas em desenvolvimento e as mudanças nos padrões observados da mirmecofauna.

De acordo com Kageyama *et al.* (2003), Siddique *et al.* (2008), Durigan (2011) e Nogueira Jr *et al.* (2011), durante o seu desenvolvimento os reflorestamentos gradualmente apresentam diminuição dos efeitos da luz e do vento, incremento de biomassa no sistema e aumento da sua complexidade estrutural, gerando mudanças físicas, químicas e ecológicas no ambiente. Segundo Hölldobler & Wilson (1990) e Steiner *et al.* (2010), a luz, a umidade, a disponibilidade de recursos e a complexidade do sistema são variáveis que influenciam diretamente a performance das espécies de formigas, aliada às interações inter-específicas entre toda a mirmecofauna. Consequentemente, as variações observadas nos padrões da mirmecofauna possuem relação de causa/efeito com as

Figura 3.17. Resposta da estrutura da mirmecofauna amostrada na serapilheira e no solo, por funis de Berlese-Tüllgren e iscas atrativas ao desenvolvimento florestal em um gradiente sucessional, segundo dados de frequência de ocorrências das morfo-espécies, ordenados por Análise de Correspondências. A – comunidade toda; B – comunidade do período chuvoso; C – comunidade do período seco; R1, R2 e R3 – reflorestamentos em crescentes estádios de desenvolvimento; F – remanescentes de mata estacional; MG – região de Mogi-Guaçu; RP – região de Ribeirão Preto.

mudanças ambientais decorrentes do desenvolvimento florestal nos reflorestamentos, já que diferentes grupos de formigas apresentam padrões comportamentais e ecológicos específicos, com respostas particulares aos diferentes filtros ambientais e ecológicos (Andersen, 1995).

4.2. Resposta da mirmecofauna ao desenvolvimento florestal

A Equabilidade J das formigas capturadas com iscas atrativas diminuiu ao longo do desenvolvimento florestal. As tendências encontradas em cada módulo não foram repetidas para a comunidade toda. As causas podem estar relacionadas com o enviesamento com que cada técnica de captura amostra dos diferentes grupos ecológicos de formigas.

Segundo Bestelmeyer *et al.* 2000; Lopes & Vasconcelos (2008), Vargas *et al.* (2008), as iscas amostram melhor as espécies mais abundantes, agressivas e de alta mobilidade, enquanto as formigas de pequeno porte, que forrageiam e nidificam na serapilheira e camadas superficiais do solo, tendem a ser melhor amostradas pelos funis de Berlese-Tüllgren. Andersen (1997) e Dunn *et al.* (2010) afirmam que os grupos dominantes de formigas tendem a ser selecionados em ambientes multi-estratificados, devido à maior dificuldade de forrageio, de forma que apenas as espécies com alto valor adaptativo tendem a prevalecer sob estas condições. Estas constatações explicam a diminuição na Equabilidade J das formigas capturadas por iscas ao longo do desenvolvimento florestal, já que durante o avanço sucessional há tendência de aumento da complexidade do sistema.

Por outro lado, as espécies que utilizam a serapilheira para nidificar e que possuem baixa mobilidade (maior nível de especialização de nicho), são influenciadas diretamente pelo acúmulo de matéria vegetal, principalmente na camada da serapilheira, pela disponibilidade de alimento e pela diversidade de nichos (Chappin III *et al.*, 2002; Muscardi *et al.*, 2011). Tais características estão relacionadas com o avanço no desenvolvimento florestal e seria esperado aumento da riqueza das espécies epigéicas e hipogéicas nos locais em estádios de desenvolvimento mais avançados (Bihn *et al.*, 2010). Embora tenha sido encontrado maior riqueza desses grupos nos remanescentes do que nos reflorestamentos de forma geral, os modelos indicaram que as variações na riqueza de grupos encontrados em reflorestamentos com diferentes idades não é um bom descritor do estágio de desenvolvimento florestal.

Cadotte *et al.* (2011) afirmam que para a maioria dos organismos, a relação entre a riqueza e a diversidade de espécies com as características do ambiente são facilmente observadas em estudos de larga escala, onde amplos gradientes são considerados em um mosaico formado por diferentes ecossistemas. Porém, os autores afirmam que os estudos em escalas menores, que avaliam a diversidade de espécies em ecossistemas semelhantes, frequentemente apresentam resultados menos evidentes, por amostrar apenas parte da curva de resposta. Por outro lado, Andersen (1997) afirma que em escalas menores, a comunidade de formigas tende a ser mais influenciada pelas

características ambientais micro-regionais (solo, clima, isolamento, etc) e pelas interações interespecíficas, do que pelas macro-tendências que influenciam a distribuição das espécies.

De fato, os estudos que abordam variações da mirmecofauna aos gradientes sucessionais indicam haver padrões contrastantes na resposta dessas comunidades, sobretudo quanto à riqueza de espécies (Andersen 1997; Vasconcelos, 1999; Ottonetti 2006; Silva *et al.* 2007; Schmidt *et al.*, 2007; Paar & Gibb, 2010, Ribas *et al.*, 2012). Assim, o presente estudo parece encaixar-se nas afirmações de Cadotte (2011) e Andersen (1997), já que se trata de um estudo em escala reduzida e que abordou apenas sistemas florestais, o que explica as tendências pouco marcantes para riqueza de espécies de formigas.

4.3 Padrões de composição e estrutura da comunidade ao longo do desenvolvimento florestal

Os resultados demonstraram que o desenvolvimento florestal proporciona mudanças na composição e estrutura da mirmecofauna. Assim, confirmaram-se para as condições do presente estudo (reflorestamentos heterogêneos das bacias dos rios Pardo e Mogi-Guaçu), as informações presentes na literatura sobre a estreita relação entre padrões ecológicos da mirmecofauna e características ambientais ao longo do processo sucessional, relação essa que define o seu potencial bioindicador (Andersen & Sparling, 1997; McGeoch, 1998; Bisevac & Majer, 1999; Andersen, 2004; Ottonetti *et al.*, 2006; Ré, 2007; Silva *et al.*, 2007; Gollan *et al.* 2011; Ribas *et al.*, 2012).

Embora os escalonamentos multidimensionais (MDS) tenham sido testados quanto à sua aleatoriedade e as AC utilizem testes chi-quadrado de probabilidades para as ordenações, essas técnicas são consideradas apenas exploratórias, sendo que a suas validações exigem argumentação, relacionada ou não a testes adicionais (Legendre & Legendre, 1998). Segundo Hair *et al.* (2009), a inclusão e exclusão de amostras e categorias nas análises podem ser utilizadas como método de avaliação da qualidade das ordenações, de forma que resultados semelhantes obtidos para diferentes sub-amostras, consistem em um argumento importante para a validação dos resultados das ordenações. Os mesmos autores afirmam ainda que o uso de diferentes técnicas exploratórias com resultados semelhantes é outra forma de ratificação dos resultados.

O presente estudo abordou a exclusão seletiva de morfo-espécies, com resultados semelhantes aos obtidos pelo uso da comunidade toda. Também utilizou diferentes métodos multivariados, considerou diferentes sub-amostras e módulos da mirmecofauna, gradientes de duas regiões distintas e, embora algumas variações tenham sido observadas, o padrão de resposta da mirmecofauna ao desenvolvimento florestal foi bastante resiliente. Portanto, as mudanças na composição e estrutura da mirmecofauna detectadas pelos métodos multivariados exploratórios podem ser considerados resultados robustos.

A relação entre composição da fauna e estágio de desenvolvimento florestal foi observada tanto para as formigas capturadas com iscas, como para as amostradas por funis de Berlese-Tüllgren, ou ainda, para as formigas totais. Embora haja diferenças entre proporção dos grupos capturados por cada técnica, em cada caso ao menos uma sub-amostra permitiu a comparação dos locais quanto o estágio sucessional, semelhante ao encontrado por Lopes & Vasconcelos (2008).

A ordenação dos locais quanto às semelhanças da mirmecofauna indicou que a relação entre padrões faunísticos e o estágio de desenvolvimento florestal foi direcional. Esse padrão confirmou as afirmações de Andersen & Sparling (1997) e Bisevack & Majer (1999), também citado por Gollan *et al.* (2011), sobre a possível comparação entre modificações sofridas pela mirmecofauna ao longo da regeneração de ambientes perturbados com o modelo clássico do processo sucessional vegetal de Clements (1916 *apud* Gollan *et al.*, 2011). Considera-se que os estudos futuros abordando a sucessão ecológica e a mirmecofauna possam buscar a adequação de termos apropriados à classificação das espécies de acordo com as fases sucessionais, haja vista que isso pode trazer benefícios ao uso e classificação das formigas como bioindicadores.

No que diz respeito à relação entre composição e estrutura da mirmecofauna, Silvestre *et al.* (2012) estudaram a comunidade de formigas da serapilheira de um gradiente regional de mata seca e encontraram diferenças nos resultados obtidos para composição e estrutura. Os autores relacionaram estas diferenças a um padrão aleatório de distribuição das espécies de formigas dentro do sistema por eles estudado. Os autores afirmam ainda que, naquele caso, as variações populacionais foram melhor explicadas pela influência temporal na colonização da comunidade (nível biogeográfico) e pela influência das áreas vizinhas, pois a matriz circundante era bastante heterogênea. Os resultados obtidos por esses autores fornecem informações importantes para comparação com os obtidos pelo presente estudo.

Primeiramente, diferente do estudo de Silvestre *et al.* (2012) que comparou diferentes ambientes florestais maduros e estabilizados, o presente estudo comparou áreas em diferentes fases de desenvolvimento, a maioria ainda não estabilizada. Assim, a aleatoriedade na distribuição da fauna entre os locais comparados identificada no estudo de Silvestre *et al.* (2012) não foi observada aqui, pelo contrário, os resultados do presente estudo indicaram que os padrões estruturais da mirmecofauna foram relacionados aos da composição. Portanto, a distribuição populacional das espécies nos diferentes locais estudados não ocorreu de forma aleatória, mas foi fortemente influenciada tanto em composição como em estrutura pelo desenvolvimento florestal.

O segundo aspecto a ser considerado, dessa vez corroborando Silvestre *et al.* (2012), é o efeito local na fauna. Assim como encontrado pelo estudo daqueles autores, a presente pesquisa detectou variação da comunidade em função da localização geográfica, inferindo haver influências adicionais na composição e estrutura da mirmecofauna, principalmente quanto à composição. Além

disso, o presente estudo indicou que a localização regional influenciou a maneira como a comunidade responde ao processo sucessional, já que a semelhança entre comunidades de diferentes categorias sucessionais foi influenciada pela localização regional (Ribeirão Preto ou Mogi-Guaçu).

Coleman *et al.* (2004) afirmam que a maior intensidade dos filtros ambientais nos ambientes abertos promove variações mais importantes na composição da fauna do que em ambientes mais estratificados, e que os efeitos desses filtros sobre as comunidades edáficas e epígeas são reduzidos ao longo do desenvolvimento florestal. Os resultados indicaram que os padrões da mirmecofauna variaram mais entre locais classificados como estádios iniciais, do que naqueles considerados mais avançados (principalmente os remanescentes florestais). Segundo Kageyama *et al.* (2003) e Durigan (2011), as áreas de restauração ecológica em fase inicial de desenvolvimento apresentam características de locais abertos, gradualmente são sombreadas pelo crescimento das árvores, modificando a pressão exercida pelos filtros ambientais ao longo do tempo. Ré (2007) encontrou grandes variações nos padrões da mirmecofauna em áreas de restauração em estágio inicial de desenvolvimento.

Por outro lado, a maior semelhança entre comunidades de estádios de desenvolvimento florestal avançados confirmam os estudos de Schmidt *et al.* (2007), Castro *et al.* (2012) e Silvestre *et al.* (2012), que compararam a mirmecofauna de diferentes transectos florestais pertencentes ao mesmo tipo de ecossistema e encontraram alta semelhança entre estruturas das comunidades, embora a composição e distribuição das espécies tenham variado bastante.

Solé & Bascompte (2006) afirmam que os sistemas ecológicos se auto-organizam espaço-temporalmente, evoluindo para um estado organizado e com maior nível de estabilidade, como um fenômeno emergente moldado pelo equilíbrio entre efeitos aleatórios, características adaptativas das espécies e os fatores ambientais interagindo entre si ao longo do tempo. Assim, é esperado que os ecossistemas florestais apresentem um padrão estrutural de comunidade semelhante nas fases sucessionais avançadas, já que as forças que moldam as comunidades não são apenas casuais, embora a composição possa ainda variar bastante devido à redundância ecológica. O presente estudo apresenta evidências experimentais que reforçam essa teoria aplicada às formigas, indicando que há uma tendência de organização da mirmecofauna, ao menos estrutural, ao longo do processo sucessional.

Essas constatações fornecem um parâmetro importante para o uso das formigas como bioindicadores da restauração ecológica, pois há um gradiente de mudanças da fauna ao longo do desenvolvimento florestal, de forma que as comunidades de diferentes locais aos poucos tornam-se mais parecidas entre si e mais parecidas com as encontradas nos remanescentes florestais, embora não seja que elas se tornem iguais. Dessa forma, feita ressalva quanto à influência da localização

regional sobre a composição das comunidades, espera-se que ao longo do desenvolvimento florestal gradativamente os padrões de composição e estrutura da mirmecofauna encontradas nas áreas de restauração ecológica tornem-se mais semelhantes aos encontrados nos ecossistemas referência (florestas maduras).

4.4 Semelhança entre comunidades de diferentes categorias sucessionais

Alguns aspectos são relevantes para explicar a semelhança entre padrões de comunidades de reflorestamentos em estádios intermediários de desenvolvimento e de outras categorias sucessionais:

(1) Segundo Andersen (1995); Delabie *et al.* (2000); Silvestre & Silva (2003); Silva & Brandão (2010), as formigas podem ser separadas em grupos funcionais de acordo com suas características biológicas, comportamentais e ecológicas. Os grupos funcionais respondem a aspectos particulares do ecossistema, de forma que as mudanças ambientais e a diversidade de nichos afetam diferentes parcelas da comunidade (Capítulo IV). Isso significa que algumas espécies de formigas apresentam sobreposição quanto à exploração dos recursos e diferentes espécies podem cumprir uma mesma função dentro dos processos ecológicos.

Porém isso não significa que, dentro de um mesmo grupo funcional, todas as espécies sejam afetadas de forma similar pelo processo sucessional. É esperado, portanto, que a estrutura das comunidades seja um fator menos sensível às mudanças ambientais do que a composição da comunidade, e que a sucessão da comunidade ocorra de forma gradual ao longo do processo sucessional. Este deslocamento gradual da comunidade explica ao menos parte da semelhança entre padrões de comunidades de reflorestamentos em diferentes estádios de desenvolvimento.

(2) A localização geográfica também influenciou sobreposição de comunidades de diferentes categorias sucessionais. Os reflorestamentos localizados na região de Mogi-Guaçu apresentaram comunidades mais semelhantes entre si do que os da região de Ribeirão Preto. Apesar das regiões apresentarem características climáticas semelhantes, a matriz predominante em Ribeirão Preto é a cana-de-açúcar, enquanto na região de Mogi-Guaçu a cultura do Eucalipto predomina. Além disso, todos os locais estudados na região de Mogi-Guaçu conectavam-se estruturalmente a grandes áreas florestais (naturais ou reflorestadas), ou ao menos estavam muito próximas de locais com essas características, enquanto que na região de Ribeirão Preto, a maioria dos reflorestamentos encontrava-se completamente isolados de outros locais florestais. Embora não tenha sido testado o quanto o isolamento estrutural influenciou na similaridade das comunidades, sabe-se que a paisagem afeta diretamente as comunidades (Banks-Leite *et al.*, 2011; Leal *et al.* 2012).

(3) Os reflorestamentos escolhidos como objetos de estudo na presente pesquisa formaram um conjunto bastante heterogêneo quanto à idade de plantio, composição da vegetação, histórico

de uso do solo e dimensão espacial, mesmo os pertencentes a uma mesma categoria sucessional (Capítulo I). Segundo Engel & Parrota (2003), Durigan (2011) e McClain *et al.* (2011), essas características podem influenciar a comunidade nos ecossistemas florestais em formação, via efeito de fundador, taxa de colonização, intensidade e qualidade dos filtros ambientais, ciclos biogeoquímicos, acúmulo de matéria orgânica e aumento da complexidade do sistema, com consequências na velocidade do processo sucessional e estabilização da comunidade. De fato, segundo as variáveis vegetais e da serapilheira levantadas previamente pelo presente estudo (Anexo I), houve sobreposição na ordenação de alguns locais quanto aos estádios e desenvolvimento.

Adicionalmente, os reflorestamentos em estágio intermediário de desenvolvimento, representados como R₂, apresentaram os maiores desvios dentre todas as categorias. Esses reflorestamentos tinham entre cinco e dez anos de idade, fase em que o sombreamento do solo já está estabelecido (Durigan, 2011) e algumas espécies vegetais iniciaram ou estão iniciando seus processos reprodutivos (Fragoso, 2009). Nesta fase há diminuição na intensidade dos filtros ambientais em relação aos estádios iniciais de desenvolvimento e um incremento qualitativo na disponibilidade de recursos alimentares (flores e frutos), além do aumento na camada de serapilheira. Como já citado anteriormente, mudanças dessa natureza afetam diretamente a mirmecofauna, de forma que as variações nos padrões faunísticos encontrados nos estádios intermediários indicam que esta fase do desenvolvimento florestal é um ponto crítico nas mudanças da mirmecofauna.

Assim, haja vista as condições experimentais e a estreita relação entre mirmecofauna e as características gerais do ecossistema, a baixa distinção entre comunidades de estádios intermediários de desenvolvimento encontrada pelo presente estudo, seria até mesmo esperada.

4.5 Efeito da sazonalidade nos padrões da mirmecofauna

Independente da técnica de coleta, o padrão observado para mirmecofauna encontrada na estação chuvosa não foi repetido para a estação seca. Castro *et al.* (2012) estudaram a mirmecofauna da serapilheira em florestas semidecíduais e encontraram alta influência sazonal na riqueza e abundância do grupo. Esse padrão é relatado também para outros grupos de formigas nos ecossistemas tropicais (Kaspari, 2000; Steiner *et al.* 2005). Blüthgen & Feldhaar (2010) afirmam que a atividade dos ninhos pode diminuir significativamente durante o ano, principalmente no inverno, pela diminuição no número de indivíduos e/ou pela diminuição da atividade de forrageio. Muitas formigas não são ativas durante o inverno (Kaspari, 2000) e, embora se mantenham populacionalmente estáveis, a inatividade leva à sub-amostragem desses grupos.

Portanto, os resultados aqui apresentados corroboram informações presentes na literatura, indicando que a dinâmica populacional das formigas, influenciada pela sazonalidade, interfere nos

padrões da mirmecofauna e, conseqüentemente, no seu uso como bioindicador. Para os grupos de formigas capturadas por iscas, as amostras do período chuvoso apresentaram a melhor distinção dos locais quanto aos estádios de desenvolvimento, enquanto que para as formigas amostradas por Berlese-Tüllgren, a melhor distinção foi feita por dados de ambas as estações. A consideração dos dados totais permitiu distinção razoável dos estádios de desenvolvimento no período seco, chuvoso e das duas estações juntas.

Assim, considera-se que o uso das diferentes sub-amostras acima descritas possam ser adequadas ao uso como bioindicadoras, no diagnóstico e monitoramento dos projetos de restauração, considerando a eficiência de cada uma e o esforço amostral envolvido.

4.6 Seleção de morfo-espécies bioindicadoras

McGeoch (1998) afirma que o compartilhamento de nichos e a substituição de espécies é uma questão pertinente à bioindicação e comumente relatado nos estudos que abordam o tema. Keller & Gordon (2009) e Kessler *et al.* (2011) afirmam que o efeito da redundância ecológica sobre a bioindicação pode ser minimizado pela abordagem seletiva da comunidade. Os resultados do presente estudo reforçam essa ideia, já que a exclusão das morfo-espécies menos relacionadas ao gradiente sucessional melhorou a qualidade da separação dos locais quanto aos níveis de desenvolvimento florestal, sem perda do padrão de resposta geral da comunidade.

A abordagem estrita dos valores de *IndVal* (Dufrene & Legendre, 1997) para detecção de morfo-espécies indicadoras foi pouco útil nas condições experimentais da presente pesquisa. O índice, que apresenta bons resultados na seleção de espécies indicadoras quando ambientes bastante diferentes são comparados (Nakamura *et al.*, 2007), foi influenciado negativamente pelo alto compartilhamento de espécies por categorias sucessionais diferentes.

Por outro lado, a consideração dos *IndVal* juntamente com as AC em sucessivas etapas possibilitou filtrar os grupos que melhor se relacionaram com o desenvolvimento florestal, reduzindo a um conjunto de poucas espécies e morfo-espécies com alto potencial indicador. Para cada técnica de coleta de formigas foram obtidos resultados diferentes quanto ao número mínimo de morfo-espécies e a composição da comunidade mínima necessária para a distinção dos locais, porém todas as seleções apresentaram melhoria na qualidade das ordenações. A consideração dos locais quanto à localização regional permitiu reduções ainda maiores no número de espécies e morfo-espécies necessárias para a bioindicação. Portanto, tanto o método de coleta quanto a localização regional devem ser consideradas no uso das formigas selecionadas como bioindicadoras do processo sucessional.

