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

**Artrópodos e suas relações de herbivoria como bioindicadores nos
primeiros estágios de uma recomposição de floresta estacional
semidecidual em Ribeirão Preto, SP**

Mara Patrícia Pais

**Tese apresentada à Faculdade de
Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão
Preto da USP, como parte das exigências
para a obtenção do título de Doutor em
Ciências, Área de Entomologia.**

Ribeirão Preto – SP

2003

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

**Artrópodos e suas relações de herbivoria como bioindicadores nos
primeiros estágios de uma recomposição de floresta estacional
semidecidual em Ribeirão Preto, SP**

Mara Patrícia Pais

**Tese apresentada à Faculdade de
Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão
Preto da USP, como parte das exigências
para a obtenção do título de Doutor em
Ciências, Área de Entomologia.**

Orientadora:

Profa Dra Elenice Mouro Varanda

Ribeirão Preto – SP

2003

Aprovada em: 11/07/2003

Comissão Julgadora

Profa Dra Elenice Mouro Varanda (FFCLRP/USP)

Prof. Dr Alexandre Adalardo de Oliveira (FFCLRP/USP)

Prof. Dr Odair Aparecido Fernandes (UNESP)

Profa Dra Benedita Aglai Oliveira da Silva (UFRJ)

Prof Dr Júlio Neil Cassa Louzada (UFLA)

**A Maria Aparecida e a Eurydes, a
quem devo tudo o que sou, dedico.**

Agradecimentos

Agradeço a todos aqueles que, direta ou indiretamente, auxiliaram na conclusão desta tese, em especial ...

A Elenice, pela orientação, amizade e convívio compartilhado;

Aos colegas de laboratório Analúcia, Olga, Cleide, Cláudia, Alexandre, Yumi, Maura, e principalmente Ricardo, pela troca de idéias e ajuda ns momentos de aperto;

A Milton Leandro e Edílson, maravilhosos companheiros no trabalho de campo;

A Eliana, David, Edinaldo, Zé Guilherme, José Augusto e Marco Aurélio, queridos colegas do IBAMA, cujo “empurrão” foi decisivo na etapa final do trabalho;

Ao Prof. Kleber Del-Claro, pelas opiniões sobre o projeto inicial;

Ao Prof Alexandre Martinez pela opinião sobre as análises estatísticas previstas no projeto;

Ao Prof. Alexandre A. Oliveira, pela troca de idéias e de bibliografia;

Ao Prof. Carlos, pelo apoio nos textos de congresso;

Ao Prof. Eduardo (Faculdade de Medicina) por ceder material para a purificação dos taninos;

A Profa Ann Hagerman por elucidar minhas dúvidas a respeito da quantificação dos taninos;

Ao Prof. João Atílio, pelo total apoio nas liofilizações;

A Prof Silvana, pela colaboração principalmente na área de microscopia;

A todos que ajudaram na identificação do material coletado, em especial Bel (dípteros), Nicolas e Patrícia (formigas), Sidney (hymenópteros), Prof. Reginaldo Constantino (cupins), Profa Sônia Fraga (baratas), Prof Mielke (lepidópteros);

Ao Sr Alberto, proprietário da Fazenda Santa Adelaide, pela permissão de realizar as coletas em sua área de reserva;

Ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia, nas pessoas de Renata, Profa Zilá e Prof. Carlos Garófalo, pelas condições oferecidas;

A FAPESP e CAPES, pelo apoio financeiro.

Aos meus pais e irmãos pelo inestimável incentivo.

Sumário

Resumo

Abstract

Capítulo 1

Introdução: a recomposição de florestas.....	1
1. Um bioma ameaçado.....	2
2. Reflorestar, recuperar ou restaurar? As questões metodológicas e a terminologia.....	3
3. Recuperação da fauna e das interações.....	5
4. Os insetos na recuperação.....	6
5. Busca de indicadores na Floresta da USP/RP.....	8
6. Referências bibliográficas.....	9

Capítulo 2

As estruturas das comunidades vegetais da Floresta da USP e da Mata da Fazenda de Santa Adelaide	12
1. Introdução.....	13
O município de Ribeirão Preto.....	13
A Floresta da USP.....	15
2. Material e métodos.....	20
3. Resultados.....	21
4. Discussão.....	32
5. Referências bibliográficas.....	34

Capítulo 3

Recolonização por artrópodos epígeos.....	36
1. Introdução.....	37
2. Material e métodos.....	48
3. Resultados.....	41
4. Discussão.....	50
5. Referências bibliográficas.....	51

Capítulo 4

Composição e estrutura da comunidade de artrópodos de copa.....	54
1. Introdução.....	55

2. Material e métodos.....	56
3. Resultados.....	61
4. Discussão.....	68
5. Referências bibliográficas.....	70

Capítulo 5

As relações de herbivoria e algumas características foliares na recomposição.....	72
1. Introdução.....	73
2. Material e métodos.....	75
Herbivoria no dossel.....	76
Qualidade da planta hospedeira e a herbivoria.....	78
3. Resultados.....	79
Herbivoria no dossel.....	79
Qualidade da planta hospedeira e herbivoria.....	93
4. Discussão.....	102
5. Referências bibliográficas.....	106

Capítulo 6

Considerações finais.....	110
Referências bibliográficas.....	114

Resumo

Pais, M. P. 2003. **Artrópodos e duas relações de herbivoria como bioindicadores nos primeiros estágios de uma recomposição de floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto, SP.** – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto. 115 p.

Em 1998 iniciou-se no *campus* da USP de Ribeirão Preto, SP, um projeto recuperação florestal intitulado "Floresta da USP", com o propósito de recompor, numa área de 75 ha, a floresta estacional semidecidual, um dos tipos de vegetação nativa da região. O presente estudo teve como objetivo avaliar as principais modificações que se processam neste novo habitat nos primeiros anos seguidos ao plantio, utilizando a comunidade de artrópodos e as relações de herbivoria como bioindicadores. Inicialmente, foram avaliados alguns parâmetros da estrutura do habitat em quatro sub-áreas com idades diferentes, comparando-as com um remanescente de floresta nativa existente nas proximidades. Entre estes mesmos locais, foi comparada a comunidade de artrópodos epígeos através de análise multivariada, buscando relacioná-las com variáveis ambientais. Além disso, numa das áreas foi acompanhada a dinâmica da comunidade de artrópodos associada à seis espécies vegetais (três pioneiras e três tardias), por dois anos consecutivos. Nas mesmas espécies vegetais utilizadas para a amostragem de artrópodos, foram avaliados os níveis de herbivoria e algumas características vegetais que poderiam influenciar na preferência por insetos herbívoros. Ficou demonstrado que as maiores transformações do habitat recomposto ocorrem nos dois primeiros anos seguidos ao plantio. As principais variáveis do habitat relacionadas com a fauna de artrópodos epígeos foram a altura da vegetação, presença de gramíneas invasoras e presença de um terceiro estrato arbóreo, exclusivo da mata nativa. Apesar de muito dissimilares da comunidade da mata, as comunidades das sub-áreas da Floresta da USP mostram uma tendência de se aproximarem da existente na mata de acordo com o tempo transcorrido após o plantio. Em relação à fauna de dossel, embora não se tenha observado diferença na riqueza, abundância e diversidade geral entre os dois anos seguidos ao plantio, foi detectada uma grande dissimilaridade de espécies e uma profunda reestruturação da abundância de organismos dentro das guildas. As formigas, tanto por sua abundância como riqueza, tiveram grande participação dentro das diversas variáveis da comunidade analisadas e, entre elas, as formigas

cortadeiras foram também responsáveis por uma grande elevação nos níveis de herbivoria do primeiro para o segundo ano de acompanhamento, tanto em espécies iniciais quanto tardias.

Palavras-chave: floresta atlântica, restauração florestal, artrópodos, *Atta*, herbivoria

Abstract

Pais, M. P. 2003. **Arthropods and its herbivory relationships as bioindicators in the first stages after restoration of a semideciduous estational forest area.** Tese de doutorado – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto. 115 p.

In 1998 a recomposition project named "Floresta da USP" was started at the USP *campus* in Ribeirão Preto, SP, aiming at recovering a 75 ha area with the regional native vegetation, the seasonal semideciduous forest. This study evaluated the main changes that occurred in this new habitat during the first years after planting, considering the arthropod community and the herbivory relationships as bioindicators. We measured some habitat structure parameters at four sites of different ages, contrasting them to the same parameters measured at a local forest patch. The epigeous arthropod community was compared among sites using multivariate analysis, including several environmental variables. We also monitored the community dynamics of arthropods, herbivory levels and leaf physical chemical characteristics of six plant species (3 pioneers and 3 late successional) at one of the sites during two years as well as the main leaf variables that could have some effect on the herbivore preferences. Results indicated great changes in the first years of recomposition. Vegetation height, presence of alien grasses, and presence of a third stratum at the forest patch were the principal habitat features related to the epigeous arthropod community. Despite the high dissimilarity, arthropod community of recomposed sites had a tendency of reducing this dissimilarity over time in relation to the forest. Richness, abundance, and diversity of canopy arthropod community were not different between the two years. However, a high species dissimilarity was detected and a strong guild rearrangement concerning abundance from one year to another. There was a high number of species and individuals. Leaf-cutting ants were important to the ecosystem dynamics due to the high levels of herbivory imposed to several plant species.