A relação entre a biologia e ecologia das espécies e morfo-espécies selecionadas como indicadoras foi feita de maneira comparativa, através de informações presentes na literatura

(Hölldobler & Wilson, 1990; Andersen, 1995; King *et al.*, 1998; Delabie *et al.*, 2000; Wilson, 2003; Fernández, 2003; Silva & Brandão, 2010; Ribas *et al.* 2012), indicaram que os resultados obtidos pelo presente estudo são bastante coerentes com as tendências relatadas para estes grupos nos ecossistemas neotropicais: **(1)** *Wasmannia auropunctata* é uma espécie muito relacionada aos estádios iniciais de desenvolvimento e locais perturbados, fato confirmado pelos resultados obtidos pelo presente resultados; **(2)** *Linepithema* sp.01, morfo-espécie também relacionada com os estádios de desenvolvimento inicial, enquandra-se no grupo das Dolichoderinae dominantes na classificação funcional de Andersen (1995), que por sua vez tem sido relatado com ocorrências importantes em áreas abertas; **(3)** As morfo-espécies selecionadas pertencentes aos gêneros *Stigmatomma*, *Carebara*, *Gnamptogenys*, *Hypoponera*, *Nylanderia*, *Rogeria* e *Solenopsis*, de forma geral, foram relacionadas com os estádios mais avançados de desenvolvimento. Esses grupos apresentam aspectos biológicos e comportamentais bastante distintos, mas estão relacionados ao forrageio e/ou nidificação nas camadas de serapilheira, sendo que suas importâncias tendem a aumentar com o incremento dessas camadas ao longo do desenvolvimento florestal. **(4)** O gênero *Camponotus* é descrito como oportunista, sendo seus maiores valores relacionados com lugares pouco perturbados, porém não muito abertos, e o presente estudo encontrou o gênero melhor relacionado aos estádios intermediários de desenvolvimento; **(5)** As morfo-espécies do gênero *Pheidole*, são consideradas de hábitos generalistas (Delabie *et al.*, 2000; Silva & Brandão, 2010; Silva, informação pessoal), e pertencem a um dos grupos funcionais dominantes nos sistemas neotropicais, com hábitos muito variados e ocorrências nos diferentes estádios sucessionais. Assim, diferenças no padrão de resposta entre espécies e morfo-espécies de *Pheidole* são esperadas; **(6)** Embora *Brachymyrmex* não seja um dos grupos dominantes, as considerações feitas para *Pheidole* podem ser aplicadas também a esse grupo; **(7)** *Odontomachus* é um gênero de hábito predador, que forrageia o chão e a vegetação, geralmente relacionado com estádios intermediários e avançados de desenvolvimento, fato corroborado pelo presente estudo, que relacionou o gênero aos reflorestamentos em estádios intermediários e avançados de desenvolvimento ou remanescentes florestais; **(8)** O gênero *Cyphomyrmex* é relacionado a diversos tipos de ambientes, abertos, perturbados e preservados, de forma que não possui uma relação estreita com o estágio sucessional ou nível de perturbação. O presente estudo encontrou ocorrências mais importantes relacionadas às extremidades do gradiente sucessional; **(9)** As *Atta sexdens* e o gênero *Acromyrmex* apresentaram resultados diferentes de acordo com a técnica de coleta, mas considera-se que as iscas amostraram melhor esses grupos. Geralmente, as Attini cortadeiras são relacionada a regiões de borda ou áreas iniciais de desenvolvimento, devido ao uso preferencial das espécies arbóreas pioneiras como recurso. Assim, suas ocorrências são relatadas também nos estádios maduros, mas melhor relacionadas com regiões de borda, áreas perturbadas ou em início do processo sucessional.

Uma observação importante deve ser feita com relação a uma morfo-espécie do gênero *Pheidole* importante para as amostras provenientes das iscas. A morfo-espécie aqui chamada de *Pheidole* sp04 (Anexo III) não ocorreu nos locais em estágio inicial de desenvolvimento, foi relativamente rara nos reflorestamentos em estágio intermediário de desenvolvimento e muito frequente e abundante nos reflorestamentos em estádios avançados e nos remanescentes florestais, atributos que a classificam como boa indicadora do avanço no processo sucessional. Todavia, um dos locais R₂ situados em Ribeirão Preto apresentou a morfo-espécie em alta abundância, e por essa razão, os métodos de exclusão de espécies utilizados no presente estudo discriminaram a morfo-espécie do conjunto mínimo regional. Assim, seu uso na bioindicação do processo sucessional pode ser considerado, haja vista as características da ocorrência da espécie e as particularidades dos locais R₂ já discutidas anteriormente.

Segundo McGeoch (1998), a simplificação dos métodos bioindicadores é desejável, já que melhora a relação custo/benefício no diagnóstico e monitoramento ambiental e permite maior aplicabilidade da ferramenta. No caso da mirmecofauna, a redução no número de espécies é especialmente importante, devido a alguns grupos apresentarem indefinições taxonômicas e não permitirem identificação por chaves (Ribas, 2012; Delabie *et al.* 2012). Todavia, Kessler *et al.* (2011) afirmam que a diminuição no número de táxons envolvidos na bioindicação diminui a robustez das informações fornecidas sobre o ambiente, de forma que a relação custo/benefício entre indicador e esforço amostral deve ser considerada para seleção do método a ser empregado.

As afirmações de Kessler *et al.* foram confirmadas pelo presente estudo, já que os conjuntos mínimos de espécies encontrados também variaram regionalmente. Embora estudos adicionais ainda sejam necessários para confirmar o conjunto de espécies mínimas como bioindicadoras, seu uso prático pode ser indicado, desde que: (1) de maneira óbvia, seja considerada região das áreas a serem diagnosticadas; (2) considerar *a priori* as características do local a ser diagnosticado e quais os padrões esperados; (3) considerar a complementaridade dos indicadores (McGeoch, 1998; Hodson & Jackson, 2005), através do uso de mais de uma técnica de captura, ou mais de uma sub-amostra para o diagnóstico. Alternativamente, pode-se também comparar os padrões de resposta obtidos pelo conjunto mínimo de espécies com o da comunidade toda.

Embora seja possível relacionar gêneros e formas a alguns nichos ecológicos, algumas formigas selecionadas como indicadoras não puderam ser identificadas até o nível específico, de forma que seu uso deve estar sujeito à comparação com o material amostrado pelo presente estudo (Anexo III). Recomenda-se que os próximos estudos com bioindicadores na região, considerem a determinação das espécies a qual pertencem, aquelas morfo-espécies selecionadas como indicadoras do processo sucessional. Adicionalmente, estudos com a validação do uso dos CRM são necessários nas respectivas regiões são também recomendados.

5. Conclusões

- ✓ Porque as formigas são sensíveis às variações ambientais que ocorrem durante o desenvolvimento florestal e pelo fato de participarem ativamente do processo sucessional, tiram-se duas conclusões importantes: (1) do ponto de vista da ecologia da restauração, confirma-se a ideia de que os reflorestamentos com espécies nativas consistem em uma estratégia eficiente para restauração dos processos ecológicos naturais de ambientes florestais; por outro lado, (2) confirma-se o objetivo principal do presente estudo, de que é possível utilizar as formigas como ferramenta de diagnóstico e monitoramento ambiental em reflorestamentos cujo objetivo é a restauração ecológica.
- ✓ O aumento na proporção das formigas dominantes capturadas com iscas (diminuição da Equabilidade J) foi o parâmetro geral da comunidade que melhor relacionou as mudanças na mirmecofauna com o desenvolvimento florestal. Por esse motivo ele pode ser considerado um bioindicador do processo sucessional no monitoramento dos projetos de restauração, como uma tendência a ser observada ao longo dos anos. O modelo indicou ainda que a Equabilidade J deste módulo da comunidade encontrada nos reflorestamentos com 16 anos de plantio ou mais apresentam valores condizentes com os encontrados em locais de mata.
- ✓ A composição e, principalmente, a estrutura da mirmecofauna foram influenciadas pelo desenvolvimento dos reflorestamentos, que gradualmente assemelharam-se às comunidades encontradas em remanescentes florestais. Portanto, considera-se que as comunidades de formigas encontradas nos remanescentes florestais podem ser utilizadas como “comunidades referências” e que o sucesso da restauração ecológica pode ser avaliado pelo grau de semelhança entre composição e estrutura da mirmecofauna dos reflorestamentos e as dos locais de referência, através de medidas sucessivas no local em restauração, em intervalos de dois ou três anos a partir da data de plantio.
- ✓ A mirmecofauna mostrou-se especialmente sensível às mudanças ambientais e ecológicas que ocorrem nos reflorestamentos em estágio intermediário de desenvolvimento (R_2), que pode ser considerado um período crítico para a mirmecofauna. Portanto, considera-se este estágio de desenvolvimento um período onde o uso de formigas como indicadores é especialmente recomendado.
- ✓ Houve influência da sazonalidade nos resultados, sendo um aspecto relevante a ser considerado.
- ✓ Os dados quantitativos das morfo-espécies selecionadas por critérios de relevância quanto à representatividade da comunidade toda (CMG e CMR) permitiram boa distinção dos locais quanto aos respectivos estádios de desenvolvimento, às vezes melhor do que a obtida pela comunidade toda. Porém, seu uso como bioindicador ainda merece parcimônia, haja vista

que as morfo-espécies precisam ser identificadas para devidas comparações com os dados presentes na literatura.

CAPÍTULO IV

Resposta das formigas ao desenvolvimento florestal segundo a abordagem funcional

1. Introdução

Dentro dos ecossistemas naturais, as comunidades se organizam de maneira sistematizada, de forma que as propriedades ambientais e a somatória de suas interações são importantes fatores que regulam os balanços populacionais e os processos ecológicos, moldando em última instância a estrutura e a funcionalidade dos ecossistemas (Solé & Bascompte, 2006).

Embora em uma abordagem mais detalhada cada espécie apresente singularidades quanto à utilização dos recursos, a eficiência adaptativa e o impacto sobre o meio físico, há uma grande sobreposição de nichos explorados pelos diferentes grupos de seres vivos (Körner, 2005; Cadotte *et al.*, 2011). As espécies que compõem os elementos das cadeias de interações biológicas podem ser substituídas por outras, sem que haja perda de funcionalidade ecossistêmica, mantendo-se a estruturação física do habitat, a ciclagem de nutrientes e a manutenção do equilíbrio de outras populações, desde que as espécies substitutas apresentem nichos equivalentes (Cadotte *et al.*, 2011).

Porém, mudanças no ecossistema proporcionadas por variações na intensidade e balanço dos filtros ambientais e biológicos levam a alterações não apenas da composição de espécies, mas também da disponibilidade de nichos, influenciando também o padrão funcional das comunidades. Geralmente, onde os fatores ambientais são menos importantes, a diversidade biológica tende a ser um fator preponderante como filtro, gerando maior competição por nichos e consequente sobreposição funcional (Ricklefs, 1993; Walker *et al.*, 2007).

O princípio da funcionalidade biológica relaciona as adaptações dos seres vivos aos respectivos nichos, a eficiência no uso dos recursos e o efeito dessas interações sobre os processos ecológicos (Parisi *et al.*, 2005). Assim, grupos que ocupam um mesmo nicho ecológico tendem a apresentar modificações morfológicas e comportamentais convergentes, moldadas pelo mesmo nível de pressão seletiva. Consequentemente, esses grupos apresentam eficiências similares na exploração dos recursos e impactam o meio de forma também equivalente e, portanto, são categorizadas dentro da mesma guilda funcional (Silvestre *et al.*, 2000; Parisi *et al.*, 2005; Swift *et al.*, 2008; Silva & Brandão, 2010; Barton *et al.*, 2011; Cadotte *et al.*, 2011).

Como exemplo, podem ser citados invertebrados de solo com estruturas adaptadas ao hábito escavador tendem a ter uma alta eficiência na remoção vertical das camadas do solo, de forma que sua presença, ausência ou abundância podem fornecer indicativos sobre a funcionalidade deste processo ecológico em nível local (Parisi *et al.*, 2005). Da mesma forma, polinizadores, dispersores, engenheiros de ecossistemas e muitos outros grupos podem ser abordados de maneira

compartimentada, considerando suas particularidades e redundâncias como base para o entendimento das funções sistêmicas em um nível complexo (Bascompte & Jordano, 2006; Lewinshon *et al.*, 2006).

Os sistemas florestais neotropicais são locais onde os filtros ambientais, principalmente temperatura e umidade, exercem influência pouco restritiva sobre as comunidades e os modelos de competição, facilitação e tolerância podem explicar melhor as interações ecológicas (Chappin III *et al.*, 2002; Ricklefs, 1993; Begon *et al.*, 2006). Por esses motivos, os estudos envolvendo sistemas neotropicais considerados megadiversos, frequentemente encontram problemas para determinar como a diversidade biológica se relaciona com as mudanças ambientais e, nesses casos, a abordagem funcional permite interpretações mais claras sobre a estruturação das comunidades do que apenas a composição taxonômica (Caddote *et al.*, 2011).

Nos sistemas neotropicais, onde há predomínio de solos profundos, bem drenados e sujeitos à lixiviação, as espécies vegetais dependem especialmente dos pulsos de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, provindos da ciclagem de nutrientes, para a manutenção da biomassa vegetal e da alta diversidade biológica (Chappin III *et al.*, 2002). Portanto, a funcionalidade desses ecossistemas depende especialmente da comunidade presente no solo e na serapilheira (Aquino, 2005; Coleman *et al.*, 2004; Cardinale *et al.*, 2011), e as formigas recebem especial atenção por serem um dos grupos mais importantes deste extrato (Dunn *et al.*, 2010; Alonso, 2010).

As formigas constituem um dos grupos predominantes nas camadas superficiais do solo (Wilson & Hölldobler & Wilson, 1990). Esse grupo megadiverso está presente em praticamente todos os locais do mundo, em alta abundância e participam direta ou indiretamente de muitos processos ecológicos (Taylor, 2010; Dunn *et al.*, 2010). A movimentação vertical de sedimentos e nutrientes nas camadas do solo, o aumento da aeração do solo através de galerias, o controle populacional de outros organismos vivos no solo e a dispersão de sementes e de micro-organismos são exemplos de interações ecológicas mediadas direta ou indiretamente por formigas (Schultz & McGlynn, 2000; Lach & Hooper-Búi, 2010). Portanto, muitos dos processos ecológicos presentes nos ecossistemas florestais estão relacionados à mirmecofauna.

Muitos estudos tem procurado classificar as formigas segundo guildas e a sua funcionalidade nos ecossistemas e, atualmente, algumas classificações levam em consideração diferentes estratégias pelas quais as formigas exploram os recursos nos sistemas florestais (Andersen 1995; King *et al.*, 1998; Delabie *et al.* 2000; Silvestre *et al.*, 2000; Silva & Brandão, 2010). A abordagem funcional sobre as formigas fornece não só uma visão empírica para a compreensão do funcionamento dos ecossistemas naturais, mas também contribui como ferramenta de análise ambiental, já que a compreensão de seus padrões de resposta às variações ambientais podem ser interpretadas sob a perspectiva do funcionamento dos processos ecológicos locais.

Como já citado nos capítulos anteriores, as técnicas de restauração ecológica procuram aplicar métodos de introdução de espécies ou condução da regeneração natural, visando o reestabelecimento de uma comunidade biológica, cujas características sejam as mais parecidas possíveis com as da comunidade original. Um dos principais aspectos da restauração ecológica envolve o reestabelecimento dos processos ecológicos naturais e o aumento da capacidade autogênica de manutenção da comunidade (Kageyama, *et al.*, 2003; Engel & Parrota, 2003; SER, 2004; Rodrigues *et al.*, 2009).

Neste contexto, a relação entre a funcionalidade da comunidade de formigas dentro dos projetos de restauração tem sido constante alvo de investigações em algumas regiões do mundo, principalmente como indicador da recuperação dos processos ecológicos naturais (Hoffmann, 2010; Ellison, 2012; Ribas *et al.*, 2012). O principal intuito dessas investigações é avaliar o potencial indicador das formigas sobre o funcionamento ecossistêmico em locais destinados à restauração. O uso de agentes biológicos como ferramenta de diagnóstico ambiental deve-se ao fato de que é difícil medir um processo ecológico, já que os parâmetros físicos, químicos ou da vegetação possuem aspectos particulares, enquanto alguns grupos mais sensíveis respondem a todas as variáveis agindo conjuntamente (McGeoch, 1998)

Apesar de promissora, a aplicação da mirmecofauna como bioindicador de processos ecológicos carece ainda de estudos regionais específicos, bem como a determinação de parâmetros confiáveis frente às particularidades de cada projeto de restauração (Ribas *et al.*, 2012). Considerando os reflorestamentos com espécies nativas comumente utilizados no Estado de São Paulo, que apresentam altos custos e muitas incertezas sobre seus reais resultados (Rodrigues *et al.*, 2009), surgem as perguntas: a restauração ecológica feita por reflorestamentos realmente promove o retorno dos processos ecológicos? As mudanças nos padrões da comunidade ao longo do desenvolvimento florestal acarretam em mudanças também funcionais da comunidade?

Assim, o presente estudo teve por objetivo avaliar a influência do processo sucessional ocorrido em reflorestamentos heterogêneos sobre a funcionalidade da mirmecofauna, fornecendo parâmetros para o uso dos grupos funcionais como ferramentas de diagnose em projetos de restauração ecológica. Procurou-se responder as seguintes perguntas: (1) Os grupos funcionais de formigas respondem ao desenvolvimento dos reflorestamentos? (2) As possíveis alterações no padrão funcional da mirmecofauna podem ser utilizadas como bioindicadores da restauração florestal? (3) Qual a classificação funcional mais adequada para uso das formigas na diagnose da restauração ecológica?

2. Materiais e Métodos

2.1 Coleta de dados

O estudo foi realizado em doze reflorestamentos com diferentes idades de plantio e três remanescentes florestais, todos localizados nas bacias hidrográficas dos rios Pardo e Mogi-Guaçu, regiões com alta demanda ambiental. Os reflorestamentos foram divididos em três categorias, sendo R_1 formados por reflorestamentos com até 5 anos de idade, R_2 formado por reflorestamentos com idade de plantio entre 5 e 10 anos e R_3 para reflorestamentos com mais de 10 anos de idade, enquanto os remanescentes de mata estacional semidecidual (F), foram considerados com uma categoria. Cada local foi amostrado em dois períodos, seco e chuvoso. Em cada coleta, foram capturadas formigas em dez pontos amostrais por, divididos em dois transectos, sendo cada ponto distando aproximadamente de 35m do próximo. Em cada ponto amostral, sobre o eixo do transecto, foram retiradas uma alíquota de serapilheira e uma de solo para extração da fauna, via funis de Berlese-Tüllgren. Ao lado de cada ponto de coleta, distando cada uma aproximadamente 10 m do eixo do transecto, foram instaladas iscas atrativas contendo sardinha ou glucose foram instaladas. Em cada coleta foram amostradas 10 alíquotas de serapilheira, 10 de solo e foram instaladas 20 iscas atrativas. Outros detalhes sobre a descrição dos locais e metodologia estão descritos no Capítulo I.

Embora todas as coletas tenham sido realizadas na estação seca e chuvosa, os dados da comunidade amostrada por iscas, Berlese-Tüllgren e ambos juntos foram considerados de formas diferentes, de acordo com resultados obtidos no Capítulo III sobre a influência do desenvolvimento florestal sobre a comunidade de formigas. Assim, para os dados da comunidade amostrada por iscas, foram considerados apenas as espécies e morfo-espécies amostradas na estação chuvosa. Já as coletas utilizando funis de Berlese-Tüllgren e dados de ambas as técnicas (funis + iscas) utilizaram dados das formigas capturadas em ambas as estações (seca + chuvosa).

2.2 Classificação em grupos funcionais

A classificação das formigas edáficas e epígeas em grupos funcionais foram feitas segundo três diferentes metodologias: Andersen (1995), Delabie *et al.* (2000, modificado por Leal *et al.*, 2012) e Silva & Brandão (2010), conforme apresentado abaixo (Tabela 4.1).

A classificação funcional da mirmecofauna proposta por Andersen (1995) foi baseada inicialmente em estudos quantitativos com a ecologia de formigas encontradas na Austrália e mais tarde extrapolada para as comunidades de outras regiões do planeta. A proposta considera a organização dos principais gêneros de formigas encontrados no mundo em um sistema de grupos funcionais, de acordo com aspectos comportamentais e ecológicos dos mesmos, considerando o nível de interação entre as espécies e com o ambiente. Possui grande potencial para a avaliação do

Tabela 4 .1 Grupos funcionais de formigas edáficas e epígeas propostos por diferente autores.

Proposta funcional de Andersen (1995)	Características dos Grupos Funcionais
Espécies Crípticas (CS)	Pequenas formigas, geralmente pertencentes à Myrmicinae ou aos grupos Poneróides, que vivem e nidificam na serapilheira e camada superficial do solo, entre as raízes. São muito diversas e abundantes nas florestas tropicais.
Dolichoderinae Dominantes (DD)	Espécies da sub-família Dolichoderinae, de hábito agressivo, rápido recrutamento e muito numerosas, geralmente dominantes em ambientes abertos, porém sofrem o efeito competitivo das Myrmicinae Generalistas nas regiões neotropicais
Myrmicinae Generalistas (GM)	Espécies da sub-família Myrmicinae, que ocorrem geralmente em grande número e de forma ubíqua, possuem comportamento relativamente agressivo e hábito alimentar variado. Competem com o grupo das Dolichoderinae Dominantes nos sistemas neotropicais.
Oportunistas (OPP)	Gêneros pertencentes a diferentes sub-famílias, cujo comportamento alimentar é generalista e que possuem baixa habilidade competitiva em sistemas estruturados.
Subordinadas Camponotini (SC)	Espécies de hábito generalista e com comportamento subordinado nos grupos Australianos, embora algumas espécies das regiões tropicais possam ser agressivas. Geralmente apresentam alta diversidade e sua distribuição é influenciada pela presença de outros grupos. O principal representante é o gênero <i>Camponotus</i>
Predadores Especialistas (SP)	Grupos de formigas Poneróides grandes, predadoras de macro invertebrados. Possuem comportamento ativo e geralmente competem pouco com outros grupos, devido ao hábito alimentar é seletivo.
Especialistas de Clima Tropical (TCS)	Diversos grupos cuja ocorrência e hábitos estão bastante relacionados e adaptados às regiões tropicais, de forma que possuem alta habilidade competitiva.
Proposta funcional de Silva & Brandão (2010)	Características dos Grupos Funcionais
Predadores Dacetini (DP)	Espécies de tamanho pequeno a médio, divididas em dois grupos (1) com mandíbulas muito pequenas e de pressão estática ou triangulares, às vezes alongadas, com denticção serial e abertura máxima entre 60 e 90°, olhos reduzidos e próximos da inserção mandibular. (2) mandíbulas estreitas, lineares ou quase lineares, com pequeno número de dentes localizados distalmente e com um grande dente apical, com abertura máxima de 170°, olhos desenvolvidos
Generalistas (G)	Espécies de tamanho pequeno a médio, com mandíbulas curtas e triangulares, olhos desenvolvidos e amplamente separados, aguilhão reduzido ou ausente, exceto em Myrmicinae, pernas e escapes longas.
Predadores Epigéicos Médios (MEP)	Espécies de tamanho médio, mandíbula triangular, olhos desenvolvidos e alocados nas bordas da cabeça e no alto da cabeça, longe das mandíbulas
Predadores Hipogéicos Médios (MHP)	Espécies de tamanho médio, olhos reduzidos e localizados próximos à mandíbula
Generalistas Hipogéicos Pequenos (SHG)	Espécies muito pequenas e com mandíbulas também pequenas, olhos pequeninos e vestigiais localizados próximos à inserção da mandíbula
Predadoras Hipogéicas Pequenas (SHP)	Pequenas <i>Hypoponera</i> , com mandíbulas triangulares pequenas, olhos reduzidos a um omatídeo e muito próximo da inserção mandibular
Predadores Especializados (SP)	Espécies de tamanho médio a pequeno, com mandíbulas grandes e com grande abertura, olhos reduzidos ou ausentes, localizados próximo à inserção da mandíbula e amplamente separados
Predadoras Epigéicas Grandes (LEP)	Espécies grandes, com mandíbulas longas e triangulares ou lineares, olhos bastante separados e com grande número de omatídeos
Cultivadores de Fungos (FG)	Espécies cultivadoras de fungos simbióticos sobre excrementos e carcaças de Arthropoda e/ou material vegetal, com espaço morfológico geral de Myrmicinae
Predadoras Nômades (PN)	Espécies muito agressivas, nômades e com recrutamento legionário.

Tabela 4.1: Continuação

Proposta funcional de Delabie <i>et al.</i> (2000), modificada por Leal <i>et al.</i> (2012)	Características dos Grupos Funcionais
Arborícola Dominante (AD)	Espécies altamente ativas e agressivas, com colônias grandes e que nidificam nas árvores
Arborícola Subordinada (AS)	Espécies que também nidificam em árvores, porém de comportamento menos agressivo e menor atividade
Attini Cortadeira (AC)	Espécies do grupo Attini altamente ativas e agressivas, polimórficas, com colônias grandes e que cultivam fungos em seus ninhos, utilizando principalmente matéria vegetal como substrato
Attini Não-Cortadeira (ANC)	Espécies do grupo Attini, não agressivas, com colônias pequenas e que usam outras fontes de matéria orgânica como substrato para o cultivo de fungos
Oportunista (O)	Grupos pouco especializados, com baixa habilidade competitiva, consideradas espécies ruderais
Onívoras Crípticas (OC)	Espécies diminutas que nidificam no solo, folhço ou raízes, são escavadoras de hábito alimentar generalista
Onívoras Epigéicas (OE)	Espécies de tamanho médio a grande, que forrageiam a serapilheira. São escavadoras de hábito predador generalista
Predador Epigéico (PE)	Espécies de tamanho médio a grande, que forrageiam a serapilheira e são especializadas em preda outros Arthropoda
Predadoras Crípticas (PC)	Espécies de pequeno porte, que nidificam no solo, folhço ou raízes. São especializadas em preda pequenos Arthropoda
Predadoras Nômades (PN)	Espécies muito agressivas, nômades e com recrutamento legionário.

processo sucessional, pois foi elaborado baseado em dados obtidos por estudos que abordavam a colonização das espécies em ambientes impactados. A classificação foi elaborada baseada em coletas utilizando armadilhas tipo “pitfall”, iscas atrativas e extratores de serapilheira (funis de Berlese-Tüllgren e Winkler), e aborda separadamente os grupos quanto à abundância relativa, a especialidade do hábito, a habilidade de forrageio, o comportamento agressivo e a restrição climática de ocorrência, mas desconsidera as particularidades dos grupos comumente encontrados na serapilheira. Essa metodologia foi aplicada para as formigas capturadas por iscas atrativas e para as formigas capturadas por ambas as técnicas (iscas atrativas + Berlese-Tüllgren), já que essa proposta funcional considera os grupos mais abundantes.

Os grupos funcionais propostos por Delabie *et al.* (2000, modificado por Leal *et al.*, 2012) consistem em uma proposta de organização das espécies de formigas em guildas encontradas no solo e na serapilheira de florestas tropicais. A formação dos grupos é baseada nas associações entre espécies e na ecologia dos grupos de formigas encontrados em estudos com sistemas florestais da mata atlântica, considera os grupos epigéicos dominantes, discrimina o grupo das Attini pela estratégia ecológica, aborda grupos arborícolas que visitam a serapilheira e discrimina parcialmente os grupos característicos da serapilheira. Por se tratar de uma proposta geral de organização das formigas encontradas nas florestais neotropicais, essa metodologia foi aplicada às sub-amostras da

mirmecofauna coletadas por diferentes técnicas, iscas atrativas e Berlese-Tüllgren, consideradas juntas e separadamente.

Por último, Silva & Brandão (2010) utilizaram métodos morfo-funcionais para determinar a organização funcionais dos principais grupos de formigas encontradas na serapilheira de ecossistemas florestais da Mata Atlântica. Devido essa metodologia ser elaborada por amostras com mini-Winkler, que enviesa a amostragem dos grupos que nidificam na serapilheira, Silva (citação pessoal) recomenda a aplicação dessa metodologia apenas para as formigas capturadas por funis de Berlese-Tüllgren.

2.3. Análise de dados

Após classificação das morfo-espécies nos respectivos grupos funcionais, foram geradas matrizes de dados: $F = (15 \times Ng)$, onde F é a matriz de dados dos grupos funcionais, 15 é o número de locais avaliados e Ng é o número de grupos funcionais, de acordo com a proposta utilizada na análise (Andersen, 1995; Delabie *et al.*, 2000; Silva & Brandão, 2010), sendo que as entradas da matriz corresponderam à somatória das frequências de ocorrências das morfo-espécies de cada grupo funcional em cada local.

Uma vez constatado que a composição e estrutura da mirmecofauna respondem ao desenvolvimento florestal e gradualmente essas características tornam-se mais parecidas com as encontradas nos remanescentes florestais (Capítulo IV), foi testado um modelo simplificado de resposta dos grupos funcionais ao estágio de desenvolvimento. Formulou-se a seguinte Hipótese:

H_0 : a funcionalidade da mirmecofauna encontrada nos reflorestamentos em fase inicial e intermediária de desenvolvimento é semelhante à encontrada em fases mais avançadas de desenvolvimento, como reflorestamentos mais antigos e remanescentes florestais

H_1 : a funcionalidade da mirmecofauna é influenciada pelo desenvolvimento florestal, com alteração no balanço dos grupos funcionais ao longo do desenvolvimento florestal.

Para tal, as diferentes abordagens da mirmecofauna e dos grupos funcionais foram testadas por análise de variância múltipla (MANOVA), segundo a interpretação do teste T^2 de Hotteling. Foram considerados os seguintes modelos:

Modelo 1 = compara $(R_1 + R_2)$ com $(R_3 + F)$ – áreas jovens separadas de áreas maduras

Modelo 2 = $(R_1 + F)$ com $(R_2 + R_3)$ – áreas mais jovens e remanescentes mais parecidas entre si do que categorias intermediárias

Modelo 3 = $(R_1 + R_3)$ com $(R_2 + F)$ – variações cíclicas, direcionais e em pulsos não- lineares

Assim, se $(R_1 + R_2) \neq (R_3 + F)$, $(R_1 + F) = (R_2 + R_3)$ e $(R_1 + R_3) = (R_2 + R_4)$, então H_0 é falsa e admitiu-se H_1 ; caso contrário, validou-se o modelo H_0 .

Adicionalmente, foram testados os valores de cada grupo funcional em nível univariado para os mesmos três modelos acima apresentados. Os testes univariados objetivaram identificar as particularidades da resposta de cada grupo frente às modificações ambientais e biológicas ocorridas ao longo do desenvolvimento florestal. A normalidade e homocedasticidade foram verificadas pela interpretação dos resíduos e, quando necessário, os valores da somatória das frequências dos grupos funcionais foram transformados pela raiz quadrada do valor acrescido de 0,5. Devido ao grande volume de informações produzidas, foram apresentadas apenas as diferenças significativas.

Com o objetivo de compreender a influência do desenvolvimento florestal nos grupos funcionais da mirmecofauna em nível multivariado, foram processadas análises de correspondência (AC), considerando as abordagens funcionais apropriadas a cada método de captura. Os resultados da AC foram interpretados pelas coordenadas das categorias sucessionais e os grupos funcionais ao longo das duas primeiras dimensões calculadas, considerando a proximidade entre coordenadas como medida de correlação. Por se tratar de uma análise exploratória, verificou-se apenas a tendência geral da comunidade, de forma que os dados utilizados nas análises foram os valores médios das frequências em cada categoria funcional (R_1 , R_2 , R_3 e F). Foi observada a coerência entre a ordenação das comunidades segundo as categorias sucessionais, bem como quais os grupos funcionais foram mais relacionados com cada estágio de desenvolvimento.

3. Resultados

3.1 Influência do desenvolvimento florestal sobre o padrão funcional de formigas capturadas por iscas atrativas

Segundo a consideração dos grupos funcionais sugeridos por Andersen (1995), os resultados indicaram que todos os grupos funcionais foram representados, mas apresentaram padrões distintos entre si quanto às respectivas frequências ao longo do gradiente sucessional. De maneira geral, Myrmicinae Generalistas (GM) foi o grupo mais comumente encontrado em todos os estádios de desenvolvimento florestal, enquanto as Espécies Crípticas (CS) constituíram o conjunto de espécies com as menores frequências em todos os estádios. Os demais grupos apresentaram frequências intermediárias, alternando-se na importância nos diferentes estádios de desenvolvimento avaliados (Tab. 4.2).

O grupo das Especialistas de Clima Tropical (TCS) não apresentou tendência definida; as formigas Espécies Crípticas (CS) ocorreram apenas nos locais em estágio inicial de desenvolvimento e em remanescentes; as formigas que compõem os grupos Dolichoderinae Dominantes (DD), Oportunistas (OPP) e Camponotini Subordinadas (SC) foram mais frequentes nos estádios iniciais e menos frequentes ao longo do desenvolvimento florestal; as Myrmicinae Generalistas (GM) tiveram suas frequências mais importantes nos reflorestamentos em estágio intermediário e avançado de

Tabela 4.2. Valores médios e desvio das frequências de formigas capturadas por iscas atrativas e organizadas em grupos funcionais, comparando as comunidades de quatros categorias sucessionais. * Indicações sobre onde as frequências foram maiores: $\leftrightarrow$ menores frequências nos estádios intermediários de desenvolvimento; $\rightarrow\leftarrow$ maiores frequências nos estádios intermediários de desenvolvimento; $\leftarrow$ maiores frequências nos estádios iniciais de desenvolvimento; $\rightarrow$ maiores frequências nos estádios avançados de desenvolvimento; -- tendência não definida; R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais; Andersen: CS – Espécies crípticas DD – Dolichoderinae dominantes; GM – Myrmicinae Generalistas; OPP – Oportunistas; SC – Camponotini subordinada; SP – Predadoras especialistas; TCS – Especialistas de clima tropical; Delabie: AD – Arborícolas dominantes; AS – Arborícolas subordinadas; AC – Attini Cortadeiras; ANC – Attini não-cortadeiras; O – Oportunistas; OC – Onívoras Crípticas; OE – Onívoras epigéicas; PE – Predadoras especializadas; PC – Predadoras Crípticas; PN – Predadoras Nômades

Método	Grupos Funcionais	R ₁		R ₂		R ₃		F		Tendência
		Média	DV	Média	DV	Média	DV	Média	DV	
Andersen (1995)	CS	1,0	±1,4	0,0	±0,0	0,0	±0,0	0,3	±0,6	$\leftrightarrow$
	DD	6,3	±4,3	0,8	±1,0	1,5	±2,4	0,3	±0,6	$\leftarrow$
	GM	16,8	±7,5	23,0	±3,7	23,5	±1,9	19,3	±0,6	$\rightarrow\leftarrow$
	OPP	13,8	±2,1	8,0	±6,1	9,3	±4,6	8,3	±3,8	$\leftarrow$
	SC	13,3	±3,2	14,0	±7,9	7,0	±4,1	5,3	±2,5	$\leftarrow$
	SP	1,8	±1,7	1,0	±0,8	3,3	±3,9	7,3	±4,0	$\rightarrow$
	TCS	8,5	±3,5	6,3	±5,6	10,3	±1,0	7,3	±3,5	--
Delabie <i>et al.</i> (2000)	AD	0,0	±0,0	0,3	±0,5	0,3	±0,5	0,0	±0,0	$\rightarrow\leftarrow$
	AS	3,3	±3,0	2,0	±1,8	3,0	±2,7	0,0	±0,0	$\leftarrow$
	AC	4,5	±1,3	2,3	±3,9	1,8	±1,7	1,3	±1,5	$\leftarrow$
	ANC	0,0	±0,0	0,0	±0,0	1,0	±0,8	0,3	±0,6	$\rightarrow$
	O	13,8	±2,1	8,0	±6,1	9,3	±4,6	8,3	±3,8	$\leftarrow$
	OC	0,0	±0,0	0,0	±0,0	0,0	±0,0	0,3	±0,6	$\rightarrow$
	OE	37,0	±9,1	39,5	±9,6	36,3	±1,9	30,7	±3,2	$\leftarrow$
	PE	1,8	±1,7	1,0	±0,8	3,3	±3,9	7,3	±4,0	$\rightarrow$
	PC	1,0	±1,4	0,0	±0,0	0,0	±0,0	0,0	±0,0	$\leftarrow$
	PN	0,0	±0,0	0,0	±0,0	0,0	±0,0	0,0	±0,0	--

Figura 4.1. Distribuição proporcional dos grupos funcionais de formigas capturadas por iscas atrativas em reflorestamentos com diferentes idades (R1, R2 e R3) e remanescentes florestais (F) nos diferentes estádios de desenvolvimento florestal. A – proposta de Andersen (1995); B – proposta de Delabie *et al.* (2000). R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais.

desenvolvimento; e as formigas Predadoras Especialistas (SP) aumentaram suas frequências ao longo do desenvolvimento florestal (Fig. 4.1-A).

A consideração das morfo-espécies organizadas em grupos funcionais pela proposta de Delabie *et al.* (2000) indicou que as frequências dos grupos funcionais são influenciadas pelo desenvolvimento florestal, e que os grupos funcionais apresentam padrões distintos de resposta. O grupo mais comumente encontrado foi o das Onívoras Epigéicas (OE), enquanto as Predadoras Nômades (PN) não foram capturadas por iscas e Attini Não-Cortadeiras (ANC) apresentaram baixas frequências (Tab. 4.2). As morfo-espécies classificadas como Arborícolas Dominantes (AD) tiveram suas maiores frequências nos locais em estádios intermediários de desenvolvimento florestal; Arborícolas Subordinadas (AS); Attini Cortadeiras (AC); O (Oportunistas); Onívoras Epigéicas (OE) e Predadoras Crípticas (PC) tiveram suas frequências mais importantes nos estádios iniciais de desenvolvimento, com frequências menores nos estádios mais avançados; enquanto Attini Não-Cortadeiras (AC), Onívoras Crípticas (OC) e Predadoras Epigéicas (PE) foram os grupos que aumentaram suas frequências de acordo com o aumento do nível de desenvolvimento florestal (Fig. 4.1-B).

Os testes para verificação do modelo que avaliou mudança na estrutura funcional da mirmecofauna ao longo do desenvolvimento florestal segundo a proposta de Andersen (1995), indicou que há mudanças significativas na estrutura funcional dessa comunidade. O teste T^2 de Hotteling indicou que a proporção entre os grupos funcionais presentes nos estádios iniciais e intermediários ($R_1 + R_2$) é diferente daquele encontrado nos estádios mais avançados de desenvolvimento ($R_3 + F$), enquanto os demais modelos testados indicaram não haver diferenças estatisticamente significativas (Tab. 4.3). Apesar das diferenças estatisticamente significativas em nível multivariado, apenas as respostas dos grupos TCS (Especialistas de Clima Tropical) e SP (Predadores Especialistas) indicaram ser estatisticamente significativas segundo o Modelo 1 ($p=0,016$ e $p=0,038$ respectivamente), enquanto o grupo das GM (Myrmicinae Generalistas) respondeu ao desenvolvimento florestal significativamente segundo o Modelo 2 ($p=0,028$) e DD respondeu com significância marginal ao desenvolvimento florestal segundo o Modelo 3 ($p=0,058$). Os demais grupos apresentaram padrões que não corresponderam significativamente a nenhum dos modelos (Tab. 4.3).

De acordo com a proposta de Delabie *et al.* (2000), os testes estatísticos indicaram que o Modelo 1, que separa as áreas mais jovens das mais maduras, foi o único modelo válido no nível multivariado ($p=0,038$) que correspondeu às variações funcionais da mirmecofauna ao longo do desenvolvimento florestal. Em nível univariado, Attini Não Cortadora (ANC) e Predadoras Epigéicas (PE) foram os grupos que responderam significativamente ao desenvolvimento florestal de forma

condizente ao Modelo 1 ($p=0,018$ e $p=0,038$ respectivamente), sendo que a resposta dos demais grupos ao desenvolvimento florestal indicou não seguir nenhum dos modelos propostos (Tab. 4.3).

Tabela 4.3. Modelos testados por análise de variância para mudanças nas frequências de diferentes grupos funcionais da mirmecofauna capturada por iscas durante o desenvolvimento florestal. R1, R2 e R3 – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais. * estatisticamente significativo ($p<0,05$)

Método	Modelos Testados		G.F. com variações importantes	F	p	
Andersen (1995)	Modelo 1	(R ₁ +R ₂) x (R ₃ +F)	T ² de Hotteling	5,88	0,016*	
			ANOVA	9,16	0,009*	
				5,32	0,038*	
	Modelo 2	(R ₁ +F) x (R ₂ +R ₃)	T ² de Hotteling	1,83	0,222	
			ANOVA	6,07	0,028*	
	Modelo 3	(R ₁ +R ₃) x (R ₂ +F)	T ² de Hotteling	3,15	0,077	
			ANOVA	4,32	0,058	
	Delabie <i>et al.</i> (2000)	Modelo 1	(R ₁ +R ₂) x (R ₃ +F)	T ² de Hotteling	5,43	0,038*
				ANOVA	7,22	0,018*
				5,32	0,038*	
Modelo 2		(R ₁ +F) x (R ₂ +R ₃)	T ² de Hotteling	1,73	0,283	
			ANOVA	---	---	
Modelo 3		(R ₁ +R ₃) x (R ₂ +F)	T ² de Hotteling	1,57	0,032	
			ANOVA	---	---	

As análises de correspondência processadas para as frequências médias dos grupos funcionais de formigas capturadas com iscas atrativas em reflorestamentos em diferentes estádios de desenvolvimento e remanescentes florestais indicaram que, independente do método de classificação empregado, há mudanças no padrão funcional da mirmecofauna ao longo do desenvolvimento florestal.