Keywords: atlantic forest, forest ,restoration, arthropods, *Atta*, herbivory

Capítulo 1

Introdução

A Recomposição de Florestas

1. Um bioma ameaçado

O Domínio da Mata Atlântica é um mosaico de ecossistemas do qual fazem parte a floresta ombrófila densa, a floresta ombrófila mista e a floresta estacional semidecidual, entre outros. Esse bioma, que originalmente cobria a faixa litorânea brasileira desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul e interior de Minas Gerais, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, com cerca de 100 milhões de hectares de extensão, atualmente possui apenas 5% de florestas primárias (Fig. 1), caracterizando-se como o mais ameaçado de extinção dentre os biomas florestais tropicais do mundo (Brown & Brown 1992 *apud* Reis *et al.* 1999). Essa situação é alarmante, visto que tal recurso natural se destaca por sua alta diversidade, possuindo mais de 20.000 espécies de plantas catalogadas. Cerca de 50% das espécies arbóreas e 40% das espécies vegetais não arbóreas são endêmicas, ou seja, só ocorrem neste bioma (Joly *et al.* 1991 *apud* Almeida 2000).

Figura 1. Distribuição da Floresta Atlântica em todo o território brasileiro.

Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica / INPE / ISA (1998).

Na área antes ocupada pela floresta atlântica, hoje se situam grandes cidades e indústrias, além de grande concentração de atividade agrícola e pecuária. Esta área gera 80% do PIB brasileiro e nela vivem mais de 50% da população brasileira (Consórcio Mata Atlântica /UNICAMP 1992 *apud* Almeida 2000). Infelizmente, no Estado de São Paulo, o quadro de devastação não é diferente daquele existente no restante do país (Fig. 2) e o mesmo pode ser dito da região de Ribeirão Preto.

Figura 2. Distribuição da Floresta Atlântica no Estado de São Paulo. Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica / INPE / ISA (1998).

2. Reflorestar, recuperar ou restaurar? As questões metodológicas e a terminologia

A degradação florestal traz como conseqüências a exaustão do solo, assoreamento, desaparecimento de cursos d'água e nascentes e a destruição da biodiversidade. Em vista disso, faz-se necessário não apenas proteger os ecossistemas florestais remanescentes, como também recompor a vegetação em áreas estratégicas como encostas e ao longo de cursos d'água. Além disso, é importante também criar ligações entre fragmentos florestais, ligações estas que funcionem como corredores para o intercâmbio de material genético entre as populações animais e vegetais.

Vários termos têm sido adotados para designar os vários tipos de recuperação florestal (Rodrigues & Gandolfi 2000, Almeida 2000, Bradshaw 1997) que geralmente estão relacionados com a destinação final da área, bem como com o seu grau de degradação, e a conseqüente intensidade da ação antrópica necessária para reverter a situação de degradação. Segundo Rodrigues & Gandolfi (2000), por exemplo, denomina-

se restauração a recuperação de um ecossistema que foi submetido a uma perturbação não muito intensa e que ainda tem a capacidade de se recuperar dos efeitos negativos sem grandes intervenções antrópicas, capacidade esta chamada resiliência. Com essas intervenções, o ecossistema retornaria às condições próximas às originais ou a um “estado estável alternativo”. Por outro lado, em ecossistemas muito degradados, onde a resiliência é praticamente nula, a recuperação só é possível com forte intervenção antrópica e é denominada reabilitação. O termo reflorestamento não é adequado, pois está muito associado a monocultura comercial de espécies florestais como *Pinus* e *Eucalyptus*.

Terminologia à parte, é consenso que, em ambientes que sofreram perturbações prolongadas, a restauração da condição original é praticamente impossível. Apesar de todo o esforço das pesquisas em restauração florestal, despendido principalmente nos últimos anos, ainda não se sabe como “recriar” a fauna e flora de um determinado local ou, talvez, o tempo necessário para que a floresta replantada atinja tal ponto seja demasiadamente longo, de modo que ainda não foi possível presenciar tal feito. Assim, sempre que se usa o termo restauração, deve-se pensá-lo no sentido mais amplo, ou seja, a reconstrução do ecossistema com as características funcionais desejáveis, embora não seja este exatamente o mesmo sistema de referência original (Urbanska *et al.* 1997). Neste trabalho, entretanto, o termo restauração não se aplica, uma vez que o ecossistema aqui tratado não apresentava mais nenhuma resiliência. Portanto, os termos recuperação e recomposição serão aqui utilizados como sinônimo de reabilitação, que é o termo que melhor define o objeto deste estudo.

Almeida (2000) numa pequena revisão do histórico da recuperação ambiental no Brasil, afirma que o primeiro registro de recuperação de áreas foi o plantio da floresta da Tijuca, no Rio de Janeiro, em 1886, utilizando uma mistura de espécies exóticas e algumas nativas. Porém, foi apenas a partir da década de 1980 que realmente se iniciaram projetos de recuperação florestal no Brasil. No entanto, esses projetos utilizavam poucas espécies vegetais e, na maioria dos casos, exóticas dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus*.

A partir do final dos anos 80 foram surgindo novos modelos, que passaram a valorizar o plantio heterogêneo empregando espécies nativas autóctones, detectadas através de inventários nas florestas remanescentes da região (Almeida 2000). Além disso, passou-se a considerar a classificação das espécies de acordo com seu status sucessional, classificação esta proposta pela primeira vez por Budowski (1965). Baseado nos padrões observados em florestas tropicais, esse autor dividiu as espécies arbóreas em quatro grupos sucessionais: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e

climáticas. As espécies pioneiras desenvolvem-se rapidamente em locais ensolarados, abertos, geralmente são em pequeno número de espécies por ecossistema, porém em alta densidade. As espécies secundárias iniciais são tolerantes ao sombreamento parcial e costumam ocorrer em menor densidade. Por outro lado, as secundárias tardias e climáticas desenvolvem-se bem mesmo quando totalmente sombreadas, condição típica do sub-bosque de uma floresta tropical. Com base nesta classificação, os projetos de recomposição passaram a combinar espécies destes diferentes grupos da sucessão ecológica, distribuídos numa relação percentual como, por exemplo, a proposta por Crestana *et al.* (1993) de 50:25:15:10 - pioneiras: secundárias iniciais: secundárias tardias: clímaxes.

A tendência atual é seguir esse modelo, com pequenas variações apenas na proporção entre os diferentes grupos conforme as peculiaridades de cada tipo de vegetação e das condições logísticas. Em alguns casos, opta-se por plantar as secundárias tardias e climáticas apenas após o desenvolvimento das pioneiras e secundárias iniciais. Em outras situações, os indivíduos de todos os grupos são plantados ao mesmo tempo. Como as pioneiras e secundárias iniciais têm ciclo de vida curto, de 10 a 30 anos, acabam sendo substituídas, ao longo do tempo, pelas secundárias tardias e climáticas, ficando então restritas às bordas e clareiras (Almeida 2000).

Como já mencionado, o ecossistema de áreas desflorestadas apresenta baixa resiliência, isto é, o retorno ao estado anterior pode não ocorrer ou ser extremamente lento, levando para isso 60 anos ou mais. Com o emprego de combinações de espécies de diferentes grupos ecológicos, visa-se, sobretudo, acelerar o processo de sucessão secundária e a conseqüente redução do tempo de formação dessa vegetação para 10 a 15 anos (Crestana *et al.* 1993).

3. Recuperação da fauna e das interações

Reis *et al.* (1999) propõem que o conceito de recuperação através da sucessão seja ampliado, levando em consideração não apenas a sucessão da flora, mas também do solo, da microflora e da fauna. Em relação a esta última, ressaltam a importância das interações planta-animal, afirmando que, se não levarmos em conta estas interações, a recuperação de áreas degradadas será sempre utópica, pois não promoverá a biodiversidade, o equilíbrio ecológico e o desenvolvimento sustentável.