A AC processada para a somatória das frequências segundo a classificação de Andersen (1995) reteve 92,9% da informação nas duas primeiras dimensões (Figura 4.2-A). As categorias sucessionais foram ordenadas de maneira condizente com o aumento dos estádios de desenvolvimento e a interpretação do mapa bi-dimensional indicou que: os grupos Dolichoderinae Dominantes (DD) e Subordinadas Camponotini (CS) foram os grupos mais relacionados com a categoria R_1 , que representa os locais em estágio inicial de desenvolvimento; os grupos Espécies crípticas (SC) aumentaram suas frequências a partir dos estádios intermediários de desenvolvimento (R_2); os grupos Myrmicinae Generalista (GM) e Especialistas de clima tropical (TCS) tiveram suas frequências relacionadas com os estádios avançados de desenvolvimento (R_2 e principalmente R_3); já os grupos os representantes de Predadores Especializados (SP) foram mais frequentes nos remanescentes florestais (F), diferindo esses locais dos reflorestamentos em estádios mais avançados de desenvolvimento (R_3); por fim, o grupo das oportunistas (OPP) ficou em uma região mais centralizada do mapa e, embora um pouco mais próximo das categorias R_2 e R_3 , a interpretação

sugere que o grupo pode não estar relacionado com nenhum dos estádios de desenvolvimento florestal.

Figura 4.2. Respostas dos grupos funcionais de formigas capturadas por iscas ao desenvolvimento florestal, medido por Análise de Correspondência dos valores de frequências. A – classificação de Andersen (1995); B – classificação segundo Delabie *et al.* (2000). R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais

A AC processadas para os dados de formigas capturadas por iscas e classificadas em grupos funcionais segundo Delabie *et al.* (2000) também ordenou os estádios sucessionais segundo a ordem de desenvolvimento. As duas primeiras dimensões retiveram 89,1% da informação, e a interpretação do mapa bi-dimensional indicou que: predadores crípticos (PC), Attini cortadora (AC), oportunistas (O) e arborícolas subordinadas (AS) foram os grupos de formigas mais relacionados com os estádios

iniciais de desenvolvimento; arborícolas dominantes (AD) e Attini não-cortadeiras (ANC) foram melhor representadas nos reflorestamentos em estádios intermediário (R_2) e avançado (R_3) de desenvolvimento respectivamente; Onívoras crípticas (OC) e Predadoras Epigéicas (PE) foram os grupos de formigas melhor representados nos remanescentes florestais; Onívoras Epigéicas (OE) foram plotadas em regiões centrais e, embora possa se inferir que suas ocorrências foram mais relacionadas aos locais de reflorestamento em estágio intermediário (R_2) e avançado (R_3) de desenvolvimento, seu posicionamento centralizado no mapa indica menor relação com ambas as categorias do que outros grupos (Fig. 4.2-B).

Comparativamente, ambos os métodos apresentaram resultados semelhantes, com alta retenção da informação nas duas primeiras dimensões e ordenação das categorias sucessionais de forma coerente com os estádios de desenvolvimento aos quais representavam. Todavia, a distância entre os reflorestamentos em estágio intermediário (R_2) e avançado (R_3) de desenvolvimento indicou que a classificação de Andersen (1995) apresentou melhor distinção destes estádios do que a classificação de Delabie *et al.* (2000), fato relevante aos objetivos de seu uso na bioindicação.

3.2 Influência do desenvolvimento florestal sobre os grupos funcionais de formigas amostradas na serapilheira e solo (funis de Berlese-Tüllgren)

A organização da mirmecofauna em grupos funcionais, segundo a proposta de Silva & Brandão (2010), indicou que as formigas amostradas por funis de Berlese-Tüllgren na serapilheira e camadas superficiais do solo apresentam distribuição desigual entre os diferentes grupos funcionais e que os mesmos respondem distintamente ao desenvolvimento florestal. O Grupo Generalistas (G) apresentou a maior frequência em todos os estádios de desenvolvimento florestal, enquanto Predadoras Nômades (PN) foi o grupo mais raro. Os grupos Predadoras Dacetini (DP) e Cultivadoras De Fungos (FG) não apresentaram uma tendência marcante quanto aos estádios de desenvolvimento; as formigas pertencentes ao grupo Generalistas (G) foram mais frequentes nos reflorestamentos em fase inicial de desenvolvimento e nos remanescentes florestais; as formigas que compõem Predadoras Epigéicas Grandes (LEP) e Predadoras Hipogéicas Pequenas (SHP) foram mais frequentes nos reflorestamentos em estádios de desenvolvimento intermediário e avançados, enquanto os demais grupos (MEP – Predadoras Epigéicas Médias; MHP – Predadoras Hipogéicas Pequenas; PN – Predadoras Nômades, SHP – Predadoras Hipogéicas Pequenas e SP – Predadoras Especializadas) aumentaram suas frequências ao longo do desenvolvimento florestal (Tab. 4.4, Fig. 4.3).

Embora alguns grupos tenham apresentado tendências marcantes em resposta ao desenvolvimento florestal (Tab. 4.4, Fig. 4.3-A), nenhum dos modelos testados foi significativo em nível multivariado, segundo teste T^2 de Hotteling (Tab. 4.5). No nível univariado, apenas o grupo

Cultivadoras de Fungos (FG) apresentou variação marginalmente significativa segundo o Modelo 3 ($p=0,053$), sendo que para os demais modelos nenhum grupo variou significativamente.

Tabela 4.4. Valores médios e desvio das frequências de formigas encontradas na serapilheira e solo, organizadas em grupos funcionais sugeridos por diferentes autores, comparando os valores encontrados em reflorestamentos com diferentes estádios de desenvolvimento e remanescentes florestais. * - Indicações sobre onde as frequências foram maiores: $\leftrightarrow$ menores frequências nos estádios intermediários de desenvolvimento; $\rightarrow\leftarrow$ maiores frequências nos estádios intermediários de desenvolvimento; $\leftarrow$ maiores frequências nos estádios iniciais de desenvolvimento; $\rightarrow$ maiores frequências nos estádios avançados de desenvolvimento; -- tendência não definida; R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais.

Método	Grupos Funcionais	R1		R2		R3		F		Tendência
		Média	DV	Média	DV	Média	DV	Média	DV	
Silva & Brandão (2010)	DP	4,0	±2,4	6,2	±2,1	3,8	±1,3	5,0	±3,0	---
	FG	1,8	±1,7	2,8	±0,9	0,9	±1,1	2,3	±0,6	---
	G	23,0	±8,7	17,8	±6,6	16,7	±3,8	21,7	±12,5	$\leftrightarrow$
	LEP	1,3	±1,5	2,4	±2,4	1,9	±0,6	1,3	±1,5	$\rightarrow\leftarrow$
	MEP	1,3	±0,5	2,0	±0,1	1,3	±1,4	3,0	±2,6	$\rightarrow$
	MHP	5,5	±3,7	7,7	±3,4	8,6	±1,6	17,3	±8,4	$\rightarrow$
	PN	0,0	±0,0	0,3	±0,5	0,0	±0,0	1,0	±1,0	$\rightarrow$
	SHG	10,5	±3,1	14,8	±3,1	14,3	±6,8	17,7	±2,3	$\rightarrow$
	SHP	0,5	±1,0	1,4	±1,3	1,8	±2,4	0,7	±1,2	$\rightarrow\leftarrow$
	SP	0,0	±0,0	0,2	±0,4	0,0	±0,0	4,7	±4,5	$\rightarrow$
Delabie <i>et al.</i> (2000)	AD	0,0	±0,0	0,0	±0,0	0,3	±0,5	0,0	±0,0	$\rightarrow\leftarrow$
	AS	0,8	±0,5	0,5	±0,6	1,1	±1,6	1,3	±0,6	$\rightarrow$
	AC	0,5	±0,6	2,1	±0,7	0,9	±1,1	1,0	±1,0	$\rightarrow\leftarrow$
	ANC	1,3	±1,3	0,7	±0,5	0,0	±0,0	1,3	±1,2	$\leftrightarrow$
	O	4,3	±3,8	6,8	±4,1	7,3	±3,3	8,7	±5,1	$\rightarrow$
	OC	7,3	±4,5	13,5	±5,7	14,5	±6,6	20,3	±6,8	$\rightarrow$
	OE	28,5	±6,7	22,5	±3,7	18,8	±3,0	24,3	±9,2	$\leftrightarrow$
	PE	1,3	±1,5	2,7	±2,1	2,1	±0,3	4,0	±5,2	$\rightarrow$
	PN	0,0	±0,0	0,3	±0,5	0,0	±0,0	1,0	±1,0	$\rightarrow$
	PC	4,0	±2,4	6,8	±1,7	4,3	±2,1	12,7	±10,3	$\rightarrow$

A organização das formigas capturadas por funis de Berlese-Tüllgren segundo a proposta funcional de Delabie *et al.* (2000) proporcionou resultados muito semelhantes aos obtidos pela proposta de Silva & Brandão (2010). As Onívoras Epigéicas (OE) apresentaram as maiores frequências absolutas em todos os estádios de desenvolvimento, enquanto as Arbóreas Dominantes (AD) e Predadoras Nômades (PN) apresentaram as menores frequências. Além das discrepâncias quanto à proporção das ocorrências, os grupos responderam também de maneira distinta ao desenvolvimento florestal: as formigas que compõem Arborícolas Dominantes (AD) e Attini Cortadeiras (AC) foram mais frequentes nos reflorestamentos em estádios intermediários de desenvolvimento; as formigas que compõem Attini Cortadeiras (AC) e Onívoras Epigéicas (OE) foram mais frequentes nos extremos, em reflorestamentos em fase inicial de desenvolvimento e nos remanescentes florestais; sendo que

as morfo-espécies que compõem os demais grupos, AS (arborícolas subordinadas), O (oportunistas), Onívoras Crípticas (OC), Predadores Especialistas (PE), Predadoras Nômades (PN) e Predadoras Crípticas (PC) aumentaram suas frequências ao longo do desenvolvimento florestal (Tab. 4.4, Fig. 4.3-B).

Figura 4.3. Distribuição proporcional dos grupos funcionais de formigas amostradas por funis de Berlese-Tüllgren em reflorestamentos com diferentes idades (R₁, R₂ e R₃) e remanescentes florestais (F). A - proposta de Silva & Brandão (2010); B - proposta de Delabie *et al.* (2000). R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais

Assim como ocorreu para a proposta de Silva & Brandão (2010), os modelos testados para os grupos funcionais de Delabie *et al.* (2010) indicaram que nenhum dos três modelos foi válido em nível multivariado, segundo T^2 de Hotteling, para explicar a resposta da mirmecofauna ao desenvolvimento florestal (Tab. 4.5). No nível univariado, AD apresentou padrão de resposta ao desenvolvimento florestal que correspondeu de forma marginalmente significativa ao Modelo 1 ($p=0,060$), ANC foi influenciada de maneira significativa segundo o Modelo 2 ($p=0,047$) e AC foi influenciada de forma marginalmente significativa segundo o Modelo 3 ($p=0,064$).

A Análise de Correspondência processada para as formigas classificadas em grupos funcionais segundo a proposta de Silva & Brandão (2010) indicaram que as duas primeiras dimensões retiveram 90,8 % da informação e as comunidades foram ordenadas de maneira condizente com os estádios de desenvolvimento florestal. Contudo, as comunidades dos estádios intermediário e avançado de desenvolvimento de reflorestamentos (R₂ e R₃) foram ordenadas próximas entre si (Fig. 4.4-A). Segundo a interpretação do mapa bi-dimensional, alguns grupos de formigas encontrados na serapilheira tiveram suas frequências marcadamente relacionadas com os estádios de desenvolvimento florestal: o grupo das espécies consideradas Generalistas (G) foram melhor relacionadas com os locais em estágio de desenvolvimento inicial (R₁); Predadoras Epigéicas Grandes

(LEP) e Predadoras Hipogéicas Pequenas (SHP) foram marcadamente relacionadas com as categorias R_2 e R_3 ; e Predadoras Especializadas (SP) e Predadoras Nômades (PN) tiveram suas maiores frequências relacionadas com os remanescentes florestais. Por sua vez, os grupos cultivadoras De Fungos (FG), Predadores Dacetini (DP) e Generalistas Hipogéicas Pequenas (SHG), predadoras epigéicas médias (MEP) e Predadoras Hipogéicas Médias (MHP) foram plotadas em regiões centrais do mapa, indicando que a frequência das espécies que as representam foram melhor distribuídas nos diferentes estádios sucessionais do que os demais grupos. Destes, as espécies que compõem FG, DP e SHG apresentaram maiores frequências relacionadas com o estágio intermediário e avançado de desenvolvimento, R_2 e R_3 , enquanto que MEP e MHP foram melhor representadas por reflorestamentos em estágio avançado de desenvolvimento (R_3) e em remanescentes florestais (F).

Tabela 4.5. Modelos testados por análise de variância para mudanças nas frequências de diferentes grupos funcionais da mirmecofauna amostrada por funis de Berlese-Tüllgren durante o desenvolvimento florestal. R_1 , R_2 e R_3 – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais.

Método	Modelos testados		G.F. com variações importantes	F	p
Silva & Brandão (2010)	Modelo 1	$(R_1+R_2) \times (R_3+F)$	T^2 de Hotteling ANOVA Nenhum	1,9 ---	0,28 ---
	Modelo 2	$(R_1+F) \times (R_2+R_3)$	T^2 de Hotteling ANOVA Nenhum	0,48 ---	0,842 ---
	Modelo 3	$(R_1+R_3) \times (R_2+F)$	T^2 de Hotteling ANOVA FG	1,05 4,49	0,525 0,053
Delabie <i>et al.</i> (2000)	Modelo 1	$(R_1+R_2) \times (R_3+F)$	T^2 de Hotteling ANOVA AD	0,97 4,19	0,563 0,060
	Modelo 2	$(R_1+F) \times (R_2+R_3)$	T^2 de Hotteling ANOVA ANC	0,68 4,82	0,719 0,047*
	Modelo 3	$(R_1+R_3) \times (R_2+F)$	T^2 de Hotteling ANOVA AC	1,50 4,09	0,371 0,064

Já a AC processada para os grupos funcionais propostos por Delabie *et al.* (2000) reteve 94,7% da informação nas duas primeiras dimensões e ordenou as categorias sucessionais de maneira condizente com os respectivos estádios de desenvolvimento aos quais representavam (Fig. 4-B). Diferente do que ocorreu para a classificação de Silva & Brandão, houve uma importante separação da categoria R_3 das demais categorias ao longo da segunda dimensão (Eixo 2), proporcionada principalmente pela frequência das espécies que constituem o grupo das arborícolas dominante (AD). Os demais grupos indicaram que há uma clara distribuição das frequências ao longo da primeira dimensão (Eixo 1), indicando aumento de suas frequências com o desenvolvimento florestal, sendo que as Attini não-cortadoras (ANC), arborícolas subordinadas (AS) e onívoras crípticas (OC) tiveram suas maiores frequências no estágio intermediário e avançado (R_2 e R_3) de desenvolvimento, enquanto as espécies que compõem as onívoras crípticas (OC), predadoras epigéicas (PE),

predadoras crípticas (PC) e predadoras nômades (PN) foram os grupos melhor relacionados com os estádios de desenvolvimento mais avançados, principalmente os remanescentes florestais (F).

Figura 4.4. Análise de correspondência, ordenando valores médios de abundância de formigas capturadas por funis de Berlese-Tüllgren em reflorestamentos e remanescentes florestais, segundo a abordagem de grupos funcionais. A – classificação de Silva & Brandão (2010); B – classificação segundo Delabie (1999); R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais

Ainda sobre a ordenação dos grupos funcionais de Delabie *et al.*, os locais R₃ foram deslocados ao longo do eixo 2 em relação às categorias R₂ e F. O fato pode ser atribuído à influência do grupo AD, cujas frequências totais foram raras e exclusivas nos locais R₃. As espécies que compõem esse grupo forrageiam predominantemente a copa das árvores mas, eventualmente, são encontradas também forrageando as camadas superficiais do solo, quando sob escassez de recursos (Delabie *et al.*, 2000). Devido ao fato dos métodos empregados pelo presente estudo não serem apropriados à coleta de espécies arbóricolas e à raridade das ocorrências, considera-se o desvio ao longo do eixo 2 (segunda dimensão) da categoria R₃ como não relevante ao entendimento da distribuição funcional da mirmecofauna edáfico-epígea.

Comparativamente, ambos os métodos separaram as categorias sucessionais segundo os estádios de desenvolvimento de maneira coerente com os estádios sucessionais. A organização funcional por Silva & Brandão (2010) proporcionou melhor discriminação entre os remanescentes florestais e os reflorestamentos, enquanto a proposta funcional de Delabie *et al.* (2000) proporcionou melhor distinção entre os reflorestamentos em estágio inicial de desenvolvimento e as demais categorias. Assim, os resultados indicaram que as duas abordagens funcionais apresentam alguns resultados semelhantes, em parte devido às redundâncias entre ambos os métodos, mas que suas diferenças podem ser utilizadas de maneira complementar, utilizando os diferentes níveis de detalhamento dos grupos proposto por cada autor de forma complementar na bioindicação.

3.3. Influência do desenvolvimento florestal sobre os grupos funcionais de formigas amostradas por iscas atrativas e por funis de Berlese-Tüllgren

A organização das formigas capturadas por iscas atrativas, na serapilheira e solo, segundo os grupos funcionais propostos por Andersen (1995), indicou que Myrmicinae Generalistas (GM) são as formigas mais frequentes em todos os estádios de desenvolvimento, enquanto que Dolichoderinae Dominantes (DD) e Predadores Especialistas (SP) são os grupos menos frequentes. As formigas Oportunistas (OPP) e Especialistas de Clima Tropical (TCS) não apresentaram tendências marcantes ao longo dos estádios de desenvolvimento; Camponotini Subordinadas (CS) e Predadoras Especialistas (SP) aumentaram suas frequências nos estádios de desenvolvimento mais avançados; Dolichoderinae Dominantes (DD) e Espécies Crípticas (SC) foram mais frequentes nos períodos iniciais de desenvolvimento, diminuindo sua importância nos estádios seguintes; as formigas Myrmicinae Generalistas (GM) apresentaram menores frequências nos estádios intermediários de desenvolvimento florestal (Tab. 4.6, Fig. 4.5-A).

De acordo com os valores que representam os grupos funcionais propostos por Andersen (1995), as variações que ocorrem na mirmecofauna ao longo do desenvolvimento florestal não podem ser explicadas segundo nenhum dos modelos testados, cujo teste em nível multivariado (T^2

de Hotteling) indicou o maior valor de significância encontrado para o Modelo 1, que não ultrapassou os 90% ($p=0,108$). No nível univariado, TCS respondeu significativamente ao desenvolvimento florestal segundo o Modelo 1 ($p=0,009$) e o padrão de SP foi influenciado de forma marginalmente significativa, segundo o mesmo modelo ($p=0,065$). DD apresentaram respostas ao processo sucessional cujos padrões foram marginalmente significativos segundo o Modelo 2 ($p=0,065$) e significativas segundo o Modelo 3 ($p=0,039$; Tab. 4.7).

Tabela 4.6. Valores médios e desvio padrão da somatória das frequências das espécies de formigas organizadas em grupos funcionais, amostradas por iscas atrativas e funis de Berlese-Tüllgren, comparando os valores encontrados em reflorestamentos com diferentes idades e remanescentes florestais. R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais

	Grupos Funcionais	R1		R2		R3		F		Tendência
		Média	DV	Média	DV	Média	DV	Média	DV	
Andersen (1995)	CS	13,3	±9,5	23,8	±11,6	22,3	±9,9	40,0	±22,1	→
	DD	13,3	±7,1	1,3	±1,3	3,0	±4,1	1,7	±0,6	←
	GM	51,8	±7,5	46,8	±9,0	43,8	±4,0	49,3	±4,2	↔
	OPP	21,3	±6,4	21,0	±13,4	18,8	±8,5	24,0	±4,4	--
	SC	24,5	±5,9	28,0	±16,6	13,8	±8,5	6,7	±3,5	←
	SP	4,3	±3,9	4,0	±2,8	5,5	±3,7	12,3	±3,8	→
	TCS	25,8	±8,8	30,0	±6,1	26,8	±2,1	30,3	±2,5	--
Delabie et al. (2000)	AD	0,0	±0,0	0,3	±0,5	0,5	±1,0	0,0	±0,0	→←
	AS	5,8	±4,3	4,8	±3,0	7,3	±6,2	5,3	±2,3	→←
	AC	7,3	±3,0	7,5	±3,4	4,3	±2,9	4,0	±3,5	←
	ANC	1,8	±1,0	1,3	±1,0	1,3	±1,3	3,0	±1,0	→
	O	21,3	±6,4	21,0	±13,4	18,8	±8,5	24,0	±4,4	→
	OC	8,0	±4,7	16,0	±9,6	18,0	±7,3	26,7	±10,8	→
	OE	100,5	±11,7	92,3	±13,0	74,0	±4,5	75,7	±3,1	←
	PE	4,3	±3,9	4,0	±2,8	5,5	±3,7	12,3	±3,8	→
	PN	0,0	±0,0	0,3	±0,5	0,0	±0,0	1,0	±1,0	→
	PC	5,3	±5,0	7,5	±2,1	4,3	±2,6	13,0	±10,8	→

De acordo com a classificação de Delabie *et al.* (2000) os resultados indicaram que as formigas Onívoras Epigéicas (OE) são as formigas predominantes nos sistemas estudados e Arborícolas Dominantes (AD) e Predadoras Nômades (PN) os grupos funcionais menos representativos. Arborícolas Dominantes (AD) e Arborícolas Subordinadas (AS) foram mais frequentes nos estádios intermediários de desenvolvimento (R₂ e R₃); Attini Cortadeira (AC) e Onívoras Crípticas (OE) tiveram suas maiores frequências nos estádios iniciais de desenvolvimento, decrescendo com aumento do estágio de desenvolvimento. Os demais grupos (ANC, Attini não-cortadeira; O, oportunistas; OC, onívoras crípticas; PE, predadoras epigéicas; PN, predadoras nômades; PC, predadoras crípticas) aumentaram suas frequências ao longo do desenvolvimento florestal (Tab. 4.6, Fig. 4.5-B).

Figura 4.5. Distribuição proporcional dos grupos funcionais de formigas capturadas por iscas atrativas e funis de Berlese-Tüllgren em reflorestamentos com diferentes idades (R_1 , R_2 e R_3) e remanescentes florestais (F) nos diferentes estádios de desenvolvimento florestal. A – Andersen (1995); B – proposta de Delabie *et al.* (2000). R_1 , R_2 e R_3 – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais

Segundo o teste com modelos para a resposta dos grupos funcionais de Delabie *et al.* (2000) ao desenvolvimento florestal, os resultados indicaram que comunidade respondeu significativamente no nível multivariado ao desenvolvimento florestal segundo o Modelo 1 ($p=0,014$). No nível univariado, AC ($p=0,052$), OC ($p=0,052$) e OE ($p=0,000$) responderam ao processo sucessional significativamente também segundo o Modelo 1, enquanto a resposta de PE foi marginalmente significativa. Nenhum grupo respondeu ao processo sucessional segundo o Modelo 2 e PN respondeu de forma marginalmente significativa segundo o Modelo 3 ($p=0,059$; Tab. 4.7).

A AC processada para os grupos funcionais de Andersen reteve 92,9% da informação nas duas primeiras dimensões (Figura 4.6-A). De acordo com os padrões funcionais da comunidade, as categorias sucessionais foram ordenadas de maneira condizente ao avanço sucessional. A interpretação do mapa bi-dimensional indicou que o grupo Dolichoderinae Dominante (DD) foi relacionado com o estágio inicial de desenvolvimento, R_1 , as espécies inclusas em Camponotini Subordinada (SC) foram frequentes em locais mais jovens, sendo que o grupo foi plotado entre as categorias R_1 e R_2 . Todos os demais grupos funcionais, TCS, Myrmicinae Generalista (GM), Oportunistas (OPP), Espécies Crípticas (CS) e Predadores Especialistas (SP) tiveram suas maiores frequências relacionadas com as categorias sucessionais mais avançadas, R_3 e F, sendo TCS, GM e OPP plotadas mais proximamente de R_3 e CS e TP em posição intermediária à R_3 e F.

Tabela 4.7. Modelos testados por análise de variância para mudanças na proporção de diferentes grupos funcionais da mirmecofauna aos estádios de desenvolvimento florestal, considerando as formigas amostradas por iscas e funis de Berlese-Tüllgren em reflorestamentos com diferentes idades de plantio e remanescentes florestais. R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais; * estatisticamente significativa (p<0,05)

Método	Modelos testados		GF com variações importantes	F	p	
Andersen (1995)	Modelo 1	(R1+R2) x (R3+F)	T ² de Hotteling	2,67	0,108	
			ANOVA	TSC	9,17	0,009*
				SP	4,07	0,065
	Modelo 2	(R1+F) x (R2+R3)	T ² de Hotteling	1,49	0,305	
			ANOVA	DD	4,16	0,062
	Modelo 3	(R1+R3) x (R2+F)	T ² de Hotteling	0,066	0,069	
ANOVA			DD	5,22	0,039	
Delabie et al. (2000)	Modelo 1	(R1+R2) x (R3+F)	T ² de Hotteling	12,04	0,014*	
				AC	4,58	0,052*
				OC	4,63	0,051
				OE	19,95	0,000*
				PE	4,07	0,065
	Modelo 2	(R1+F) x (R2+R3)	T ² de Hotteling	0,99	0,549	
			ANOVA	Nenhum	---	---
	Modelo 3	(R1+R3) x (R2+F)	T ² de Hotteling	0,6	0,762	
ANOVA			PN	4,23	0,059	

Considerando a classificação em grupos funcionais proposta por Delabie *et al.* (2000), a AC reteve 95,5% da informação nas duas primeiras dimensões, com ordenação das comunidades de forma coerente com os estádios de desenvolvimento florestal (Fig. 4.6-B). O grupo das Arborícolas Dominantes (AD) foram particularmente relacionadas com os reflorestamentos em estágio avançado de desenvolvimento (R₃), o que proporcionou seu distanciamento das demais categoria sucessionais quanto à segunda dimensão (Eixo 2). As formigas que integram o grupo das Attini Cortadeiras (AC) foram as mais frequentes nos estádios iniciais de desenvolvimento (R₁), os grupos das Predadoras Epigéicas (PE), Onívoras (O) e arborícolas subordinadas (AS) foram mais frequentes nas categorias sucessionais intermediárias, R₂ e R₃, enquanto Attini Não-Cortadoras (ANC), Onívoras Crípticas (OC), Predadoras Crípticas (PC) e Predadoras Nômades (PN) foram mais frequentes em estádios avançados de desenvolvimento, sobretudo nos remanescentes florestais.

Figura 4.6. Análise de correspondência, ordenando valores médios de abundância de formigas capturadas por iscas atrativas e funis de Berlese-Tüllgren em reflorestamentos e remanescentes florestais, segundo a abordagem de grupos funcionais. A – classificação de Andersen (1995); B – classificação segundo Delabie *et al.* (2000). R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais

4. Discussão

4.1 Aspectos gerais

Como já abordado nos capítulos anteriores, há informações presentes na literatura consultada de que gradualmente alguns processos ecológicos naturais retornam nos projetos de restauração florestal (Walker *et al.*, 2007; Fragoso, 2009; Leal, 2010; Nogueira Jr. *et al.*, 2011; Rodrigues *et al.*, 2011; Barosela & Varanda, citação pessoal). Assim, os resultados obtidos relacionando a mirmecofauna com o desenvolvimento florestal serão abordados como relacionados também à recuperação dos processos ecológicos florestais, haja vista que a comunidade de formigas media muitos desses processos ou, ao menos, é influenciada por eles (Hölldobler & Wilson, 1990; Andersen, 1997; Philpott *et al.*, 2010; Lach & Hooper-Búi, 2010; Hoffman, 2010; Ribas *et al.*, 2012).

Os resultados evidenciaram que a estrutura funcional da mirmecofauna encontrada nas fases iniciais de desenvolvimento foi diferente da encontrada nas fases maduras, padrão confirmado pelos diferentes testes realizados. Mesmo a parcela da comunidade capturada exclusivamente por Berlese-Tüllgren, cujo resultado do teste MANOVA indicou não haver diferenças estatisticamente significativas, apresentou variações importantes quando observadas sob a perspectiva da análise exploratória (AC).

Bestelmeyer *et al.* (2000), Lopes & Vasconcelos (2008) e Vargas *et al.* (2009ab) afirmam que as técnicas de amostragem enviesam a captura dos grupos de formigas, de forma que os dados são levantados devem ser considerada na interpretação dos resultados. Os resultados confirmaram as informações dos autores acima citados, indicando que as técnicas proporcionaram diferentes respostas não só da composição e estrutura da comunidade, como também de seus aspectos funcionais.

Embora a maioria dos grupos funcionais tenha apresentado consistência quanto à resposta aos estádios de desenvolvimento, alguns grupos apresentaram tendências diferentes quando os módulos da mirmecofauna foram considerados juntos ou separados, de acordo com as técnicas de amostragem, como no caso dos grupos representados por Attini (AC e ANC) e das Onívoras Epigéicas (OE), grupos estes propostos por Delabie.

4.2 Resposta das formigas segundo a classificação em grupos funcionais

Chappin III *et al.* (1997) afirmam que a especialização de nichos está relacionada com a quantidade e qualidade dos recursos, a eficiência das espécies na exploração dos mesmos e a pressão exercida pelos filtros. Segundo Andersen (2000b) os fatores que determinam o padrão de colonização da mirmecofauna nos ambientes perturbados referem-se à capacidade das espécies quanto à exploração dos recursos, a resistência aos filtros ambientais e a habilidade competitiva. Por essa razão, é possível determinar os níveis de perturbação baseados nos padrões faunísticos da

mirmecofauna. Tabareli *et al.* (2010), Santorufo *et al.* (2012), Filgueiras *et al.* (2011) afirmam que as espécies generalistas quanto à exploração do nicho são favorecidas pelos ambientes abertos e pela maior intensidade dos filtros ambientais, situação comum aos estádios iniciais da sucessão e aos locais perturbados. Por outro lado, as espécies que ocupam nichos especializados, plantas ou invertebrados, tendem a ocorrer preferencialmente nos estádios sucessionais mais avançados, onde os filtros biológicos são menos intensos e a diversidade de nichos é maior.

King *et al.* (1998) avaliaram que as formigas de hábitos considerados oportunistas são favorecidas pelas áreas sujeitas a distúrbios ambientais, enquanto nas áreas de vegetação mais densa, como florestas não perturbadas, a mirmecofauna apresenta proporção relativamente maior dos grupos de hábitos considerados mais especializados, tais como as formigas predadores especializados. Leal *et al.* (2012) avaliaram o efeito da fragmentação florestal sobre os padrões funcionais da mirmecofauna em remanescentes e afirmaram que a diminuição na área de interior de mata (área *core*) afeta preferencialmente as formigas de hábitos mais especializados, devido ao maior efeito dos filtros ambientais presente nas bordas. Andersen (2004), Ottonetti *et al.* (2006), Pereira *et al.* (2007) e Ré (2007) testaram os grupos funcionais de Andersen em locais de restauração de áreas de mineração com diferentes estádios de regeneração situadas em diferentes regiões do planeta (Austrália, Europa e América do Sul, respectivamente). Todos esses estudos relataram que os grupos generalistas são mais abundantes em áreas abertas, enquanto os grupos considerados especialistas aumentaram sua ocorrência onde o estágio sucessional era mais avançado. Embora não tenham testado grupos funcionais, Schmidt *et al.* (2013) avaliaram um gradiente sucessional e encontraram diferenças na composição da mirmecofauna, referindo também tendência no aumento dos especialistas nos locais em processo mais avançado de regeneração.

Portanto, todos os autores acima citados encontraram deslocamento na proporção entre grupos generalistas e especialistas frente ao avanço dos estádios sucessionais e/ou por perturbações no sistema. Também relacionaram as mudanças funcionais ou dos padrões ecológicos da comunidade às mudanças na intensidade dos filtros ambientais e biológicos nesses locais. O presente estudo confirmou esses resultados, já que as formigas avaliadas segundo diferentes propostas de agrupamentos funcionais (Andersen 1995; Delabie *et al.*, 2000; Silva & Brandão, 2010) indicaram que os grupos formados por espécies com hábitos mais “especializados”, tais como predadoras especializadas, predadores epigéicas, predadoras nômades, alguns grupos hipogéicos e nidificadores de serapilheira em geral, tiveram suas importâncias aumentadas nos locais cujo estágio de desenvolvimento era mais avançado. Por outro lado, os grupos considerados de hábitos mais generalistas, tais como Camponotini, generalistas alimentares e outras oportunistas foram melhor relacionados com os locais em estádios inicial e intermediário de desenvolvimento florestal. Como observado no item 4.1, embora as respostas de alguns grupos tenham sido influenciadas pela técnica

de captura, a relação entre utilização dos recursos pelas formigas de diferentes grupos funcionais e o desenvolvimento florestal foi um padrão predominante em todas as sub-amostras da mirmecofauna.

Em vista do acima exposto, relacionando especialização do nicho dos grupos funcionais ao estágio sucessional, uma análise particular deve ser feita às formigas do grupo da Attini (AC, ANC e FG) que, embora tenham um hábito bastante especializado e seletivo, foram mais comumente encontradas nos locais em estádios iniciais de desenvolvimento. De fato esse padrão é semelhante aos resultados dos estudos de Wirth *et al.* (2007), que encontraram maior densidade desses grupos em regiões de bordas das florestas, cujas características de complexidade, luminosidade e disponibilidade de recursos são mais parecidas com os reflorestamentos em estádios inicial e intermediário de desenvolvimento. Além disso, as Attini Cortadeiras são bastante seletivas quanto às espécies vegetais que usam como recurso para as fazendas de fungos e preferem folhas de espécies com altos teores de nitrogênio (Mundim *et al.*, 2009), padrão comumente relacionado às espécies vegetais pioneiras de mata (Pereira-Silva *et al.*, 2011). As espécies vegetais pioneiras são abundantes tanto nas bordas e clareiras de remanescentes florestais, como nos reflorestamentos em estádios iniciais de desenvolvimento (Melo *et al.*, 2010, Schnitzer & Carson, 2010).

Ainda sobre as Attini e sua relação com o desenvolvimento florestal, a influência do método de captura nos resultados deve ser considerada, já que tanto as formigas cortadeiras como as não-cortadeiras deste grupo apresentaram variações importantes. As formigas cortadeiras (*Atta* e *Acromyrmex*) possuem ninhos subterrâneos e comportamento de recrutamento bastante marcante, de forma que sua captura em pequenas parcelas de serapilheira não é uma maneira de estimar suas importâncias.

As espécies classificadas como predadoras nômades foram um dos grupos que melhor representou os estádios de desenvolvimento florestal tardios. Essas espécies são, por vezes, consideradas como predadores de topo de cadeia nos sistemas florestais tropicais (Hölldobler & Wilson, 1990), pois possuem um hábito predador bastante voraz em colônias errantes, forrageando áreas bastante extensas. Por essas razões, estas formigas são raramente encontradas por métodos de coleta discretos, como os empregados pelo presente estudo, o que explica a baixa taxa de captura de representantes do grupo. Essas características levantam ainda uma ressalva para seu uso na indicação do sucesso da restauração florestal: sua presença pode ser considerada um indício “positivo” sobre o sucesso da restauração ecológica mas, sem que métodos de coleta apropriados à coleta do grupo sejam empregados, sua ausência não pode ser considerada como um indicador “negativo” do sucesso do projeto de restauração. Ao menos *a priori*, a ocorrência ou ausência dessas formigas deve ser vista sob a perspectiva de meta-populações (Magurran, 1988; Begon *et al.*, 2006), sujeitas a variações populacionais bastante irregulares e migrações (Hölldobler & Wilson, 1990; MacArthur & Wilson, 2001).

Portanto, segundo os resultados obtidos e as afirmações constantes na literatura consultada, considera-se que a maior frequência dos grupos generalistas de formigas nos estádios iniciais e aumento da frequência dos grupos especialistas ao longo do desenvolvimento sejam os principais parâmetros indicadores da restauração florestal baseado nos padrões funcionais da mirmecofauna. Embora essa tendência seja bastante robusta para o acompanhamento de séries temporais, a consideração de valores brutos como referência merece ressalvas: (1) os grupos considerados especializados representaram uma baixa porcentagem das formigas amostradas, mesmo nos estádios mais avançados; (2) a exemplo do que foi relatado no Capítulo III, outros fatores podem influenciar a resposta da comunidade, tais como paisagem, técnica de restauração aplicada, região geográfica, fatores edáficos, esforço amostral e vegetação, de forma que o uso dos grupos como indicadores deve ser feito como uma tendência, não com através de valores fixos como metas.

4.3 Eficácia das classificações em grupos funcionais de formigas para a bioindicação

Quanto à comparação entre as classificações funcionais das formigas, as três propostas analisadas mostraram-se úteis para a comparação dos estádios de desenvolvimento florestal, guardadas as particularidades e generalizações de cada uma. Os grupos funcionais propostos por Delabie *et al.* (2000), modificados por Leal *et al.* (2012), mostraram-se úteis à distinção dos locais quanto aos estádio sucessionais nas três abordagens avaliadas: iscas atrativas, funis de Berlese-Tüllgren (feitas as ressalvas já mencionadas sobre o teste paramétrico) e pelas duas técnicas de coleta. Já o método de Andersen (1995) mostrou-se mais apropriado para descrever as variações funcionais da parcela da mirmecofauna capturada apenas por iscas atrativas. A proposta de Silva & Brandão (2010), aplicada apenas para a parcela da comunidade amostrada por Berlese-Tüllgren, indicou ser possível diferir principalmente os locais em estádios iniciais (R_1) dos intermediários (R_2 e R_3) e dos remanescentes florestais (F).

A classificação de Andersen (1995) foi primeiramente proposta para a mirmecofauna de zonas áridas Australiana (King *et al.*, 1998), e sua consideração está bastante relacionada à habilidade colonizadora dos grupos (Andersen, 1997). A adaptação da classificação funcional das formigas australiana a outras regiões da própria Austrália e do mundo apresenta distorções a serem consideradas (King *et al.*, 1998; Gollen *et al.*, 2011; Leal *et al.*, 2012). Segundo King *et al.* (1998), Andersen (2000) e Philpott *et al.* (2010) nos ambientes tropicais o grupo das Dolichoderinae Dominantes (DD) sofre forte influência competitiva das Myrmicinae Generalistas. Apesar de DD ter sido relacionado principalmente com os reflorestamentos em estádios iniciais de desenvolvimento, condizente com a preferência do grupo aos ambientes abertos da Austrália, o grupo foi raro nos estádios seguintes, o que corrobora o pressuposto presente na literatura consultada de que outros grupos funcionais exercem forte influência como grupos dominantes nos sistemas Neotropicais.

Assim, se considerado um grupo heterogêneo formado pelas Myrmicinae Generalistas + Dolichoderinae Dominantes em comparação aos demais grupos funcionais, o padrão de dominância encontrado nas comunidades australianas é mantido nos reflorestamentos e remanescentes estudados, ao menos para as sub-amostras capturadas por iscas atrativas. Os demais grupos funcionais sugeridos por Andersen corresponderam aos padrões comumente relatados na literatura consultada, sempre relacionando negativamente a ocorrência dos grupos especializados com o grau de perturbação do ambiente, e positivamente a ocorrência dos grupos generalistas (Andersen, 2004; Ré, 2007; Ottonetti *et al.*, 2006, Pereira *et al.*, 2007; Leal *et al.*, 2012), sendo as predadoras especialistas o grupo melhor relacionado com os estádios mais avançados de desenvolvimento.

Na prática, a metodologia proposta por Andersen tem sido considerada adequada para avaliar impactos ambientais ou para monitorar a restauração ecológica através dos padrões funcionais da mirmecofauna (Read & Andresen, 2000; Andersen *et al.*, 2002; Ottonetti *et al.*, 2006; Pereira *et al.*, 2007; Ré, 2007; Leal *et al.*, 2012), seja por armadilhas do tipo *pitfall* que como as iscas atrativas capturam preferencialmente os grupos mais abundantes e ativos, seja por amostras de serapilheira. Por se tratar de uma abordagem funcional simples, aplicável em larga escala, abrangente quanto às condições ambientais e de vegetação e por ter respondido bem à técnica de captura de formigas também mais simples, as iscas atrativas, os grupos funcionais de Andersen (1995) consistem na abordagem mais promissora para bioindicação. Testes piloto considerando pequenas escalas e independentes dos dados apresentados pelo presente estudo confirmam o potencial da técnica.

Com relação à comunidade amostrada na serapilheira e solo (funis), a complexa rede de interações que ocorrem nessas camadas descritas por Delabie *et al.* (2000) e Silva & Brandão (2010) tem a serapilheira como fator determinante na disponibilidade de recursos, seja para nidificação, forrageio, ou abrigo de predadores e filtros ambientais. Considera-se que o baixo acúmulo de serapilheira nos reflorestamentos em estádios iniciais de desenvolvimento seja, portanto, a principal razão que tenha distanciando os padrões desta fauna daquelas encontradas nos demais estádios de desenvolvimento. Os grupos propostos por Delabie *et al.* (2000) e os propostos Silva & Brandão (2010) possibilitaram distinguir as comunidades dos locais em estádios iniciais R_1 das comunidades dos demais estádios.

Quanto à distinção da mirmecofauna capturada nos estádios intermediários e avançados de desenvolvimento (R_2 , R_3 e F), houve diferenças entre as duas propostas de grupos funcionais avaliadas. A proposta de grupos de Delabie *et al.* (2000) distinguiu os grupos arborícolas e segrega as Attini quanto à estratégia no uso dos recursos para o cultivo dos fungos, porém faz menor distinção entre os grupos hipogéicos e epigéicos e os respectivos hábitos alimentares do que a proposta de Silva & Brandão (2010) que, por sua vez, agrupa as Attini e não separa os grupos arborícolas. Para a

parcela capturada por funis, a proposta de Silva & Brandão (2010) foi mais útil para distinguir funcionalmente as comunidades dos diferentes estádios de desenvolvimento florestal, separando reflorestamentos (R_2+R_3) dos remanescentes (F, Fig. 4.4-A), o que ocorreu em menor escala pelo uso da classificação de Delabie *et al.* (2000), que considerou bastante próximos os padrões funcionais da mirmecofauna encontrados nos reflorestamentos e nos remanescentes florestais (Fig. 4.4-B).