No Brasil, raramente a fauna é considerada nos projetos e estudos de recuperação florestal. Mesmo entre as publicações internacionais relacionadas à

restauração ecológica, apenas 6% abordam a participação dos animais silvestres (Majer 1997). Mesmo nesses poucos estudos, a atenção é geralmente voltada para os agentes polinizadores e dispersores de sementes (Carvalho 2000, Almeida 2000, Handel 1997). De fato, a presença desses organismos é de importância crucial para a sustentabilidade do ecossistema. Sem os polinizadores, uma porção significativa das espécies vegetais é incapaz de produzir sementes e, portanto, não se reproduz. Os dispersores de sementes, por sua vez, são considerados como os “primeiros arquitetos” do ambiente recuperado, pois sua ação determina quais espécies predominarão na área e como serão distribuídas (Handel 1997). Entretanto, um ecossistema engloba muitas outras funções e processos desempenhados pelos mais diferentes grupos de organismos, cujo restabelecimento deve ser almejado num projeto de recuperação (Tabela 1).

4. Os insetos na recuperação

Uma observação um pouco mais atenta da Tabela 1 nos permite notar que, com exceção da fotossíntese, em todos os processos de um ecossistema sustentável há participação de artrópodos, principalmente insetos dos mais diversos grupos.

Janzen (1987) enumera uma série de características que tornam os insetos tão importantes dentro do ecossistema: constituem o alimento para grande parte da comunidade carnívora; são os principais predadores de sementes e assim influenciam tanto a composição de espécies vegetais como a competição entre as plantas; são os principais polinizadores e específicos o suficiente para não poderem ser substituídos por outros animais; as sementes e frutos resultantes de sua atividade polinizadora constituem um dos principais alimentos no habitat.

Os insetos possuem algumas características que os tornam muito úteis como indicadores ecológicos como o curto período entre gerações, o que resulta numa rápida resposta populacional às mudanças ambientais e a alta densidade e capacidade de reprodução, o que permite uma amostragem intensiva sem que isso acarrete desequilíbrio à comunidade. Schowalter (1995) justifica o uso de artrópodos como indicadores ecológicos pelo fato de constituírem o grupo com maior número de espécies dentro da fauna florestal, além de provocarem grandes efeitos sobre a produtividade e a ciclagem de nutrientes através de suas respostas às mudanças do ambiente. Brown (1997) considera os insetos como excelentes indicadores ambientais por serem organismos pequenos, sempre presentes e muito sensíveis às mínimas modificações do ambiente. Os insetos podem ser melhores indicadores da recuperação de uma comunidade vegetal do que as espécies vegetais por si mesmas, uma vez que a fauna de

Tabela 1. Funções e processos do ecossistema que devem ser estabelecidos numa reabilitação florestal, e alguns dos benefícios e organismos envolvidos nos mesmos (adaptado de Majer 1997).

funções e processos	benefícios	alguns organismos envolvidos
pedogênese	melhora a estrutura do solo	formigas, térmitas, anelídeos
decomposição	ciclagem de nutrientes	miriápodos, colêmbolas, ácaros, anelídeos
atividade das micorrizas	aumento da entrada de nutrientes, em parte estimulado pela fauna do solo	micro-artrópodos do solo
fotossíntese	proporciona cobertura e diversidade, contribui para o ciclo da água	liquens, samambaias, musgos, plantas superiores
herbivoria	limita crescimento excessivo, aumenta a diversidade vegetal	besouros, lagartas entre outros insetos, alguns mamíferos
polinização	possibilita a reprodução vegetal	abelhas, vespas, moscas, aves
dispersão de propágulos	possibilita a dispersão vegetal	formigas, aves, mamíferos
predação / parasitismo	limita as pragas, aumenta a diversidade animal	vespas, moscas, besouros, répteis
outras interações (mutualismos, competição)	limita as pragas, aumenta a diversidade animal e vegetal	formigas – nectários; ácaros – domáceas

insetos é produto tanto da composição quanto da estrutura da comunidade vegetal (Mortimer *et al.* 2000).

O uso de bioindicadores em iniciativas de conservação é um dos itens sugeridos pelo “Center of Applied Biodiversity Science of Conservation International” ou CABS/CI (Lewinsohn 2000). Rodrigues & Gandolfi (2000) citam vários exemplos de uso de indicadores de avaliação e monitoramento, como diversidade, eqüitabilidade; acúmulo, fluxo e ciclagem de nutrientes e de propágulos no solo e na serapilheira; micro e mesofauna do solo; presença e estrutura de grupos faunísticos, etc. Admitem que, no entanto, outros indicadores ainda devem ser incorporados na avaliação e monitoramento de ecossistemas recuperados.

Neste contexto, a entomologia tem muito a contribuir (Pyle *et al.* 1981). Diversos pesquisadores têm utilizado a diversidade e riqueza de determinadas famílias (Kremen 1992, Samways & Steytler 1996, Major *et al.* 1999, Van Rensburg *et al.* 1999) ou mesmo a riqueza, diversidade e estrutura de comunidades inteiras de insetos ou de artrópodos (Schowalter 1995, Deharveng 1996, Hammond & Miller 1998, Kotze & Samways 1999) como parâmetros para se avaliar os efeitos da fragmentação e degradação florestal, bem como a recuperação successional de uma floresta.

5. Busca de bioindicadores na Floresta da USP/RP

O objetivo geral deste trabalho foi caracterizar a fauna de artrópodos associada à uma área de recomposição florestal no *campus* da USP em Ribeirão Preto (Projeto Floresta da USP), bem como as relações de herbivoria.

Como a fauna está diretamente relacionada à vegetação, principalmente à sua estrutura e diversidade, no capítulo 2 será apresentada a caracterização das áreas recompostas abordadas neste estudo, comparando-as com um remanescente florestal.

No capítulo 3, será examinada a dinâmica da comunidade de artrópodos epígeos na Floresta da USP de acordo com o tempo transcorrido após o plantio, novamente comparando-se com os dados obtidos num remanescente florestal. Algumas variáveis relacionadas à estrutura dos habitats serão utilizadas para o melhor entendimento dos fatores mais importantes na distribuição dos artrópodos. Buscar-se-á também detectar as espécies indicadoras, que poderão ser muito úteis no monitoramento da recuperação florestal.

Os artrópodos continuarão a ser abordados no capítulo 4, mas desta vez o enfoque será para os artrópodos associados à copa das árvores, chamados artrópodos

“de dossel”. Será apresentado o resultado de um monitoramento realizado durante dois anos seguidos numa das áreas implantadas, onde se buscou detectar as principais transformações que ocorrem na estrutura da comunidade no período em que a estrutura da vegetação mais se modifica.

O impacto dos artrópodos sobre a vegetação será analisado no capítulo 5, através das relações de herbivoria. Sabe-se que a herbivoria por insetos pode influenciar de modo significativo a sucessão ecológica, uma vez que espécies muito atacadas podem ter suas populações diminuídas em detrimento de outras não tão atrativas aos herbívoros. Os níveis de herbivoria serão relacionados a algumas características químicas e físicas da planta importantes na escolha pelo inseto, tais como teor de nutrientes e de compostos secundários.

Com essa caracterização da vegetação, da fauna de artrópodos e de suas relações de herbivoria, este estudo busca fornecer subsídios para o melhor entendimento do papel do plantio heterogêneo na sucessão ecológica das comunidades de artrópodos em ambiente reflorestado.

6. Referências bibliográficas

- Almeida D. S. 2000. *Recuperação ambiental da mata atlântica*. Ilhéus, Editus, 130 p.
- Bradshaw A. D. 1997. What do we mean by restoration? *In*: Urbanska, K. M.; Webb, N. R. & Edwards, P. J. (eds). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 8-14.
- Brown, K. S. J. 1997. Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais. *In*: Martos, H. L. & Maia, N. B. (coord.). *Indicadores ambientais*. Sorocaba, 266 p.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical American rain Forest species in the light of successional processes. *Rev. Int. de Ciências Agrícolas* 1 (15): 40-42.
- Carvalho, P. E. R. 2000. Técnicas de recuperação e manejo de áreas degradadas. *In*: Galvão A. P. M. (org.). *Reflorestamento - de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais – um guia para ações municipais e regionais*. Brasília, EMBRAPA, p. 251-268.
- Crestana, M. S. M., Toledo Filho D. M. & Campos J. B. 1993. *Florestas - Sistemas de recuperação com essências nativas*. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de SP, Campinas, 60 p.

- Deharveng, L. 1996. Soil Collembola diversity, endemism and reforestation: a case study in the Pyrenees (France). *Conservation biology* 10(1): 74-84.
- Fundação SOS Mata Atlântica/INPE/ISA. 1998. *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período de 1990 a 1995*. <http://www.sosmatatlantica.org.br>. Acesso em 28/02/2000.
- Hammond, P. C. & Miller, J. C. 1998. Comparison of the biodiversity of Lepidoptera within three forested ecosystems. *Conservation Biology and Biodiversity* 91 (3): 323-328.
- Handel, S. N. 1997. The role of plant-animal mutualisms in the design and restoration of natural communities. In: Urbanska, K. M.; Webb, N. R. & Edwards, P. J. (eds). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 111-132.
- Janzen, D. H. 1987. Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it, and how? *Biological Journal of the Linnean Society* 30 (4): 343-356.
- Kotze, D. J. & Samways, M. J. 1999. Invertebrate conservation at the interface between the grassland matrix and natural Afrotropical forest fragments. *Biodiversity and conservation* 8: 1339-1363.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological applications* 2(2): 203-217.
- Lewinsohn, T. M. 2000. Monitoring regional and global changes in biodiversity: challenges for entomologists in the 21st century. *XXI International Congress of Entomology*, Foz do Iguaçu, Brasil, livro I, p. 132.
- Majer, J. D. 1997. Invertebrates assist the restoration process: an Australian perspective. In: Urbanska, K. M.; Webb, N. R. & Edwards, P. J. (eds). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 212-237.
- Major, R. E. ; Smith, D.; Cassis, G.; Gray, M. & Donald J. Colgan. 1999. Are roadside strips important reservoirs of invertebrate diversity? A comparison of the ant and beetle faunas of roadside strips and large remnant woodlands. *Australian Journal of Zoology* 47:611-624.
- Mortimer, S. R.; Booth, R. G. & Brown, V. K. 2000. Insects as indicators of the restoration of agricultural land. *XXI International Congress of Entomology*, Foz do Iguaçu, Brasil, livro I, p. 108.
- Pyle R.; Bentzein M. & Opler P. 1981. Insect conservation. *Ann. Rev. Entomol.* 26: 233-258.

- Reis A.; Zambonin R. M. & Nakazono E. M. 1999. *Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal*. Série Cadernos da Reserva da Biosfera nº 14. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, 42 p.
- Rodrigues, R. R. & Gandolfi, S. 2000. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H. F. (eds). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, EDUSP / FAPESP, p. 235-247.
- Samways, M. J. & Steytler, N. S. 1996. Dragon fly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* 78: 279-288.
- Schowalter, T. D. 1995. Canopy arthropod communities in relation to forest age and alternative harvest practices in western Oregon. *Forest Ecology and Management* 78: 115-125.
- Urbanska, K. M.; Webb N. R. & Edwards P. J. 1997. Why restoration? In: Urbanska K. M., Webb, N. R. & Edwards, P. J. (eds). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 3-7.
- Van Rensburg, B. J.; McGeoch, M. A.; Chown, S. L. & Van Jaarsveld, A. S. 1999. Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland Centre of Endemism, South Africa. *Biological Conservation* 88: 145-153.

Capítulo 2

**As estruturas das comunidades vegetais
da Floresta da USP e da Mata da Fazenda
Santa Adelaide**

1. Introdução

O município de Ribeirão Preto

O município de Ribeirão Preto situa-se no nordeste do Estado de São Paulo, na sub-região da Bacia do Rio Pardo denominada Baixo Pardo, cobrindo uma área de cerca de 64.300 ha (Viadana *et al.* 1995). Seu relevo é pouco acidentado, com altitudes entre 500 e 800 metros (SMMA 1996).

Do ponto de vista geomorfológico, o município abrange regiões pertencentes à Formação Serra Geral, em que ocorrem latossolo vermelho férrico e terra roxa estruturada e à Formação Botucatu, em que ocorrem latossolo vermelho escuro e vermelho amarelo (Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo 2000).

Pelo Sistema Internacional de Köppen (1948), os dados mensais de temperatura e pluviosidade do período de estudo (Fig. 1) permitem identificar o clima de Ribeirão Preto como sendo do tipo AW, definido como tropical, bem demarcado sazonalmente por uma estação de verão quente e chuvosa (temperaturas superiores a 23°C e mais de 250 mm de chuva no mês mais quente) e uma estação de inverno seca e menos quente (temperatura nunca inferior a 18°C e precipitação de 30 mm no mês mais frio).

A vegetação original da região era aquela típica da Bacia do Paraná-Uruguai com mata latifoliada (floresta estacional semidecídua) e cerrado, este último associado aos solos derivados do arenito (Romariz 1964). O desmatamento iniciou-se a partir da segunda metade do século XIX, com a introdução do cultivo do café e posterior construção da ferrovia da Companhia Mogiana. No século XX, a cultura do café deu lugar à agroindústria da cana-de-açúcar que muito colaborou para a redução da vegetação nativa a apenas 3,6% da área original (SMMA 1993). A expansão urbana e o uso do carvão vegetal como combustível também contribuíram nesse processo.

A vegetação original da região era aquela típica da Bacia do Paraná-Uruguai com mata latifoliada (floresta estacional semidecídua) e cerrado, este último associado aos solos derivados do arenito (Romariz 1964). O desmatamento iniciou-se a partir da segunda metade do século XIX, com a introdução do cultivo do café e posterior construção da ferrovia da Companhia Mogiana. No século XX, a cultura do café deu lugar à agroindústria da cana-de-açúcar que muito colaborou para a redução da vegetação

Figura 1. Climadiograma, segundo Walter (1986), para Ribeirão Preto no período de 1998 a 2002. Dados fornecidos pela Estação Meteorológica do IAC / base Ribeirão Preto, distante cerca de 8 km em linha reta do *campus* da USP.

nativa a apenas 3,6% da área original (SMMA 1993). A expansão urbana e o uso do carvão vegetal como combustível também contribuíram nesse processo.

Entre os fragmentos de floresta estacional remanescentes, destacam-se a Mata de Santa Tereza, com 154,16 ha, transformada em Estação Ecológica pelo Decreto Estadual nº 22691 de 13/09/1984, e a Mata da Fazenda Santa Adelaide, com 78 ha e que possui apenas 50% de sua área averbada (SMMA 1993) (Fig. 2). São remanescentes isolados por extensas áreas de canavial e fronteiriços à rodovia de intenso tráfego de veículos. A Mata de Santa Tereza dista cerca de 6,6 km do *campus* da USP. Dentre os fragmentos melhor conservados, a mata da Fazenda Santa Adelaide (Fig. 3) é o mais próximo do *campus*, distando apenas 3,4 km. Infelizmente, estes fragmentos constituem um dos poucos refúgios de fauna na região.

Figura 2. Foto de satélite dos remanescentes florestais localizados próximos ao *campus* da USP em Ribeirão Preto (modificado de Cerri 2003).

Figura 3. Mata da Fazenda Santa Adelaide.

A Floresta da USP

O *campus* da USP em Ribeirão Preto localiza-se na periferia de Ribeirão Preto, na zona oeste da cidade, entre as coordenadas 21°05' a 21°15'S e 47°50' a 47°55'W, abrangendo 574,75 ha. Mais da metade do *campus* é ocupada por edificações e vias de

circulação em meio a grandes espaços arborizados com espécies nativas e exóticas. Outra porção da área, chamada até 1986 de “área agrícola”, foi utilizada no período de 1971 a 1986 para o cultivo de cana-de-açúcar através de arrendamento às fazendas vizinhas ao *campus* (Varanda *et al.* 1997). No final da década de 90, parte desta “área agrícola” foi disponibilizada para abrigar a “Floresta da USP” (Figs 4 e 5), um projeto resultante da parceria entre a Universidade de São Paulo, Fundação para a Conservação e Produção Florestal no Estado de São Paulo (Fundação Florestal), Sindicato dos Produtores Rurais e a ONG Verde Tambaú (Associação de Reposição Florestal do Pardo Grande- Verde Tambaú).

O trabalho de recuperação baseou-se no plantio heterogêneo com essências nativas, sendo as espécies selecionadas de modo a representarem uma das vegetações originais da região, a floresta estacional semidecidual. Foram utilizadas espécies pioneiras e não pioneiras, plantadas simultaneamente em linhas e numa sequência pré-estabelecida, na proporção de 70:30 (pioneiras e secundárias iniciais: secundárias tardias e clímaxes), com espaçamento de 3 m entre as linhas e 2 m entre as mudas na mesma linha. Foram empregadas mais de 60 espécies arbóreas, a maioria delas escolhida com base nos inventários realizados em remanescentes florestais da região, como o de Meira Neto & Bernacci (1986) na Fazenda Santa Carlota, Cajuru e de Aita (1997), na Mata de Santa Tereza, Ribeirão Preto.

O plantio iniciou-se em maio de 1998, quando foram plantados 12 ha, que correspondem à área R1 (Figs 5 e 6). Em dezembro de 1998 foram plantados mais 16,6 ha na área denominada R2 (Figs 5 e 7). Em dezembro de 1999 e de 2000 foram plantados mais 1 ha (R3) e 5,6 ha (R4), respectivamente (Figs 5, 8 e 9). O quinto plantio ocorreu em setembro de 2001 (6 ha) e o sexto em outubro de 2001 (15 ha) e o último de dezembro de 2002 a janeiro de 2003 (15 ha). Até o momento, portanto, já foram plantados 70,2 ha do total previsto de 75 ha. O projeto prevê ainda o plantio dos 4,8 há restantes.