De maneira semelhante aos resultados encontrados pelos testes com os grupos propostos por Delabie *et al.*, Muscardi *et al.* (2008) encontraram padrões faunísticos semelhantes entre as comunidades de formigas da serapilheira de sistemas silviculturais e de florestas nativas, atribuindo a simples presença de uma camada de serapilheira e o sombreamento proporcionado por ambos os sistemas como condições mínimas para o estabelecimento da mirmecofauna desta camada. Porém, a distinção entre comunidades encontradas nos estádios intermediários de desenvolvimento e nos remanescentes florestais, feita pelos grupos sugeridos por Silva & Brandão (2010), indica que o maior detalhamento permitiu detectar que há variações importantes na estrutura funcional desta parcela da comunidade durante as fases mais avançadas do desenvolvimento florestal. Tais mudanças podem ser atribuídas à maior complexidade na estrutura florestal e maior diversificação de recursos nas florestas maduras, já que esta abordagem propõe níveis detalhados de categorização da comunidade de acordo com a habilidade de explorar os recursos disponíveis (Silva & Brandão, 2010).

As considerações acima expostas são reforçadas pelos resultados de Bihn *et al.* (2010). Os autores encontraram que mesmo em florestas secundárias em estágio avançado de desenvolvimento, alguns grupos de formigas são ainda ausentes, principalmente as espécies raras e com alta especificidade quanto ao nicho. Portanto, considera-se que o maior o detalhamento na classificação funcional da mirmecofauna fornecida pela proposta por Silva & Brandão (2010) proporcionou a melhor distinção entre os padrões dos reflorestamentos em estádios intermediário e avançado de desenvolvimento (R_2+R_3) e os remanescentes florestais (F). Em relação à proposta de Delabie *et al.* (2000), a proposta de Silva & Brandão (2010) forneceu maior previsibilidade para bioindicação da mirmecofauna capturada na serapilheira e camadas superficiais do solo em diferentes estádios de desenvolvimento, embora nenhum dos métodos tenha separado a contento os reflorestamentos em estágio intermediário (R_2) daqueles em estágio avançado (R_3) e também não responderam significativamente aos testes estatísticos paramétricos.

Considerando a comunidade amostrada por iscas atrativas e funis de Berlese-Tüllgren, a proposta de grupos funcionais de Delabie *et al.* (2000) apresentou resultados mais robustos que a proposta de Andersen (1995). O fato é esperado, já que Delabie *et al.* (2000) propuseram categorização da mirmecofauna encontrada em florestas tropicais, especificamente de Mata Atlântica, enquanto a proposta de Andersen (1995), como já exposto anteriormente, é uma generalização do modelo Australiano.

As formigas da serapilheira classificadas pela proposta de Delabie *et al.* (2000) não responderem bem ao desenvolvimento, mas as capturadas por iscas a comunidade total sim. Segundo a proposta de Andersen (1995), apenas a sub-amostra da comunidade capturada por iscas respondeu satisfatoriamente ao desenvolvimento florestal, mas a comunidade total não. Já a proposta de Silva & Brandão (2010), apropriada apenas para a sub-amostra da comunidade presente na serapilheira e solo, não respondeu significativamente de acordo com os modelos testados e a distinção dos estádios intermediários foi apenas parcial. Assim, faz-se uma ressalva importante sobre o valor dos grupos e sub-grupos de formigas como indicadores: a parcela da comunidade dominante, formada pelas espécies mais agressivas e com maior capacidade de forrageio, forma o sub-grupo com o maior potencial indicador do processo sucessional, tanto pela qualidade resposta do grupo, quanto pela facilidade amostragem.

4.4 A frequência das formigas classificadas em grupos funcionais

O presente estudo utilizou como parâmetro de comparação dos grupos a somatória das frequências das espécies pertencentes a cada grupo funcional. Vaconcelos *et al.* (2006) e Debuse *et al.* (2007) encontraram correlação entre o tamanho do fragmento e a diversidade de formigas. Os resultados de Leal *et al.* (2012) indicam ainda que a relação entre tamanho do fragmento aplica-se não só à diversidade taxonômica, mas também à diversidade funcional, de maneira que a riqueza de espécies poderia ser um indicador da funcionalidade. Por outro lado, Hoffmann (2010), Ellison (2012) e Ribas *et al.* (2012) afirmam que a riqueza de espécies de formigas é alta mesmo em áreas muito perturbadas e que há muita inconsistência nos resultados obtidos pelos estudos abordando a diversidade taxonômica e os graus de perturbação. Coelho *et al.* (2009) em experimento com gradiente sucessional e desenho experimental bastante semelhante ao utilizado pelo presente estudo, não encontraram relação entre riqueza de espécies de formigas e o estágio sucessional em florestas. Sobrinho & Schoereder (2007) e Muscardi *et al.* (2008) afirmam que a heterogeneidade estrutural da comunidade distribuída espacialmente reflete-se muito mais nos padrões quantitativos da mirmecofauna do que na diversidade taxonômica. Além disso, a composição funcional está sujeita a mecanismos excludentes dentro dos grupos funcionais, já que espécies que ocupam nichos parecidos tendem a competir entre si (Cadotte *et al.*, 2011).

Assim, os resultados do presente estudo reforçam a ideia de que dados quantitativos dos grupos funcionais consistem em uma abordagem mais apropriada para analisar variações ambientais do que a riqueza de espécies dentro dos grupos funcionais, haja vista que testes feitos com a diversidade taxonômica (Capítulo III) foram pouco relacionados com o desenvolvimento florestal, embora outras abordagem possam trazer informações complementares.

5. Conclusões

✓ As mudanças na composição e estrutura da mirmecofauna ao longo do desenvolvimento florestal encontradas pelo presente estudo (Capítulo III) foram confirmadas também no nível funcional dessa comunidade. Para a bioindicação, há dois pontos importantes a serem considerados: (1) segundo a classificação em grupos funcionais, a mirmecofauna mostrou-se sensível às mudanças decorrentes do desenvolvimento florestal e, por esse motivo, (2) esta abordagem pode ser considerada adequada para o uso das formigas como um indicador da restauração dos processos ecológicos florestais.

✓ A principal avaliação sobre a resposta funcional da mirmecofauna em decorrência do desenvolvimento florestal foi feita pela relação do grau de especialização de nicho com o avanço sucessional, de forma que o aumento na frequência relativa dos grupos considerados especializados indica melhoria dos processos ecológicos, por haver relação com a oferta de nichos.

✓ As respostas direcionais foram observadas para todas as propostas de grupos funcionais testadas, apesar de nem todos os testes paramétricos terem comprovado este fato. Para as formigas capturadas por iscas atrativas e classificadas segundo Andersen (1995) e por Delabie *et al.* (2000) modificada por Leal *et al.* (2012), foi possível encontrar diferenças na proporção relativa das formigas pertencentes a diferentes grupos funcionais nas categorias sucessionais avaliadas; para a parcela da mirmecofauna capturada na serapilheira e camadas superficiais do solo, por funis de Berlese-Tüllgren, a classificação segundo Silva & Brandão (2010) apresentou melhor distinção dos estádios sucessionais do que a classificação proposta de Delabie *et al.* (2000) e, para conjunto total de formigas, considera-se a classificação segundo Delabie *et al.* (2000) foi mais adequada do que a classificação de Andersen (1995).

✓ A melhor relação custo/benefício, considerando o esforço amostral, facilidade de classificação e resultado final, é o das formigas capturadas com iscas e classificadas segundo Andersen (1995).

Capítulo V

Considerações finais

1. Aspectos gerais

De acordo com os resultados do presente estudo, tanto a comunidade edáfico-epígea total, como a mirmecofauna foram influenciadas pelo desenvolvimento florestal e, portanto, podem ser consideradas ferramentas de diagnósticos e monitoramento dos projetos de restauração ecológica.

Muitos foram os módulos dessas comunidades que apresentaram resultados satisfatórios para a bioindicação. Como as situações práticas apresentam desafios particulares, a consideração de qualquer uma delas pode ser apropriada ou não, dadas as causas e efeitos discutidas nos capítulos anteriores e as características dos locais estudados. A escolha do bioindicador deve levar em consideração qual o objetivo da avaliação, seja o monitoramento das condições ambientais ou de um processo ecológico específico, ou o diagnóstico ambiental, de maneira que uma mesma sub-amostra (módulo) da comunidade pode ser ou não apropriada em diferentes situações. Portanto, valem os princípios básicos da bioindicação: alcance da informação fornecida, característica do bioindicador, robustez na informação, escala da avaliação, complementaridade dos bioindicadores e simplicidade dos métodos empregados, preceitos que devem ser considerados na escolha da técnica.

De qualquer forma, considera-se que as sub-amostras e metodologias mais simples que apresentaram bons resultados podem ser um bom ponto de partida. Assim, os próximos itens abordarão as amostras que apresentaram a melhor relação custo/benefício, considerando a informação fornecida e esforço amostral. O presente estudo utilizou material de coleta simples e equipamento óptico para triagem e identificação do material. Considera-se que a aplicação de qualquer um dos bioindicadores aqui levantados deva contar com uma estrutura mínima semelhante. Quanto aos conhecimentos necessários para a aplicação dos bioindicadores, considera-se que o técnico responsável deva ter domínio sobre o uso do equipamento e que tenha ao menos conhecimento intermediário sobre a ecologia e identificação dos grandes grupos de Arthropoda, contando também com literatura especializada para consulta.

2. Comunidade edáfico-epígea

A riqueza de espécies raras mostrou-se um bioindicador simples e com alta predição geral do desenvolvimento florestal. De forma complementar, o uso da abundância de Coleoptera e Lepidoptera imaturos junto aos grupos raros pode auxiliar no monitoramento dos estádios de desenvolvimento mais avançados. Esses indicadores mostraram-se ferramentas potencialmente úteis

para o monitoramento da evolução dos projetos de restauração, em escalas de tempo contínuas, através de contagens regulares sucessivas. O modelo indicou que a riqueza de grupos raros tende a atingir os patamares encontrados nos remanescentes florestais por volta dos vinte e sete anos após o plantio, de forma este ponto pode ser considerado como o limite de alcance deste bioindicador.

Para as condições do presente estudo, onde uma porcentagem significativa das espécies arbóreas são decíduas ou semi-decíduas, a comunidade edáfico-epígea encontrada no período seco mostrou-se a mais sensível ao desenvolvimento florestal, tendo o efeito sazonal como chave para a detecção das variações. Assim, a riqueza de morfo-espécies deste módulo da comunidade foi o padrão geral que melhor respondeu à idade de plantio, sendo indicada a tendência de aumento dos seus valores nos projetos de restauração, quando intervalos de tempo de cinco ou mais anos são considerados, já visto que os reflorestamentos em estádios intermediários e avançados de desenvolvimento apresentaram comunidades cuja riqueza apresentou diferenças entre si pouco importantes.

Os padrões de composição e estrutura da comunidade total e de algumas de suas sub-amostras também se mostraram úteis para a bioindicação. Espera-se que para esses padrões das comunidades amostrada na serapilheira de ambos os períodos, ou na serapilheira e solo do período seco dos reflorestamentos gradualmente assemelhem-se aos respectivos padrões de comunidades de mata. Assim, o aumento na semelhança das comunidades pode ser considerado um indicativo de sucesso na restauração ecológica. No caso da composição, vale a ressalva sobre a influência regional nos padrões, fato a ser considerado quando a bioindicação for feita pela comparação com comunidades de referência, que devem pertencer à mesma região. Embora nos reflorestamentos em estágio inicial as mudanças na composição da fauna puderam ser observadas em intervalos de poucos anos, a recomendação é a de que na avaliação ou monitoramento de projetos em estádios intermediários as comparações sejam feitas por medidas sucessivas que intercalem três anos ou mais.

Comparativamente, o uso de táxons na bioindicação, como a riqueza de grupos raros, exige menor esforço na triagem do material e análises menos sofisticadas, mas as amostragens devem ser feitas na serapilheira e solo das duas estações climáticas, enquanto o uso dos índices gerais, como riqueza de espécies e composição de toda a comunidade envolve grande número de táxons, exige maior nível de treinamento do técnico e mais tempo para a triagem do material, bem como sugere o uso de equipamento com maior nível de sofisticação (o presente estudo só foi possível devido ao uso de equipamento fotográfico), mas pode ser feito em amostras coletadas em apenas um período do ano, o que significa menor esforço em campo. Tais características devem ser levadas em consideração para a escolha do melhor método de diagnose ou monitoramento da recuperação de processos ecológicos ligados ao solo nos projetos de restauração.

3. Mirmecofauna: morfo-espécies

De acordo com os valores dos índices ecológicos, a diminuição da Equabilidade J das formigas capturadas com iscas foi o parâmetro geral da comunidade de formigas que melhor descreveu o desenvolvimento florestal nos reflorestamentos. Assim, essas medidas podem ser consideradas bioindicadores do processo sucessional, como tendências a serem acompanhadas durante o monitoramento dos projetos de restauração. De acordo com o modelo, o alcance deste indicador vai até os 16 anos após o plantio, fase em que os reflorestamentos já apresentam padrões semelhantes aos observados nos remanescentes.

O parâmetro bioindicador da restauração ecológica mais robusto, embora não tão preciso, proporcionado pela mirmecofauna foi a estrutura da comunidade. Foi encontrada a tendência de aproximação entre estrutura da mirmecofauna dos reflorestamentos a dos remanescentes de mata ao longo do tempo. Assim, seu uso como bioindicador deve ser feito por medidas sucessivas ao longo dos anos, através de comparações dessas medidas com os valores de um remanescente localizado próximo ao projeto de restauração. É esperado que, quanto mais o tempo passe, mais a estrutura da mirmecofauna do local de restauração assemelhe-se à encontrada no remanescente próximo.

Os conjuntos mínimos de morfo-espécies selecionadas como bioindicadores pelo presente estudo, gerais ou regionais, podem ser considerados como bioindicadores complementares nas regiões onde o presente estudo foi realizado, devido os resultados indicarem que essas morfo-espécies representam uma parcela importante da resposta de toda a comunidade. Contudo, seu uso ainda merece cautela pois: (1) embora baseado em dados provenientes de 15 locais, os CMG e CMR são resultados ainda parciais e que necessitam de testes adequados de validação; e (2) as morfo-espécies não foram identificadas no nível de espécie, impossibilitando melhores comparações.

4. Grupos funcionais da mirmecofauna

Esta é a abordagem que emprega os métodos mais simples e que proporciona maior alcance na informação pela mirmecofauna. Considera-se que o uso de iscas atrativas e classificação nos grupos de Andersen (1995) forneçam bons indícios do avanço sucessional da restauração, ao menos na escala avaliada pelo presente estudo. Sua interpretação deve ser feita segundo a proporção dos grupos de hábitos especializados, sendo que quanto maior a proporção desses grupos, melhor a regeneração do sistema florestal.

Caso a informação exija maior abrangência, considera-se que utilização de iscas e funis de Berlese-Tüllgren como método de captura e a classificação das formigas segundo Delabie *et al.* (2000) possam ser utilizadas. Se a bioindicação diz respeito aos processos ecológicos que ocorrem no nível do solo e exija um nível mais detalhado sobre a exploração de nichos, amostragens da

mirmecofauna da serapilheira e o uso da classificação das formigas segundo Silva & Brandão (2010) devem ser utilizadas.

5. Uso dos bioindicadores: extrapolações e ressalvas

O presente estudo foi realizado em reflorestamentos heterogêneos, os quais visavam a restauração de ecossistemas caracterizados como florestas estacionais semidecíduais. Outras técnicas de restauração podem apresentar desvios nos padrões de resposta das comunidades avaliadas, principalmente por interferirem na velocidade do processo sucessional. Devido ao montante de informações presentes na literatura, relacionando a respostas dessas comunidades (principalmente das formigas) às variações do ambiente em muitos ecossistemas diferentes, e guardadas devidas proporções, acredita-se que os padrões gerais de resposta das comunidades estudadas aqui possam ser extrapolados a outros ambientes ou áreas de restauração florestal que utilizem técnicas de restauração alternativas.

Feitas algumas ressalvas, possíveis comparações e extrapolações dos resultados aqui obtidos à outras condições e localidades são possíveis. Gollan *et al.* (2011) acompanharam a mirmecofauna em um gradiente sucessional formado por áreas ripárias temperadas e de restauração da Austrália e não encontraram respostas das formigas, segundo os grupos funcionais de Andersen (1995), citando que os ambientes possivelmente não haviam apresentado modificações suficientes para o deslocamento funcional da comunidade e que apenas a composição da fauna foi modificada naquela situação. Hoffman (2010) afirma que uma mesma espécie pode responder aos distúrbios ambientais de maneiras diferentes, considerados o tipo de solo, clima e a vegetação e que os estudos levantados no mundo todo indicam que nem todas as espécies respondem significativamente às variações ambientais. Portanto, considera-se que comparações e extrapolações dos resultados obtidos pelo presente estudo a outras regiões ou condições devam levar em consideração os aspectos típicos envolvidos nos estudos com comunidades, tais como intensidade dos filtros ambientais, características biológicas e ecológicas dos locais comparados e também à escala temporal e espacial das comparações.

Referências Bibliográficas

- Alonso L E (2000). Ants as Indicators of Diversity. *In*: Agosti D, Majer J D, Alonso L E, Schultz T R (Eds). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, USA. p.80-88.
- Alonso L E & Agosti D (2000). Biodiversity Studies, Monitoring, and Ants: An Overview. *In*: Agosti D, Majer J D, Alonso L E, Schultz T R (Eds). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, USA. p.1-9.
- Andersen A N (1995). A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography* 22:15-29.
- Andersen A N (2000). A Global Ecology of Rainforest Ants: Functional Groups in Relation to Environmental Stress and Disturbance. *In*: Agosti D, Majer J D, Alonso L E, Schultz T R (Eds). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, USA. p.25-34.
- Andersen A. N., Fisher A, Hoffmann B D, Read J L & Richards R (2004). Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology*, 29:87-92.
- Andersen A N, Sparling G P (1997). Ants as bioindicators of other species. *Oecologia*, 98:15-24.
- Andersen A N (1997). Using Ants as bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology. *Conservation Ecology*, 1(1):1-8.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Anderson, M J (2005). PERMANOVA: Permutational multivariate analysis of variance. University of Auckland, Auckland, New Zealand, 24p.
- Andre, H M, Ducarme X, & Lebrun P (2002). Soil biodiversity : myth , reality or conning ? *Oikos*, 1:3-24.
- Aquino A A (2005). Fauna de Solo e sua Inserção na Regulação Funcional do Agroecossistema. *In*: Aquino A A, Assis R L (Eds). *Processos Biológicos no Sistema Solo-Planta*, Embrapa, Brasília-DF, Brasil, p.43-75
- Arcila A M & Lozano-Zambrano F H (2003). Hormigas como herramienta para La bioindicación y el monitoreo. *In* Fernández F (Ed). *Introducción a las hormigas da región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia, p.159-166.
- Attanasio C M, Gandolfi S, Rodrigues R R (2006). Manual de Recuperação de Matas Ciliares para Produtores Rurais. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 46p.
- Banks-leite C, Ewers R M, Kapos V, Martensen A C, Metzger J P (2011). Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology*, 706–714. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.01966.x
- Bardgett R D, Bowman W D, Kaufmann R, Schmidt S K (2005a). A temporal approach to linking aboveground and belowground communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 20:634-641.
- Bardgett R D, Yeates G W, Anderson J M (2005b). Patterns and determinants of soil biological diversity. *In*: Bardgett R D, Usher M B, Hopkins D W (Eds), *Biological Diversity Function in Soil*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, P.100-118.
- Barton P S, Gibb H, Manning A D, Lindenmayer D B & Cunningham S A (2011). Morphological traits as predictors of diet and microhabitat use in a diverse beetle assemblage. *Biological Journal of the Linnean Society*, 102:301-310.
- Bascompte J, (2009). Disentangling the Web of life. *Science*, 325:416-419.