Figura 4. Mapa do *campus* da USP em Ribeirão Preto, evidenciando a área destinada à Floresta a USP. Escala aproximada de 1: 20.000 (modificado de Cerri 2003).

Antes de cada plantio o solo foi arado e as covas que receberiam as mudas foram adubadas. Devido à grande propagação de gramíneas, principalmente capim colômbio (*Panicum maximum*) e braquiária (*Brachiaria decumbens*), foram realizadas roçadas mecânicas, arruação e capina manual, com frequência de duas a três intervenções anuais. Além disso, principalmente a partir de 2001, foram utilizadas iscas para controle de saúvas, bem como realizadas pulverizações de agrotóxicos diretamente nos formigueiros.

A área em recuperação é limitada ao norte, oeste e noroeste por plantações de cana-de-açúcar. O *campus* da universidade completa o entorno, com árvores e arbustos plantados desde 1950, além de vegetação ruderal.

Figura 5. Recomposição florestal no *campus* da USP, em Ribeirão Preto, SP. R1: plantio em maio/1998; R2: plantio em dezembro/1998; R3: plantio em dezembro/1999 e R4: plantio em dezembro/2000. As áreas em marrom e azul não nomeadas correspondem a plantios não incluídos neste estudo.

Figura 6. Foto de abril de 2001 mostrando a área recomposta em maio de 1998 (R1).

Figura 7. Foto de abril de 2001 mostrando a área recomposta em dezembro de 1998 (R2).

Figura 8. Foto de abril de 2001 mostrando a área recomposta em dezembro de 1999 (R3).

Figura 9. Foto de abril de 2001 mostrando a área recomposta em dezembro de 2000 (R4).

Uma floresta artificial recém-plantada, como é o caso da Floresta da USP, apresenta condições totalmente diferentes de uma floresta natural bem conservada, visto que na primeira o solo se encontra quase totalmente descoberto. Entretanto, à medida que as copas se expandem, aumentam o sombreamento e o acúmulo de detritos sobre o solo, tornando a área recomposta cada vez mais semelhante à floresta nativa. A análise de perfil é um instrumento interessante para se entender a estrutura de uma floresta, pois permite analisar a sua organização vertical, dividindo-a em estratos, sendo que cada estrato corresponde a uma porção da massa vegetal contida dentro de um certo limite de altura (Poggiani 1989).

Deste modo, o objetivo deste estudo foi verificar se os primeiros estágios da Floresta da USP mostram a reabilitação das características estruturais e fisionômicas do ambiente, comparando a estrutura da vegetação das áreas recuperadas de diferentes idades entre si e com a mata da Fazenda Santa Adelaide. Para isso, foram mensuradas as variáveis necessárias para a análise de perfil, além de outras que pudessem ser importantes no estabelecimento da fauna de artrópodos que será analisada no capítulo seguinte.

2. Material e métodos

Foram delimitados cinco quadrados de 10 x 10m, distantes 50 m um do outro em cada um dos cinco locais selecionados: a mata da Fazenda Santa Adelaide e as 4 áreas da Floresta da USP, chamadas aqui de R1, R2, R3 e R4 (Fig. 10). A distância da borda foi de no mínimo 10m, preferencialmente 50m. Em cada quadrado foram mensuradas várias características do habitat, seguindo-se o protocolo adotado por Majer (1996), com algumas modificações. As medições, realizadas em abril de 2001, foram:

- *Luminosidade* - Essa variável foi mensurada através do valor de abertura dado pelo fotômetro de uma câmera fotográfica programada na velocidade de abertura 1/2000s. A distribuição dos pontos de leitura foi feita de acordo com a metodologia empregada por Fonseca & Rodrigues (2000). Em cada quadrado as leituras foram realizadas sistematicamente em 13 pontos (em forma de x passando pelo centro do quadrado), posicionando-se a lente objetiva da câmara voltada para cima, a 1,3 m acima do nível do solo.
- *Cobertura e altura da serapilheira* - A avaliação da altura da serapilheira foi feita com uma escala em centímetros e a avaliação da cobertura (ou densidade) dentro de cada

quadrado foi feita por estimativa visual, classificando-a em uma das seguintes categorias: 0-5%; 5-25%; 25-50%; 50-75% e 75-100%.

- *Cobertura e altura dos estratos da vegetação* - A altura do primeiro estrato foi determinada com uma trena e a dos demais por estimativa visual. A estimativa da cobertura dos estratos foi realizada utilizando-se as mesmas categorias empregadas na avaliação da cobertura da serapilheira.
- *Riqueza de espécies nos estratos* - Em cada estrato, ramos de todas as plantas existentes no quadrado foram coletados, prensados e secos em estufa para posterior triagem e separação em morfoespécies com base principalmente em caracteres vegetativos, uma vez que havia pouco material com flores ou frutos.
- *Altura e DAP (diâmetro à altura do peito)* - Foram mensuradas, quando pertinente, em todas as plantas existentes no quadrado. Esses dados foram utilizados para a elaboração de perfis esquemáticos para a vegetação de cada área. Devido à grande diferença existente entre a estrutura da vegetação das várias áreas, não foi possível adotar o mesmo limite de DAP para os perfis. Assim, no perfil da mata e das áreas R1 e R2, foram representadas apenas as árvores com $DAP \geq 10\text{cm}$, enquanto que em R3 foram representadas árvores com $DAP \geq 5\text{ cm}$ e em R4, todas as árvores que atingissem a altura do peito (cerca de 1,3m), independentemente do DAP.

3. Resultados

A análise dos diagramas de perfil (Figs 11 – 15) e da Tabela 1 permite agrupar as cinco áreas estudadas em quatro conjuntos: mata, R1-R2, R3 e R4.

Na Mata da Fazenda Santa Adelaide observa-se uma camada contínua de serapilheira cobrindo o solo, atingindo em alguns pontos mais de 4 cm de altura. Na sua estruturação vertical, nota-se três estratos mais ou menos definidos, o superior chegando a mais de 20 m de altura em alguns pontos. No entanto, observa-se uma grande heterogeneidade não só vertical, como também horizontal, devido principalmente à grande quantidade de clareiras. Essas clareiras possivelmente foram formadas, em sua maior parte, pela extração de madeira do interior da mata. Relatos indicam que até 30 ou 20 anos atrás, toda a madeira utilizada na propriedade provinha deste fragmento. A diversidade e abundância de lianas também apontam para um passado de degradação.

O grupo formado por R1 e R2 que correspondem às áreas recompostas há mais tempo, apresenta uma camada de serapilheira descontínua e ainda pouco desenvolvida.

Figura 10. Localização dos quadrados na mata da Fazenda Santa Adelaide (A) e nas áreas da Floresta da USP (B).

Figura 11. Perfil esquemático da vegetação presente nos quadrados amostrais (distantes 50 m entre si) na mata da Fazenda Santa Adelaide (fragmento florestal) e sua respectiva projeção horizontal. Estão representadas as árvores com DAP ≥ 10 cm. Não está representada a variação no diâmetro dos caules.

Figura 12. Perfil esquemático da vegetação presente nos quadrados amostrais (distantes 50 m entre si) da área R1 e sua respectiva projeção horizontal. Estão representadas as árvores com DAP ≥ 10 cm. Não está representada a variação no diâmetro dos caules.

Figura 13. Perfil esquemático da vegetação presente nos quadrados amostrais (distantes 50 m entre si) da área R2 e sua respectiva projeção horizontal. Estão representadas as árvores com DAP ≥ 10 cm. Não está representada a variação no diâmetro dos caules.

Figura 14. Perfil esquemático da vegetação presente nos quadrados amostrais (distantes 50 m entre si) da área R3 e sua respectiva projeção horizontal. Estão representadas as árvores com DAP ≥ 5 cm. Não está representada a variação no diâmetro dos caules.

Figura 15. Perfil esquemático da vegetação presente nos quadrados amostrais (distantes 50 m entre si) da área R4 e sua respectiva projeção horizontal. Estão representadas as árvores com no mínimo 1,3 m de altura. Não está representada a variação no diâmetro dos caules.

Tabela 1. Complexidade estrutural no fragmento florestal (mata) e nas áreas recompostas R1, R2, R3 e R4 (Q1 - Q5 são os quadrados de 10 x 10m demarcados em cada área).

	MATA					R1					R2					R3					R4				
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
serapilheira																									
0 – 5%																					x	x	x	x	x
5 – 25%						x	x	x	x	x	x	x		x	x										
25 – 50%													x			x	x	x	x	x					
50 – 75%																									
75 – 100%	x	x	x	x	x																				
altura (cm)	4,17	2,18	1,65	2,00	1,83	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	8,00	8,00	8,00	8,00	8,00	-	-	-	-	-
1º. estrato																									
0 – 5%																									
5 – 25%		x																							
25 – 50%	x		x																		x	x	x	x	x
50 – 75%				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
75 – 100%																									
altura inferior (m)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
altura superior (m)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Continua na página seguinte

Tabela 1. Continuação.

	MATA					R1					R2					R3					R4				
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
dominância de gramíneas						x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
nº. de espécies plantadas	-	-	-	-	-	2	0	3	2	2	3	5	2	1	2	2	0	2	4	0	2	4	3	2	3
nº. total de espécies	25	26	22	22	11	7	5	5	4	4	5	8	8	10	4	10	4	3	5	4	14	14	15	13	15
2º. estrato																									
0 – 5%									x				x			x		x	x	x	x	x	x	x	x
5 – 25%						x	x	x		x	x	x		x		x									
25 – 50%		x		x																					
50 – 75%	x		x		x																				
75 – 100%																									
altura inferior (m)	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
altura superior (m)	5	5	5	5	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3
nº. total de espécies	14	13	09	14	09	05	09	06	04	08	05	10	06	05	05	10	10	11	11	12	07	08	06	06	07
DAP inferior (cm)	1,1	0,7	0,5	1	1	1,3	2,1	3,5	3,6	1	3,7	2,8	4	4,3	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DAP superior (cm)	8,8	7,2	9,5	7,5	6,5	26,8	29,4	27,2	23	19,6	18,4	16,9	29,9	22,6	41	2,8	17,2	18,9	10,9	18,6	3,5	2,9	0,7	2,9	2,1

Continua na página seguinte

Tabela 1. Continuação.

	MATA					R1					R2					R3					R4				
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
3º. estrato																									
0 – 5%																									
5 – 25%					x																				
25 – 50%	x			x																					
50 – 75%		x	x																						
75 – 100%																									
altura inferior (m)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
altura superior (m)	25	18	9	15	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
nº. total de espécies	19	11	09	12	07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DAP inferior (cm)	2,1	1,6	2,5	4,3	5,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DAP superior (cm)	30	20	23	25	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
nº troncos com DAP ≥ 10 cm	4	7	4	6	3																				
lianas (nº de espécies)	11	09	07	07	13	-	01	-	-	-	-	-	-	01	-	-	-	01	-	-	-	-	-	-	-

Apresentam apenas dois estratos verticais e, diferentemente da mata, o primeiro estrato é muito denso, formado quase que exclusivamente por gramíneas, principalmente capim colômbio, que chega a 2 m de altura, além de algumas espécies plantadas de crescimento mais lento. O estrato superior não ultrapassa 6 ou 7 m de altura e é heterogêneo em sua distribuição horizontal em função da combinação entre espécies de crescimento rápido (pioneiras e secundárias iniciais) e lento (secundárias tardias e climáticas). Poucas lianas foram encontradas.

As áreas R3 e R4 são caracterizadas pela menor complexidade de habitat. Ambas as áreas apresentam apenas dois estratos. Entretanto, algumas diferenças foram encontradas: no primeiro estrato de R3, assim como em R1 e R2, predominam as gramíneas, principalmente braquiária (*Brachiaria decumbens*), com a diferença que, devido ao manejo empregado, as gramíneas em R3 haviam sido cortadas recentemente e estavam em início de brotação, atingindo apenas 0,2 m de altura. Isso explica também o fato de a cobertura de serapilheira estar tão alta nessa área, cerca de 8 cm de altura. Em R4, por outro lado, o 1º estrato é mais diversificado, pois abriga muitas das espécies de crescimento lento empregadas no plantio e também não se observou dominância por gramíneas o que permitiu a ocupação por outras espécies ruderais entre as quais a mamona (*Ricinus communis*).

Há que se ressaltar, o que os diagramas de perfil não mostram, que a maior parte das árvores da mata apresenta apenas um tronco que começa a ramificar-se a alguns metros do solo. Nas áreas recompostas, por outro lado, a maioria das árvores mais desenvolvidas, em geral pioneiras, possui ramificações muito próximas à base, de modo que, para o cálculo de seu DAP foi necessário somar os diâmetros dos vários ramos.

Com mais estratos, a mata apresenta maior riqueza de espécies que as áreas recompostas, embora estas também apresentem um número razoável de espécies, principalmente devido à grande diversidade de mudas empregadas.

Outro fator que corrobora o agrupamento de R1 e R2 segundo a estrutura do habitat é a incidência de luz. Esta atinge valores de abertura, indicada pelo fotômetro, em torno de 7 tanto em R1 quanto em R2. Em R3 e R4 fica próximo de 8, e na mata é de apenas 4,8 (Anova com um fator e método de Student-Newman-Keuls, $P < 0,05$, $n = 13$).

4. Discussão

A presença de grandes clareiras e de um dossel baixo e relativamente descontínuo, associada à abundância de lianas, indica que a mata de Santa Adelaide tem um passado de degradação. Segundo Gandolfi (2000), os remanescentes de floresta semidescídua no interior do estado de São Paulo ainda hoje existentes não correspondem provavelmente a comunidades clímax, pois tiveram sua estrutura original profundamente alterada, antes mesmo de terem sido estudadas cientificamente. Segundo o autor, isso é resultado do intenso processo de corte, queimadas e erradicação que nossas florestas sofrem desde a metade do século XIX. Felizmente, a mata da Fazenda Santa Adelaide parece estar em processo regenerativo, uma vez que foram observados diversos exemplares jovens de espécies de madeira nobre que já haviam desaparecido do 3º estrato (Kotchetkoff-Henriques, comunicação pessoal).

Para a Floresta da USP, os resultados obtidos indicam que já nos três primeiros anos após o plantio grandes modificações se processam na estrutura da vegetação. Essas mudanças ocorrem principalmente devido ao rápido crescimento das espécies pioneiras e secundárias iniciais, tanto em altura como em diâmetro (Cerri 2003). As semelhanças entre R1 e R2 indicam que dois anos após o plantio a estrutura da vegetação passa a se modificar mais lentamente, uma vez já ocorreu a formação de um “dossel”, embora ainda descontínuo.

Castanho (2002), num estudo nas mesmas áreas denominadas aqui R1 e R2, constatou que a densidade, diâmetro médio e altura média dos indivíduos lenhosos com DAS (diâmetro à altura do solo) ≥ 2 cm são realmente muito próximos nos dois locais.

O rápido desenvolvimento da vegetação permitiu o início da formação de uma camada de serapilheira, embora bem menos desenvolvida que na mata. Mais uma vez, os resultados são confirmados por Castanho (2002), que na mata encontrou 42g de peso seco de serapilheira/ unidade amostral contra 11,3g em R1 e 24,8g em R2. O aporte de serapilheira na Floresta da USP é proveniente principalmente das espécies arbóreas caducifólias e também da poda das gramíneas invasoras. A importância do recobrimento do terreno por uma densa camada de vegetação e pela serapilheira reside principalmente na atenuação do impacto direto das gotas de chuva, garantindo maior infiltração da água. Isso colabora para a conservação do solo, diminuindo o risco de erosões. A proteção das copas e da serapilheira também evita que a camada superficial do solo sofra drásticas variações de temperatura, favorecendo desta maneira a atividade dos organismos fragmentadores, decompositores e também das bactérias fixadoras de nitrogênio (Poggiani 1989). A atividade destes organismos, por sua vez, resulta na elevação dos

teores de nutrientes e de matéria orgânica no solo. De fato, a mata nativa apresenta maior porcentagem de matéria orgânica que a Floresta da USP (Castanho 2002), como já era de se esperar de acordo com os dados encontrados para a serapilheira. A camada superficial do solo é a mais sensível às variações da estrutura da vegetação (Castanho *op cit.*).

Entretanto, a grande predominância de capim colônia em R1, R2 e de braquiária em R3 mostra que as medidas de manejo realizadas não têm sido eficientes para seu controle. Pelo contrário, o corte raso do capim estimula nova rebrota, muitas vezes de modo ainda mais agressivo. Além disso, esse tipo de manejo prejudica a instalação de indivíduos arbóreos jovens oriundos da chuva de sementes (Cerri 2003). Estudos sugerem que um meio de se combater gramíneas invasoras seria semear leguminosas herbáceas que, além de fixar nitrogênio, impediriam a proliferação do capim sem prejudicar tanto o desenvolvimento das mudas (Silva & Viana 2002). A ausência de gramíneas em R4, por outro lado, pode ser atribuída ao fato de que o plantio havia sido feito apenas 4 meses antes da época em que foram realizadas as medidas e foi precedido por aragem do solo, não havendo tempo hábil para sua colonização. Isso possibilitou a formação de um estrato herbáceo bem mais diversificado do que o observado nas outras áreas recompostas.