- Bascompte J, Jordano P, Melián C J, Olesen J M (2003). The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100:9383–9387
- Begon M, Harper J L, Townsend C R (2006). *Ecology: individual, populations and communities*. 3^a ed. Blackwell Science, Oxford, 1068 p.
- Bestelmeyer B T, Agosti D, Alonso L E, Brandão C R F, Brown Jr W L, Delabie J H C, Silvestre R (2000). Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: Agosti D, Majer J D, Alonso L E; Schultz T R *Ants – Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution Press, p.122-144.
- Bignell D E, Constantino R, Csuzdi C, Karyanto A, Konaté S, Louzada J, Susilo F X, Tondoh J E, Zanetti R (2008). Macrofauna In: Moreira F M S, Huising E J & Bignell D E (Eds). *A Handbook of Tropical Soil Biology*. Earthscan, London, UK, p.43-75.
- Bihn J H, Gebauer G, Brandl R (2010). Loss of function diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology*, 91(3):782-792.
- Bisevac L, Majer J D (1999a). Comparative study of ant communities of rehabilitated mineral sand mines and heath-land, Western Australia. *Restoration Ecology*. 7:117–26.
- Blüthgen N, Feldhaar H (2010). Food and Shelter: How Resources Influence Ant Ecology. In: Agosti D, Majer J D, Alonso L E, Schultz T R (Eds). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, USA. p.115-136.
- Bolton B (1994). *Identification Guide to Ant Genera of the World*. President and Fellows of Harvard College, USA, p.222.
- Bolton B, Alpert G, Ward P S, Naskrecki P (2006). *Bolton's Catalogue of Ants of the World: 1758-2005*. Harvard University Press.
- Brudvig L A (2011). The Restoration of Biodiversity: Where Has Research Been and Where Does It Need To Go? *American Journal of Botany* 98(3): 549-558.
- Burnham K P, Anderson D R (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, 2^a. Ed. Springer, New York
- Cadotte M W, Carscadden K, Mirotchnick N (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079-1087. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x
- Cardinale B J, Matulich K L, Hooper D U, Byrnes J E, Duffy E, Gamfeldt L, Balvanera P, O'Connor M I, Gonzalez A (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems, *American Journal of Botany* 98(3):1-21.
- Castro F S D, Gontijo A B, Castro P D T A, Ribeiro S P (2012). Annual and Seasonal Changes in the Structure of Litter-Dwelling Ant Assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in Atlantic Semideciduous Forests. *Psyche: A Journal of Entomology*, 2012, 1-12. doi:10.1155/2012/959715
- Chappin III FS, Matson P A, Mooney H A (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, New York, p.436.
- Chappin III FS, Walker B H, Hobbs R J, Hooper D U, Lawton J H, Sala O E, Tilman D (1997). Biotic Control over the functioning of ecosystems. *Science*, 277, 500. Doi: 10.1126/science.277.5325.500
- Cipollini K A, Maruyama A L, Zimmerman C L (2005). Planning for Restoration : A Decision Analysis Approach to Prioritization. *Restoration Ecology*, 13(3): 460-470.
- Clements F.E. (1916). *Plant Succession: an analysis of the development of vegetation*. The Carnegie Institution of Washington, Washington, p.512.

- Cole L, Buckland S M, Bardgett R D (2008). Influence of disturbance and nitrogen addition on plant and soil animal diversity in grassland. *Soil Biology & Biochemistry* 40:505-514.
- Coleman D C, Crossley D A Jr, Hendrix P F (2004). *Fundamentals of Soil Ecology*. Elsevier, USA, 386p.
- Coleman D C (2008). From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(2):271-289. doi:10.1016/j.soilbio.2007.08.005
- Correia M E F & Oliveira L C M (2005). Importância da Fauna do Solo para a Ciclagem de Nutrientes. *In*: Aquino A.A. & Assis R L (Eds). *Processos Biológicos no Sistema Solo-Planta*, Embrapa, Brasília-DF, Brasil, p.76-99
- Crain, C M, Bertness M D (2006). Ecosystem engineering across environmental stress gradients: implications for conservation and management. *Bioscience* 56: 211-216.
- Delabie J H , Agosti D , Nascimento I C (2000). Litter and communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. *In*: Agosti D, Majer J, Alonso L, Schultz T (Eds). *Sampling Ground-dwelling Ants: Case Studies from the World's Rain Forests*. School of Environmental Biology, Bulletin n^o.18; Perth, Australia, .p.1-75.
- Delabie J H C, Fernández F, Majer J (2012). Advances in Neotropical Myrmecology. *Psyche: A Journal of Entomology*, 2012, 1-3. doi:10.1155/2012/286273
- Déri E, Margura T, Horváth R, Kisfali M, Ruff G, Lengyel S, Tóthmérész B (2011). Measuring the Short-term Success of Grassland Restoration: The Use of Habitat Affinity Indices in Ecological Restoration. *Restoration Ecology*, 9(4):520-528.
- Diaz S & Cabido M (2001). Vive La différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(11):646-655
- Didham R K, J Ghazoul, N E Stork (1996). Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11:255-260
- Dornhaus A, Pawell S (2010). Foraging and Defence Strategies. *In*: Lach L, Parr C L, Abbot K L (Eds.). *Ant Ecology*, Oxford University Press, New York. p.210-232
- Dufréne M & Legendre P (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67:345-366.
- Dunn R R, Sanders N J, Fitzpatrick M C, Laurent E, Lessard J, Agosti D, Andersen A N, Gotelli N J, Gove A, Guenard B, Janda M, Kaspari M, Longino J T, Majer J, McGlynn T P, Menke S B, Parr C L, Philpott S M, Pfeiffer M, Renata J, Suarez A V, Vasconcelos H L (2007). Global ant (Hymenoptera: Formicidae) biodiversity and biogeography – a new database and its possibilities. *Myrmecological News*, 10: 77-83.
- Dun R R, Guénard B, Weiser M D, Snaders N J (2010). Geographic Gradients. *In* Lach L, Parr CL, Abbot K L (Eds.). *Ant Ecology*, Oxford University Press, New York. p.38-58
- Durigan G (2011). O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação *In*: SMA (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo). *Monitoramento de áreas em recuperação*. Cadernos da Mata Ciliar, São Paulo, v4:11-58.
- Efron, B (1979). Bootstrap methods: another look at the jackknife. *The Annals of Statistics* 7:1-25.
- Ellison A M (2012). The Ants of Nantucket: Unexpectedly High Biodiversity in an Anthropogenic Landscape. *Northeastern Naturalist* 19(6):43-66.
- Engel V L, Parrotta J A (2003). Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. *In*: Kageyama P Y, Oliveira R E, Moraes L F D, Engel V L, Gandara F B. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAP, Botucatu, p.1-26.
- Ettema C H, Wardle D A (2002). Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4):117-183.

- Fernández F (2003). Introducción a las hormigas de la región Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. p.398
- Fitter A H, Gilligan C A, Hollingworth K, Kleczkowski A, Twyman R M, Pitchford J W (2005). Biodiversity and ecosystem function in soil. *Functional Ecology*, 19:369-377
- Fragoso F P (2007). Teores de ligninas e celulose e suas relações com as taxas de decomposição das serapilheiras de uma mata estacional semidecidual e uma recomposição florestal em Ribeirão Preto, SP. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Ciências Biológicas), FFCLRP-USP, Ribeirão Preto, SP.
- Fragoso F P (2009). A entomofauna visitante floral de espécies arbóreas da Floresta da USP-RP, área de restauração de Mata Estacional Semidecidual. Dissertação de Mestrado, FFCLRP, USP, Ribeirão Preto, SP. p.69
- Gollan, J R, Bruyn L L D, Reid N, Smith D, Wilkie L (2011). Can ants be used as ecological indicators of restoration progress in dynamic environments? A case study in a revegetated riparian zone. *Ecological Indicators*, 11(6), 1517-1525. doi:10.1016/j.ecolind.2009.09.007
- Gotelli N J, Ellison A M, Dunn R R, Sanders N J (2011). *Myrmecological News*, 15:13-19.
- Grimaldi D, Engel M S (2005). *Evolution of the Insects*. Cambridge University Press, New York, 755p.
- Groc S, Delabie J H C, Longino J T, Orivel J, Majer J D, Vasconcelos H L, Dejean A (2010). A new method based on taxonomic sufficiency to simplify studies on Neotropical ant assemblages. *Biological Conservation*, 143(11), 2832-2839. doi:10.1016/j.biocon.2010.07.034
- Hair J F, Anderson R E, Tathan R, Black W (2009). *Análise Multivariada de Dados*. Porto Alegre: Editora Bookman.
- Hammer Ø, Harper D A T (2006). *Paleontological Data Analysis*. Blackwell.
- Hansen R A (2000). Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology* 81:1120-1132.
- Hastings A, Byers J E, Crooks J A, Cuddington K, Jones C G, Lambrinos J G, Talley T S, *et al.* (2007). Ecosystem engineering in space and time. *Ecology letters*, 10(2), 153-64. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00997.x
- Hill M O, Gauch Jr H G (1980). Detrended Correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation*, 42:47-58.
- Hodkinson I D & Jackson J K (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, vol. 35(5): 649-666.
- Hoffmann B D (2010) Using ants for rangeland monitoring: Global patterns in the responses of ant communities to grazing. *Ecological Indicators* 10:105-111.
- Hölldobler B, Wilson E O (1990). *The Ants*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 733p.
- Hooper D U, Bignell D E, Brown V K, Brussaard L, Dangerfield J M, Wall D H, Wardle D A, Coleman D C, Giller K E, Lavelle P, Van der Putten W H, Rüter P C D, Rusek J, Silver W L, Tiedje J M, Wolters V (2000). Interactions between Aboveground and Belowground and Biodiversity in Terrestrial Ecosystems: Patterns, Mechanisms, and Feedbacks. *BioScience*, 50(12):1049-1061.
- Huising E J, Coe R, Cares J E, Louzada J N, Zanetti R, Moreira F M S, Susilo F X, Konaté S, Noordwijk M V, Huang S P (2008). Sampling Strategy and Design to Evaluate Below-ground Biodiversity. *In*: Moreira F M S, Huising E J, Bignell D E (Eds). *A Handbook of Tropical Soil Biology*. Earthscan, London, UK, p.17-42.

- Hunt H W, Wall D H (2002). Modeling the effects of loss of soil biodiversity on ecosystem function. *Global Change Biology*, 8:33–50.
- Jansen A (1997). Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. *Restoration Ecology* 5:115–124.
- Jones C G, Lawton J H, Shachak M (1994). Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* 69(3):373-386.
- Johnson J B, Omland K S (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19(2):101-108.
- Jung M P, Kim S T, Kim H, Lee J H (2008). Biodiversity and community structure of ground-dwelling spiders in four different field margin types of agricultural landscapes in Korea. *Applied Soil Ecology*, 38:185-195.
- Kageyama P, Gandara F B, Oliveira R E (2003) Biodiversidade e restauração da floresta tropical. *In* Kageyama P Y, Oliveira R E, Moraes L F D, Engel V L, Gandara F B (Eds). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAP, Botucatu, p.27-48.
- Karyanto A, Rabmadi C, Franklin E, Susilo F X, Morais J W (2008). Soil Collembola, Acari and other mesofauna - the Berlese method. *In*: Moreira F M S; Huising J E; Bignell D E (Ed.). *A handbook of tropical soil biology: sampling & characterization of below-ground biodiversity*. London: Earthscan, p.85-95.
- Kaspari M, Majer J D (2000). Using Ants to Monitor Environmental Change. *In*: Agosti D, Majer J D, Alonso L E, Schultz T R (Eds). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, USA. p.89-98
- Kaspari M (2000). A Primer on Ant Ecology *In*: Agosti D, Majer J D, Alonso L E, Schultz T R (Eds). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, USA. p.9-24.
- Kataguirí V S (2006). Restabelecimento da fauna edáfica e a qualidade da serapilheira na Floresta da USP – área de reflorestamento de Floresta Estacional Semidecidual. *Disertação de Mestrado, FFCLRP, USP, Ribeirão Preto*, 53p.
- Kati V, Devillers P, Duffêne M, Legakis A, Vokou D, Lebrun P (2004). Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology*, 18(3): 667-675.
- Keller L, Gordon E (2009). *The life of Ants*. Oxford University Press, New York, US, p.259
- Kessler M, Abrahamczyk S, Boss M, Buchori D, Putra D D, Gradstein R S, Höh P, *et al.* (2011). Cost-effectiveness of plant and animal biodiversity indicators in tropical forest and agroforest habitats. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 330-339. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01932.x
- King J R, Andersen A N, Cutter A D (1998). Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation* 7:1627-1638.
- Knight A T, Cowling R M, Rouget M A, Balmford A, Lombard A T, Campbell B M (2008). Knowing But Not Doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. *Conservation Biology*, 22(3): 610–617;
- Körner Ch (2005). An introduction to the Functional Diversity of Temperate Forest Trees. *In*: Scherer-Lorenzen M, Körner Ch; Schulze E D. *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems*. Springer-Verlag Berlin, Alemanha, p.13-37.
- Lach L, Hooper-Búi L M (2010). Consequences of Ant Invasions. *In*: *Ant Ecology*, Oxford University Press, New York. p.261-286
- Laurance W F, Vasconcelos H L (2009). Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, 13(3):434-451.
- Lavelle P, Decaëns T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, Margerie P (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42. doi:10.1016/j.ejsobi.2006.10.002.

- Lawton J (1994). What do species do in ecosystems? *Oikos* 71:364-374.
- Leal M O (2007). Relação entre o teor de taninos e a taxa de decomposição de serapilheira em uma mata estacional semidecidual e uma recomposição florestal em Ribeirão Preto, SP. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Ciências Biológicas), FFCLRP-USP, Ribeirão Preto, SP.
- Leal M O (2010). Efeitos da fauna de solo e dos teores de nitrogênio e carbono sobre a decomposição de três espécies pioneiras plantadas em uma área de restauração de floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto, SP. Dissertação de mestrado, FFCLRP, USP, Ribeirão Preto, SP.
- Leal I R, Filgueiras B K C, Gomes J P, Iannuzzi L, Andersen A N (2012). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*, 1687-1701. doi:10.1007/s10531-012-0271-9
- Legendre P, Legendre L (1998). *Numerical Ecology*, 2nd. Ed. Elsevier Science B. V. ed., Amsteram, Netherlands, 853p.
- Lewandowski A S, Noss R F, Parsons D R (2010). The Effectiveness of Surrogate Taxa for the Representation of Biodiversity. *Conservation Biology*, 24(5): 1367–1377.
- Lewinshon T M, Loyola R D, Prado P I (2006). Matrizes, redes e ordenações: a detecção de estrutura em comunidades interativas. *Oecologia Brasileira*, 10(1):90-104.
- Lewinsohn T M, Freitas A V L, Prado P I (2005). Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1):62-69.
- Lindermeyer D, Hobbs R J, Drake R M, Alexandra J, Bennett A, Brugman M, Cale P, Calhoun A, Cramer V, Cullen P, Driscoll D, Fahrig L, Fischer J, Franklin J, Haila Y, Hunter M, Gibbons P, Lake S, Luck G, McGregor C, McIntyre S, Nally R M, Manning A, Miller J, Mooney H, Noss R, Possingham H, Saunders D, Schmiegelow F, Scott M, Simberloff D, Sisk T, Tabor G, Walker B, Wien J S, Woinarski J, Zalaeta E (2008). A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters*, v.11, p78-91.
- Lindo Z & Visser S (2004). Forest floor microarthropod abundance and oribatid mite (Acari:Oribatida) composition following partial and clear-cut harvesting in the mixedwood boreal forest. *Can. J. For. Res.*, 34:998-1006.
- Longcore T (2003). Terrestrial Arthropods as Indicators of Ecological Restoration Success in Coastal Sage Scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology*, 11(4):397-409.
- Lopes C T, Vasconcelos H L (2008). Evaluation of Three methods for Sampling Ground-Dwelling Ants in the Brazilian Cerrado. *Neotropical Entomology*, 37(4):399-405.
- Loreau M (2010). From Populations to Ecosystem: Theoretical foundations for a new ecological synthesis. *Monographs in Population Biology*, 46, Princeton University Press, US, p297.
- MacArthur R H, Wilson E O (1963). An equilibrium theory of insular biogeography. *Evolution*, 17:373-387.
- MacArthur R H, Wilson E.O. (2001). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.
- Magurran A E (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, p.179.
- Majer J D (1983). Ants: Bioindicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management*, 7(4):375-383.
- Majer J D, Orabi G, Bisevac L (2007). Ants (Hymenoptera:Formicidae) pass the bioindicator scoreboard. *Myrmecological News*, 10:69-76.
- Manly B F J (2008). *Métodos estatísticos multivariados: uma introdução*. Ed. Artmed-Bookman.

- Manning P, Morrison S A, Bonkowski M, Bardgett R D (2008). Nitrogen enrichment modifies plant community structure via changes to plant-soil feedback. *Oecologia*, 157:661-673.
- Martins F R (1991). Estrutura de uma floresta mesófila. UNICAMP, 246p.
- McClain C D, Holl K D, Wood D M (2011). Successional Models as Guides for Restoration of Riparian Forest Understory. *Restoration Ecology*, 19(2): 280-289.
- McGeoch M A (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biology Reviews*, 77:81-201.
- Meffe G K, Carrol C R (1994). Principles of Conservation Biology. Seianuer, Sunderland, .p.600.
- Melo A C G (2010). Guia para Monitoramento de Reflorestamentos para Restauração. Circular Técnica, Mata Ciliar 1(1):1-10.
- Melo F P L, Martínez-Salas E, Benítez-Malvido J, Ceballos G (2010). Forest fragmentation reduces recruitment of large-seeded tree species in a semi-deciduous tropical forest of southern Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 26:35-43
- Menninger H L, Palmer M A (2006). Restoring Ecological Communities: From Theory to Praticce. *In: Falk D A, Palmer M, Zedler A (Eds). Foudations of Restoration Ecology*, Island Press, Washington, USA, p.88-112.
- Minor M A, Cianciolo J M (2007). Diversity of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) along a gradient of land use types in New York. *Applied Soil Ecology*, 35: 140-153
- Moore J C, Walter D E, Hunt H W (1988). Arthropod regulation of micro- and mesobiota in below-ground detrital foodwebs. *Ann. Rev. Entomol.*, 33:419-439.
- Moreira F M S, Huising E J, Bignell D E (2008). A Handbook of Tropical Soil Biology. Earthscan, London, 218p.
- Mundim F M, Costa A N, Vasconcelos H L (2009). Leaf nutrient content and host plant selection by leaf-cutter ants, *Atta laevigata*, in a Neotropical savanna. *Entomologia Ecperimentalis et Applicata*, 130(1):47-54.
- Muscardi D C, Almeida S S P, Schoereder J H, Marques T, Sarcinelli T S, Corrêa A S (2008). Response of Litter Ants (Hymenoptera: Formicidae) to Habitat Hterogeneity and Local Resource Availability in Native and Exotic Forests. *Sociobiology*, 52:655-665.
- Nakamura A, Proctor H, Catterall C P (2003). Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management & Restoration*, 4(s):20-28.
- Nakamura A, Catterall C P, House A P N, Kitching R L, Burwell C J (2007). The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. *Journal of Insect Conservation*, 11:177-186.
- Nalon M A, Mattos I F A, Franco G A D C (2008). Meio físico e aspectos da vegetação *In: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo.* p.15-22.
- Ness J, Mooney K, Lach L (2010). Ants as Mutualists. *In: Lach L, Parr C.L. & Abbot K L (Eds.). Ant Ecology*, Oxford University Press, New York. p.97-114.
- Nogueira Jr. L R, Gozçalves J L M, Engel V L, Parrota J (2011). Soil dynamics and carbono stocks 10 years after restoration of degraded land using Atlantic Forest tree species. *Forest Systems*, 20(3):536-545.
- Oliver I, Beattie A J, York A (1998). Spatial fidelity of plant, vertebrate and invertebrate assemblags in multiple-use forest in Eastern Australia. *Conservation Biology* 12(4):822-835.
- Ottonetti L, Tucci L, Santini G (2006). Recolonization Patterns of Ants in a Rehabilitated Lignite Mine in Central Italy: Potential for the Use of Mediterranean Ants as Indicators of Restoration Processes, 14(1), 60-66.

- Pacheco R, Vasconcelos H L (2007). Invertebrates in urban áreas: Ants in the Brazilian Cerrad. *Landscape and Urban Planning* 81:193-199;
- Pais M P, Varanda E M (2010). Arthropod Recolonization in the Restoration of a Semideciduous Forest in Southeastern Brazil. *Neotropical Entomology* 30(2):198-206.
- Palacio E E, Fernández F (2003) *In*: Fernández F (Ed). *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. p.233-260.
- Palmer M A, Falk D A, Zedler J B (2006). *Ecological Theory and Restoration Ecology* *In*: Falk D A, Palmer M, Zedler A (Eds). *Foundations of Restoration Ecology*, Island Press, Washington, USA, p.1-10.
- Paoletti M G (1999). Using bioindicator based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74:1-18.
- Parisi V, Menta, C, Gardi C, Jacomini C, Mozzanica E (2005). Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105:323-333.
- Parr C L, Gibb H (2010). Competition and the Role of Dominant Ants. *In* Lach L, Parr C L, Abbot K L (Eds.). *Ant Ecology*, Oxford University Press, New York. p.77-96.
- Pereira M P S, Queiroz J M, Valcarcel R, Mayhé-Nunes A J (2007). Fauna de formigas como ferramenta para monitoramento de área de mineração reabilitada na ilha da madeira, Itaguaí, RJ. *Ciência Florestal*, 17(3):197-204.
- Pereira-Silva E F L, Hardt E, Aidar M P M, Joly C A (2011). Sucessão Ecológica e o uso de nitrogênio em florestas tropicais. *Revista Interciência & Sociedade*, 1:149-159.
- Petersen H (2000). Collembola populations in an organic crop rotation: population dynamics and metabolism after conservation clover-grass ley to spring barley. *Pedobiologia*, 44:505-515.
- Peterson A T, Soberón J, Pwarson R G, Anderson R P, Martínez-Meyer E, Nakamura M, Araújo M B (2011). Ecological niches and geographic distributions. *Monographs in Population Ecology*, 49: 314p.
- Philpott S M, Perfecto I, Armbrrecht I, Parr C L (2010). Ant Diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. *In*: Agosti D, Majer J D, Alonso L E & Schultz T R (Eds). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, USA. p.35-44.
- Ré T M (2007). O uso de formigas como bioindicadores no monitoramento ambiental de revegetação de áreas mineradas. Tese de Doutorado, Poli – USP, São Paulo, p.244.
- Read J L, Andersen A N (2000). The value of ants as early warning bioindicators : responses to pulsed cattle grazing at an Australian arid zone locality. *Journal of Arid Environments*, 45:231–251. doi: 10.1006/jare.2000.0634
- Ribas C R, Campos R B F, Schmidt F A, Solar R R C (2012). Ants as Indicators in Brazil : A Review with Suggestions to Improve the Use of Ants in Environmental Monitoring Programs. *Psyche*, 2012. doi:10.1155/2012/636749
- Ricklefs R E (1993). *A economia da natureza*. 3ª Ed., Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, Brasil, p.470.
- Rodrigues R R, Bononi V L R (2008). Introdução. *In* Rodrigues R.R., Joly C.A., Brito M.C.W. de, Paese A., Metzger J.P., Casatti L., Nalon M.A., Menezes M., Ivanauskas N.M., Bolzani V., Bononi V.L.R., coords. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo*. Instituto de Botânica; FAPESP, São Paulo, p. 12-13.