Em suma, a caracterização das cinco áreas de estudo permitiu verificar grandes diferenças na estrutura da vegetação, serapilheira e luminosidade entre a mata nativa e a área recomposta. Dentro da Floresta da USP, as diferenças são maiores no período seguido ao plantio, sendo que após 2 anos as modificações processam-se mais lentamente. A invasão de espécies ruderais altamente agressivas exige a adoção de técnicas de manejo inovadoras.

5. Referências Bibliográficas

- Aita, L. 1997. *Florística e fitossociologia de uma floresta mesófila semi-caducifólia, Estação Ecológica de Ribeirão Preto – Mata de Santa Tereza, SP*. Monografia para a obtenção de título de Bacharel em Biologia pela Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 70 p.
- Castanho, C. T. 2002. *Efeitos de uma recomposição florestal no campus da USP em Ribeirão Preto sobre o estoque de matéria orgânica do solo*. Monografia para a obtenção de título de Bacharel em Ciências Biológicas, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 37 p.
- Cerri, A. 2003. *Recuperação de floresta estacional semidecidual no campus da USP de Ribeirão Preto, SP: dinâmica e desenvolvimento de espécies arbóreas nos primeiros anos pós-plantio*. Dissertação para a obtenção de título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências, área de Biologia Comparada, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 88 p.
- Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo. 2000. *Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes para a elaboração do Plano de Bacia Hidrográfica do Pardo*. Relatório final, v.1, 345p.
- Fonseca R. C. B. & Rodrigues R. R. 2000. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. *Scientia Florestalis* 57: 27-43.
- Gandolfi S. 2000. *História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)*. Tese para a obtenção de título de Doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências, área de Biologia Vegetal, Universidade de Campinas. 292 p.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia*. Ed. Fondo de Cultura e Economia. México, 478 p.
- Majer, J. D. 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 12: 257-273.
- Meira Neto & Bernacci, L. C. 1986. *Levantamento das angiospermas arbóreas ocorrentes na fazenda Santa Carlota, Município de Cajuru, SP*. Monografia para a obtenção de título de Bacharel em Biologia pela Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 79 p.
- Poggiani F. 1989. Estrutura, funcionamento e classificação das florestas – implicações ecológicas das florestas plantadas. *Documentos Florestais* 3: 1-14.

- Romariz, D. A. 1964. A vegetação. In: Azevedo, A. (org.). *Brasil, a terra e o homem*. Vol. I. São Paulo, Cia Ed. Nacional, p. 521-572.
- Secretaria Municipal do Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto. 1993. *Reserva de vegetação natural no município de Ribeirão Preto*. Ribeirão Preto, 16 p.
- Secretaria Municipal do Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto. 1996. *Carta de zoneamento ambiental*, 510 p.
- Silva P. P. V. & Viana V. M. 2002. Sistemas agroflorestais para recuperação de matas ciliares. *Revista Agroecologia*, julho-agosto, p. 21-24.
- Varanda, E. M.; Pinto, J. M. R.; Oliveira, C.; Del' Arco, D. J.; Ramos, L. C. G.; Barbieri, J. L.; Oliveira, H.; Silva, G. A. P. 1997. *Implantação da Floresta do campus em Ribeirão Preto*. Ribeirão Preto, Projeto da Prefeitura do campus Administrativo de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, 29 p.
- Viadana, M. I. C. F.; Marques, M. L. & Burin, R. H. 1995. Análise das transformações ambientais do município de Ribeirão Preto (SP) através do sistema de informação geográfica IDRISI. *Anais do VI Simpósio Nacional de Geografia Física e Aplicada*, vol. II, Universidade Federal de Goiás.
- Walter, H. 1986. *Vegetação e zonas climáticas - Tratado de ecologia geral*. Editora Pedagógica e Universitária, São Paulo, 325 p.

Capítulo 3

Recolonização por artrópodos epígeos

1. Introdução

Diversos estudos têm mostrado as vantagens de se monitorar comunidades inteiras de artrópodos (Kotze & Samways 1999a) ou um pequeno grupo de espécies ou famílias (Holloway *et al* 1990 e Holloway 1991 *apud* Holloway & Stork 1991, Kremen 1992, Samways & Steytler 1996, Major *et al* 1999, Van Rensburg *et al* 1999) com a finalidade de detectar áreas heterogêneas nos ecossistemas, especialmente aquelas modificadas pela degradação antropogênica.

Além disso, nos últimos tempos tem crescido a tendência de se explorar as vantagens desta estratégia para se estimar o sucesso ou o fracasso de projetos de restauração de áreas degradadas (Majer 1996, Mattoni *et al* 2000) e para se estudar a sucessão ecológica em áreas abandonadas após exploração (Brändle *et al* 2000).

Devido à alta taxa de reprodução e desenvolvimento da maioria das espécies, e por responderem rapidamente às mudanças ambientais, os artrópodos servem como bioindicadores. Adicionalmente, sua amostragem é financeiramente acessível e pode ser realizada com metodologias bem simples (Mattoni *et al* 2000). O emprego de armadilhas do tipo “pitfall” é um método bem conhecido de se amostrar artrópodos e pode ser realizado em quase todo tipo de ambiente terrestre, o que o torna muito útil quando se deseja comparar ambientes.

Embora vários projetos de restauração tenham sido colocados em prática principalmente nas duas últimas décadas (capítulo 1), praticamente não se encontra referência bibliográfica sobre o uso de parâmetros para se avaliar o grau de sucesso atingido por estas iniciativas. O projeto Floresta da USP/RP proporciona uma oportunidade perfeita para ajudar a elucidar a dinâmica da recomposição não só pela grande riqueza de espécies vegetais empregadas, como também por possuir áreas plantadas em diferentes datas, o que resulta em um mosaico de áreas recuperadas de idades diferentes.

Assim, o objetivo deste estudo foi comparar a dinâmica da comunidade de artrópodos epígeos em áreas recompostas de acordo com o passar do tempo após o plantio e comparar esta fauna com a existente num remanescente florestal próximo, relacionando-as com a estrutura do habitat. Também foi objetivo deste trabalho detectar as espécies mais abundantes de cada habitat, bem como espécies que podem servir como bioindicadores das principais mudanças que ocorrem na fase inicial da recomposição.

2. Material e Métodos

O trabalho foi realizado na mata da Fazenda Santa Adelaide e em 4 áreas de recomposição florestal de idades diferentes (R1, R2, R3 e R4). A descrição destas áreas consta no capítulo 2.

Em cada um destes cinco locais foram instaladas armadilhas “pitfall” nos mesmos quadrados delimitados para a mensuração das características do habitat (capítulo 2). Em cada quadrado foram instaladas oito armadilhas dispostas num desenho amostral que permite que a chance de um artrópodo ser capturado seja a mesma em todas as armadilhas, o que é um pré-requisito importante na maioria das análises estatísticas (Figura 1). Ao todo, foram colocadas 40 armadilhas por ambiente totalizando 200 armadilhas nos cinco ambientes.

Figura 1. Disposição das armadilhas pitfall (círculos) em cada quadrado amostral. Obs: não foram mantidas as proporções entre área do quadrado e diâmetro das armadilhas.

Cada armadilha consistiu de dois copos plásticos de 250 ml e 7,5 cm de diâmetro encaixados um dentro do outro, enterrados no solo de modo que a borda do copo interno situou-se ao nível da superfície do solo (Figura 2). No interior do copo interno foram colocados 150 ml de solução salina saturada acrescida de algumas gotas de detergente. O princípio da armadilha “pitfall” é o de que os insetos ativos na superfície do solo, ao passarem pela armadilha, caíam em seu interior e de lá não consigam sair devido à presença da solução salina (conservante). As gotas de detergente servem para quebrar a tensão superficial da água, fazendo com que o artrópodo afunde (Figura 3). Após a instalação do copo externo esperou-se sete dias para colocar-se o copo interno e iniciar a

coleta, evitando assim o “digging-in effect”, que é uma captura acentuada de invertebrados que se tornam mais ativos devido ao distúrbio provocado pelo revolvimento do solo (Greenslade 1973). As armadilhas ficaram ativas durante uma semana no mês de maio/2001.

Figura 2. Armadilha pitfall com o copo externo já instalado.

Figura 3. Armadilha pitfall após uma semana de operação, com artrópodos e detritos em seu interior.

Todos os artrópodos foram classificados de acordo com o conceito de morfoespécie recomendado por Oliver & Beattie (1996). Para cada morfoespécie (chamada daqui por diante simplesmente de espécie) foi atribuído um código e, sempre

que possível, foi realizada a identificação seguindo as chaves de Borror & DeLong (1969). Para uma identificação mais precisa, espécimes de alguns grupos foram enviados para especialistas.