- Rodrigues R R, Gandolfi S, Nave A G, Aronson J, Barreto T E, Vidal C Y, Brancalion P H S (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1605-1613. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.005
- Rodrigues R R, Lima R A F, Gandolfi S, Nave A G (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*. Elsevier Ltd. 142:1242-1251. doi:10.1016/j.biocon.2008.12.008
- Ruitter P C, Neutel A M, Moore J (2005). The balance between productivity and food web structure in soil ecosystems. In: Bardgett R D, Usher M B, Hopkins D W (Eds), *Biological Diversity Function in Soil*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p.139-153.
- Ruiz-Jaen M C, Aide T M (2005). Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*, 13(3):569-577.
- Salamon J, Zaitsev G A S, Wolters V (2008). Soil macrofaunal response to forest conversion from pure coniferous stands into semi-natural montane forests. *Animals*, 40:491-498. doi:10.1016/j.apsoil.2008.07.004
- Sanders D, van Veen F J F (2011). Ecosystem engineering and predation: the multi-trophic impact of two ant species. *Journal of Animal Ecology*, 80(3):569-576.
- Santorufu L, van Gestel C A M, Rocco A & Maisto G (2012). Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, 161:57-63.
- Schmidt F A, Ribas C R, Schoereder J H (2013). How predictable is the response of ant assemblage to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators*, 24:158-166.
- Schmidt F A, Ribas C R, Schoereder J H (2007). Resposta da riqueza de espécies de formigas a um gradiente de sucessão. *Biológico*, 69:271-274.
- Schnitzer A S, Carson W P (2010). Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. *Ecology Letters*, 13:849-857.
- Schowalter T D (2011). *Insect Ecology: An Ecosystem Approach* (3^aed.). Elsevier, p.633.
- Scultz T R, McGlynn T P (2000). The Interactions of Ants with Other Organisms. In: Agosti D, Majer J D, Alonso L E, Schultz T R (Eds). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, USA. p.35-44.
- Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (2005). *Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo*. São Paulo, p.200.
- Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (2006). *Relatório de qualidade ambiental do Estado de São Paulo*. São Paulo, p.498.
- Siddique I, Engel V L, Parrotta J A, Lamb D, Nardoto G B, Ometto J P H B, Martinelli L A, *et al.* (2008). Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. *Biogeochemistry*, 88(1), 89-101. doi:10.1007/s10533-008-9196-5
- Silva R R, Brandão C R F (2010). Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. *Ecological Monographs*, 80(1):107-124.
- Silva R R, Brandão C R F, Feitosa R M, Scott-Santos C P (2007). Riqueza, composição e caracterização do espaço morfológico da fauna de formigas de serapilheira ao longo da Mata Atlântica. *Biológico*, 69:289-290.
- Silva R R, Feitosa R S M, Eberhardt F (2007). Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 240(1-3):61-69. doi:10.1016/j.foreco.2006.12.002

- Silvestre R, Brandão C R F, Silva R R (2003). Grupos funcionales de hormigas: el caso de los grêmios del Cerrado. *In* Fernández F. (Ed). Introducción a las hormigas da región Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.p.113-148.
- Silvestre R, Demétrio M F, Delabie J H C (2012). Community Structure of Leaf-Litter Ants in a Neotropical Dry Forest: A Biogeographic Approach to Explain Betadiversity. *Psyche: A Journal of Entomology*, 2012, 1-15. doi:10.1155/2012/306925
- Silvestre R, Silva R. R. 2001. Guildas de formigas da Estação Ecológica Jataí, Luis Antônio – SP – sugestões para aplicação de guildas como bio-indicadores ambientais. *Biotemas*, 14 (1):37-69.
- Silvestre R, Silva F G, Paula S M, Ramos L A, Fernandes W D (2007). Formigas como indicadores ecológicos do manejo e conservação da mata cilicar do Rio Dourado, Mato Grosso do Sul. *Biológico*, 69(S2):43-48.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Solé R V, Bascompte J (2006). Self-Organization in Complex Ecosystems: Monographs in Population Biology, v.42. Princeton University Press, New Jersey, 373p.
- Song W, Chen S, Wu B, Zhu Y, Zhou Y, Li Y, Cao Y (2012). Vegetation cover and rain timing co-regulate the responses of soil CO₂ efflux to rain increase in an arid desert ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 49, 114-123. doi:10.1016/j.soilbio.2012.01.028
- Stamou G P, Argyropoulou M D, Tsiafouli M A, Monokrousos N, Sgardelis S P, Papatheodorou E M (2011). The study of secondary successional patterns in soil using network analysis: the case of conversion from conventional to organic farming. *Podebiologia*, 54:253-259.
- Steiner F M, Crozier R H, Schlick-Steiner B C (2010). Colony Structure. *In* Lach L, Parr C L, Abbot K L (Eds.). *Ant Ecology*, Oxford University Press, New York. p.177-193.
- Steiner F M, Schlick-Steiner B C, Moder K, Bruckner A, Christian E (2005). Congruence of data from different trapping periods of ant pitfall catches (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 46:105-116.
- Swift M J, Bignell D E, Moreira F M S, Huising E J (2008). The Inventory of Soil Biological Diversity: Concepts and General Guidelines. *In*: Moreira F M S, Huising E J, Bignell D E (Eds). *A Handbook of Tropical Soil Biology*. Earthscan, London, UK, p.1-16.
- ter Braak C J F (1995). Ordination. *In*: Jongman R H G, ter Braak C J F; van Tongeren O F R (Eds.). *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambrigde University Press, Cambrigde. p.91-173.
- Thies J E & Grossman J M (2006). The soil habitat and soil ecology. *In* Uphoff N., Ball A.S., Fernandes E., Herren H. Husson O. Laing M, Palm C., Pretty J., Sanchez P.A., Saringa N. & Thies J.E. (Eds). *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems*, CRC Press, Boca Raton, FL, p.59-78.
- Trager J C (1991). A revision of the fire ants, *Solenopsis geminate* group (Hymenoptera:Formicidae: Myrmicinae). *Journal of the New York Entomological Society*. v. 99. n.2, p.141-198.
- Vargas A B, Queiroz J M, Mayhé-Nunes A J (2009b). Espaçamento entre armadilhas influencia a composição, riqueza e diversidade de espécies de formigas de serapilheira?. *Biológico*, v.69, Suplmento 2.
- Vargas A B, Queiroz J M, Mayhé-Nunes A J, Folly-Ramos E, Orsolon G S (2009a). Comparação de duas técnicas de coleta para testar a regra de equivalência energética utilizando formigas de serapilheira. *Biológico*, v.69, Suplmento 2.
- Vasconcelos H L (1999). Effects of forest disturbance on struncture of ground-foraging ant communities in Central Amazônia. *Biodiversity and Conservation*, 8:409-420.

- Vasconcelos H L, Leite M F, Vilhena J M S, Lima A P, Magnusson W E (2008). Ant diversity in an Amazonian savanna: Relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants. *Austral Ecology*, 33: 221-231.
- Vasconcelos H L, Vilhena J M S, Magnusson W E, Albernaz A L K N (2006). Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *J Biogeogr* 33:1348–1356
- Verheyen K, Honnay O, Motzkin G, Hermy M, Foster D R (2003). Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91:563–577.
- Veronique C A V, Ruijven JV, Berg M P, Peeters E T H M, Berendse F (2011). Macro-detritivore identity drives leaf litter diversity effects. *Oikos*, 120:1092-1098.
- Walker L R, Walker J, del Moral R (2007). Forging a New Alliance Between Succession and Restoration *In* Walker, L.R., Walker, J. and Hobbs, R.J. (eds). *Linking Restoration and Ecological Succession*, Ed. Springer, p. 1-16.
- Wall D A, Fitter A H, Paul E A (2005). Developing new perspectives from advances in soil biodiversity research. *In*: Bardgett R D, Usher M B, Hopkins D W (Eds), *Biological Diversity Function in Soil*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p.1-27.
- Ward P S (2010). Taxonomy, Phylogenetics, and Evolution. *In* Lach L, Parr C L, Abbot K L (Eds.). *Ant Ecology*, Oxford University Press, New York. p.3-17.
- Wardle D A (2005). How plant communities influence decomposer communities. *In*: Bardgett R D., Usher M B, Hopkins D W (Eds), *Biological Diversity Function in Soil*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p.119-138.
- Wardle D A, Peltzer D A (2007). Aboveground-Belowground Linkages, Ecosystem Development, and Ecosystem Restoration. *In* Walker, L.R., Walker J, and Hobbs R J (eds). *Linking Restoration and Ecological Succession*, Ed. Springer, p.45-68
- Wilson E O (2003). Pheidole in the New World: A Dominant, Hyperdiverse Ant Genus. *Harvard College, USA*, p.565.
- Wilson K A, Lulow M, Burger J, Fang Y C, Andersen C, Olson D, O'Connell M, *et al.* (2011). Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 715-725. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.01975.x
- Wirth R, Meyer S T, Almeida W R, Araújo M V, Barbosa V S, Leal I R (2007). Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *J. Trpo Ecol* 23:501-507.
- Xavier G R, Zilli J E, Silva F V, Silles J F, Rumjanek N G (2005). O papel da Ecologia Microbiana e da Qualidade do Solo na Sustentabilidade dos Agroecossistemas. *In* Aquino A.A. & Assis R.L. (Eds). *Processos Biológicos no Sistema Solo-Planta*, Embrapa, Brasília-DF, Brasil, p.29-46.
- Yan S, Singh A N, Fu S, Liao C, Wang S, Li Y, Cui Y, Hu L (2012). *Soil Biology & Biochemistry* 47:158-165.
- Zhao J, Wang X, Shao Y, Xu G, Fu S (2011). *Soil Biology & Biochemistry* Effects of vegetation removal on soil properties and decomposer organisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(5), 954-960. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.soilbio.2011.01.010

Anexo I – Informações complementares ao Capítulo I

Figura A-I.1. Biomassa da serapilheira, dominância arbórea, densidade arbórea e área basal por indivíduo encontrados em reflorestamentos com diferentes idades de plantio e remanescentes de mata estacional semidecidual ordenados por Análise e Componentes Principais. R₁, R₂ e R₃ – áreas de recuperação florestal em estágios progressivo de desenvolvimento. F₁ e F₂ – áreas de fragmento florestal.

Figura A-I.2. Aspectos gerais de um reflorestamento em estágio inicial de desenvolvimento (R₁).

Figura A-I.3. Aspectos gerais de um reflorestamento em estágio intermediário de desenvolvimento (R_2)

Figura A-I.4. Aspectos gerais de um reflorestamento em estágio avançado de desenvolvimento (R_3)

Figura A-I.5. Aspectos gerais de um remanescente florestal de mata estacional semidecidual (F)

Figura A-I.6. Localização geográfica dos reflorestamentos (R_1 , R_2 , R_3) e dos remanescentes florestais (F). Fonte Google Earth (2012)

Anexo II: Informações complementares ao Capítulo II

Figura A-II.1. Ordenação das comunidades edáficas e epígeas provenientes em diferentes estações climáticas, amostradas em reflorestamentos e remanescentes florestais, segundo similaridade da composição de espécies medida por Jaccard e analisadas por Agrupamentos Hierárquicos. M1 – serapilheira da estação chuvosa; M2 – serapilheira da estação seca; M3 – solo da estação chuvosa; M4 – solo da estação seca; M5 – serapilheira de ambas as estações; M6 – solo de ambas as estações; M7 – serapilheira e solo da estação chuvosa; M8 – serapilheira e solo da estação seca; R1, R2 e R3: reflorestamentos em progressivos estádios de desenvolvimento; F: remanescente florestal; MG: localizado na região de Mogi-Guaçu; RP: localizado na região de Ribeirão Preto

Figura A-II.2. Ordenação das comundiades edáficas e epígeas provenientes em diferentes estações climáticas, amostradas em reflorestamentos e remanescentes florestais, segundo semelhança estrutural medida por distâncias Euclidianas e analisadas por Agrupamentos Hierárquicos. M1 – serapilheira da estação chuvosa; M2 – serapilheira da estação seca; M3 – solo da estação chuvosa; M4 – solo da estação seca; M5- serapilheira de ambas as estações; M6 – solo de ambas as estações; M7 – serapilheira e solo da estação chuvosa; M8 – serapilheira e solo da estação seca; R1, R2 e R3: reflorestamentos em progressivos estádios de desenvolvimento; F: remanescente florestal; MG: localizado na região de Mogi-Guaçu; RP: localizado na região de Ribeirão Preto

Figura All-3. Resposta das morfo-espécies da comunidade edáfico-epígea amostrada em reflorestamentos com diferentes idades de plantio e remanescentes de mata estacional semi-decidual localizados nas bacias dos rios Pardo e Mogi-Guaçu, segundo Análise de correspondência processada para dados de abundância. R₁, R₂ e R₃ – reflorestamentos em sucessivos estádios de desenvolvimento; F – remanescentes florestais; MG – Região de Mogi-Guaçu; RP – Região de Ribeirão Preto.

Anexo III: Informações complementares do Capítulo III

Tabela A-IV.1. Lista das principais espécies e morfo-espécies encontradas em reflorestamentos e remanescentes florestais localizados nas baías hidrográficas do Rio Pardo e Rio Mogi-Guaçu.

Sub família	Tribo	Gênero e espécie	I	B
Amblyoponinae	Amblyoponini	<i>Stigmatomma elongata</i>	-	+
		<i>Dolichoderus bispinosus</i>	+	+
Dolichoderinae	Dolichoderini	<i>Dorymyrmex</i> sp.01	-	+
		<i>Linepithema neotropicum</i>	+	-
		<i>Linepithema</i> sp.01	+	-
		<i>Tapinoma melanocephalum</i>	+	+
		<i>Tapinoma</i> sp.(rainha)	-	+
Ecitoninae	Ecitonini	<i>Neivamyrmex</i> sp.01	-	+
		<i>Ectatomma brunneum</i>	+	-
Ectatomminae	Ectatommini	<i>Ectatomma edentatum</i>	+	-
		<i>Ectatomma permagnum</i>	+	-
		<i>Ectatomma tuberculatum</i>	+	-
		<i>Gnamptogenys</i> sp.(rainha)	-	+
		<i>Gnamptogenys</i> sp.01	-	+
		<i>Gnamptogenys striatula</i>	+	+
		<i>Typhlomyrmecini</i>	-	+
Formicinae	Camponotini	<i>Camponotus agra</i>	+	+
		<i>Camponotus albicoxis</i>	+	-
		<i>Camponotus blandus</i>	+	-
		<i>Camponotus fastigatus</i>	+	-
		<i>Camponotus melanoticus</i>	+	+
		<i>Camponotus renggeri</i>	+	-
		<i>Camponotus rufipes</i>	+	-
		<i>Camponotus sexguttatus</i>	+	-
		<i>Camponotus</i> sp.01	+	+
		<i>Camponotus</i> sp.02	+	-
		<i>Camponotus</i> sp.03	+	-
		<i>Camponotus</i> sp.04	+	-
		<i>Camponotus</i> sp.05	+	-
		<i>Camponotus</i> sp.06	-	+
		<i>Camponotus</i> sp.07	-	+
	Plagiolepidini	<i>Brachymyrmex</i> sp.01	+	-
		<i>Brachymyrmex</i> sp.02	+	+
		<i>Brachymyrmex</i> sp.03	+	+
		<i>Brachymyrmex</i> sp.04	+	-
		<i>Nylanderia</i> sp.01	+	+
		<i>Nylanderia</i> sp.02	+	+
		<i>Nylanderia</i> sp.03	-	+
		<i>Nylanderia</i> sp.04	-	+

Tabela A-IV.1. *Continuação*

Sub família	Tribo	Gênero e espécie	I	B
Heteroponerinae	Heteroponerini	<i>Heteroponera microps</i>	-	+
Myrmicinae	Attini	<i>Acromyrmex</i> sp.01	+	+
		<i>Atta sexdens</i>	+	+
		<i>Cyphomyrmex</i> gr. Rimosussp.01	-	+
		<i>Cyphomyrmex</i> gr. Rimosussp.02	-	+
		<i>Mycocepurus smithii</i>	+	+
		<i>Mycocepurus</i> sp.01	+	-
		<i>Sericomyrmex</i> p.01	+	-
		<i>Trachymyrmex</i> p.01	+	+
	Basicerotini	<i>Octostruma</i> sp.01	-	+
	Blepharidattini	<i>Wasmannia auropunctata</i>	+	+
		<i>Wasmannia</i> sp.01	+	-
		<i>Wasmannia</i> sp.02	-	+
	Cephalotini	<i>Cephalotes pusillus</i>	-	+
		<i>Cephalotes</i> sp.01	+	-
		<i>Cephalotes</i> sp.02	+	-
	Crematogastrini	<i>Crematogaster</i> sp.01	+	-
		<i>Crematogaster</i> sp.02	-	+
		<i>Crematogaster</i> sp.03	-	+
	Dacetini	<i>Pyramica denticulata</i>	-	+
		<i>Pyramica subedentata</i>	+	+
		<i>Strumigenys elongata</i>	-	+
		<i>Strumigenys</i> sp.01	-	+
	Formicoxenini	<i>Cardiocondyla</i> sp.01	+	-
	Myrmicini	<i>Hylomyrma reitteri</i>	-	+
	Pheidolini	<i>Pheidole</i> gr.Flavens sp.01	+	+
		<i>Pheidole</i> sp.01	+	-
		<i>Pheidole</i> sp.02	+	-
		<i>Pheidole</i> sp.03	+	-
		<i>Pheidole</i> sp.04	+	+
		<i>Pheidole</i> sp.05	+	-
		<i>Pheidole</i> sp.06	+	-
		<i>Pheidole</i> sp.07	+	+
		<i>Pheidole</i> sp.08	+	+
		<i>Pheidole</i> sp.09	-	+
		<i>Pheidole</i> sp.10	-	+
		<i>Pheidole</i> sp.11	-	+
		<i>Pheidole</i> sp.12	-	+
		<i>Pheidole</i> sp.13	-	+
		<i>Pheidole</i> sp.14	-	+
		<i>Pheidole</i> sp.15	-	+

Tabela A-IV.1. *Continuação*

Sub família	Tribo	Gênero e espécie/morfo-espécie	I	B
Myrmicinae	Solenopsidini	<i>Carebara</i> sp.01	-	+
		<i>Megalomyrmex driftii</i>	-	+
		<i>Solenopsis invicta</i>	+	-
		<i>Solenopsis</i> sp.01	+	+
		<i>Solenopsis</i> sp.02	+	-
		<i>Solenopsis</i> sp.04	-	+
		<i>Solenopsis</i> sp.05	-	+
		<i>Solenopsis</i> sp.06	-	+
		<i>Solenopsis</i> sp.07	-	+
	Stenammini	<i>Rogeria</i> sp.01	-	+
Ponerinae	Ponerini	<i>Hypoponera</i> sp.01	+	+
		<i>Hypoponera</i> sp.02	-	+
		<i>Hypoponera</i> sp.03	-	+
		<i>Hypoponera</i> sp.04	-	+
		<i>Odontomachus chelifer</i>	+	-
		<i>Odontomachus meinerti</i>	-	+
		<i>Odontomachus</i> sp.01	+	+
		<i>Odontomachus</i> sp.02	-	+
		<i>Pachycondyla obscuricornis</i>	+	-
Pseudomyrmecinae	Pseudomyrmecini	<i>Pachycondyla striata</i>	+	+
		<i>Pseudomyrmex</i> gr. <i>Gracilis</i> sp.01	+	+
		<i>Pseudomyrmex</i> sp.01	+	+
		<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	+	+

Figura AIII-1. Espécies e morfo-espécies selecionadas como bioindicadoras.

Figura A-III.1: Continuação

Figura AIII-1. Espécies e morfo-espécies selecionadas como bioindicadoras.