Mensurou-se o número total de indivíduos (abundância), de espécies (riqueza) e calculou-se o índice de diversidade de Shannon-Wiener para cada quadrado (Magurran, 1988). As diferenças entre habitats relacionadas a essas variáveis foram testadas por ANOVA de um fator. A beta diversidade foi analisada através do cálculo do índice de similaridade de Sorensen e da curva de acumulação de espécies considerando todos os pontos amostrados (Magurran, 1988).

A composição das comunidades foi analisada através de ordenação a partir de uma matriz de abundância. Antes da análise, porém, os dados de abundância foram transformados em $\log(x+1)$, uma vez que a transformação logarítmica permite uma maior contribuição das espécies raras. Dados não transformados geralmente levam a uma interpretação superficial em que são representados apenas os padrões de poucas espécies muito comuns (Clarke 1993). Na ordenação de habitats e de espécies, aplicou-se análise de correspondência destendenciada (DCA) através do software PC-ORD. Este programa produz um diagrama em que habitats e espécies são ordenados simultaneamente. O autovalor associado com cada eixo pode ser considerado como a proporção de variação na dispersão da amostra ou espécie explicada por aquele eixo (Gauch 1982). Optou-se por usar DCA porque esta análise remove o “efeito de arco” (unidades amostrais dispostas em curva no diagrama). O efeito de arco é comum em outras análises de ordenação e é resultado de relações não lineares entre as espécies, principalmente quando a amostragem ocorre em grandes gradientes ambientais, isto é, comunidades com alta beta diversidade, como é o caso das áreas abordadas neste estudo.

Para examinar as relações entre a distribuição das espécies e a estrutura do habitat (parâmetros ambientais), foi utilizada a Análise de Correspondência Canônica (CCA). Na CCA, a interpretação dos eixos é realizada dentro do algoritmo da ordenação usando um conjunto de variáveis determinadas. A significância de uma dada variável ambiental é determinada aplicando-se o teste de Monte Carlo ao eixo associado com aquela variável, usando-se o autovalor do eixo. A Tabela 1 mostra as variáveis relacionadas com a estrutura do habitat que foram consideradas na análise. A metodologia adotada na medição dessas variáveis está descrita no capítulo 2.

Tabela 1. Variáveis relacionadas à estrutura do habitat usadas na CCA.

Código da variável	Variável	Código da variável	Variável
A	Cobertura da serapilheira (%)	H	Limite superior do 2º estrato (m)
B	Profundidade da serapilheira (cm)	I	N.º de espécies do 2º estrato
C	Cobertura do 1º estrato (%)	J	DAP inferior do 2º estrato (cm)
D	Limite superior do 1º estrato (m)	K	DAP superior do 2º estrato (cm)
E	Dominância por gramíneas (S/N)	L	Presença de 3º estrato (S/N)
F	N.º de espécies do 1º estrato	M	Luminosidade
G	Cobertura do 2º estrato (%)		

As espécies indicadoras foram identificadas para cada habitat através do método do valor indicador (Dufrêne & Legendre 1997). Este método determina o grau (expresso como porcentagem) em que cada espécie preenche os critérios de especificidade (ocorrência em um único habitat) e fidelidade (frequência dentro do habitat) em cada habitat quando comparado a todos os demais habitats. Os valores indicadores variam de zero (ausência de indicação) a 100 (indicação perfeita).

Assim, quanto maior a porcentagem do valor indicador obtido, maior a especificidade e fidelidade daquela espécie e maior sua representatividade em relação àquele habitat em particular. A significância do valor indicativo máximo para cada espécie foi testada através do teste de Monte Carlo. As espécies com valores indicadores maiores que 70% (limite subjetivo adotado por Van Rensburg *et al* 1999) foram então consideradas como espécies indicadoras dos habitats em questão.

3. Resultados

No total, foram coletados 28.643 artrópodos pertencentes a 288 espécies. A abundância foi maior em R1 e R2 (Tabela 2), provavelmente devido à grande quantidade de formigas amostradas nestes locais, especialmente *Atta* sp. Na mata foi observada a

menor abundância, embora não diferente estatisticamente de R3 e R4. Foi observado um gradiente crescente de riqueza a partir de R1 em direção a R4, isto é, áreas plantadas mais recentemente tiveram mais espécies do que as áreas mais antigas. A mata apresentou níveis intermediários de riqueza. Entretanto, o índice de diversidade não foi diferente entre os habitats (Tabela 2).

Tabela 02. Comparação da abundância, riqueza e diversidade entre cinco habitats diferentes.

	mata	R1	R2	R3	R4	p*
Abundância	807,8 b	1341,2 a	1509,8 a	1024,0 ab	1045,8 ab	< 0,05
Riqueza	47,8 bc	37,4 c	44,4 bc	52,0 b	66,0 a	< 0,001
Diversidade	2,278 a	1,909 a	1,940 a	2,319 a	2,176 a	= 0,05

ANOVA, N = 5. Teste de Student-Newman-Keuls. Valores seguidos de mesma letra na mesma linha não diferem entre si.

A ascendência da curva de acumulação de espécies revela valores altos de beta diversidade entre os habitats (Fig. 4). O índice de similaridade entre a mata e o total da área recomposta foi baixo (0,29). De fato, das 288 espécies amostradas, apenas 21% ocorreram em ambos os ambientes e 60% foram encontradas exclusivamente na Floresta da USP. Na comparação entre as várias áreas recuperadas entre si, o índice de Sorensen atingiu aproximadamente 0,55.

A ordenação por DCA das espécies reunidas por amostra resultou em intenso agrupamento dos pontos amostrais ao longo do primeiro eixo, formando dois conjuntos (Floresta da USP e mata), um em cada ponta do diagrama (Fig. 05). Dentro do conjunto formado pelas amostras da Floresta da USP, a ordenação discriminou o gradiente sucessional no primeiro eixo, indo das amostras de R4 a R1. O segundo eixo da ordenação discriminou as amostras de R1 das amostras de R2. O autovalor para o primeiro eixo foi alto (0,551), e para o segundo e terceiro foi menor (0,180 e 0,123, respectivamente).

Figura 4. Curva de acumulação de espécies em todos os pontos amostrados na mata (1-5), R1 (6-10), R2 (11-15), R3 (16-20) e R4 (21-25). As linhas pontilhadas representam os intervalos de confiança.

A Figura 6 mostra o resultado da ordenação das 12 espécies mais abundantes. Apesar da diferença de escala, o diagrama é idêntico ao do resultante da ordenação por pontos amostrais. O código de identificação para cada espécie está na Tabela 3.

Em análise de correspondência, os pontos de ordenação das espécies representam a localização ótima das espécies dentro da ordenação espacial, ou seja, a abundância ou probabilidade de ocorrência de uma espécie diminui com a distância a partir da localização de seu ponto. Geralmente, a maioria das espécies encontradas no centro do diagrama de ordenação por DCA são espécies que ocorrem em todos ou quase todos os habitats, espécies distribuídas de modo bimodal, ou espécies cuja distribuição de alguma forma se distancia de uma curva de resposta unimodal (Ter Braak & Prentice 1988). Na Figura 6, *Atta* sp (nº 154) é um bom exemplo deste fenômeno. Apesar de sua alta frequência em R2, esta espécie é muito abundante em todos os habitats amostrados. Em contraste, espécies localizadas na periferia do diagrama de ordenação são

geralmente abundantes apenas num dos habitats. As espécies mais comuns na mata foram *Camponotus* sp (167), *Pheidole* sp (172) e *Velocitermes* sp (263). Outro agrupamento de espécies, incluindo *Camponotus cericeiventris* (168) e *Syntermes nanus* (262), teve sua ordenação ótima em R1. *Syntermes grandis* (261) foi encontrada predominantemente em R2. A relação entre a ordenação por DCA e a abundância das espécies pode ser verificada comparando-se a Figura 6 com a Tabela 3.

Figura 5. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos resultantes da análise de correspondência destendenciada (DCA) dos pontos amostrais. Δ= mata, ▲ = R1, ▽= R2, ▼ = R3; ◊ = R4 (todas as espécies foram incluídas na análise).

Figura 6. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos resultantes da análise de correspondência destendenciada (DCA) mostrando as 12 espécies mais abundantes. O diagrama é idêntico ao resultante da ordenação dos pontos amostrais mostrado na Figura 5. Os códigos de espécies exibidos referem-se às identificações da Tabela 03. Δ = mata, $\blacktriangle$ = R1, ∇ = R2, $\blacktriangledown$ = R3; $\diamond$ = R4 (todas as espécies foram incluídas na análise).

Tabela 03. Número de indivíduos por habitat das doze espécies mais abundantes.

Código da espécie	Identificação da espécie	Abundância				
		mata	R1	R2	R3	R4
82	Phoridae - Diptera	124	199	59	59	73
149	<i>Crematogaster</i> sp					
	Formicidae - Hymenoptera	62	313	802	567	51
150	<i>Megalomyrmex</i> sp					
	Formicidae - Hymenoptera	1092	1766	1446	1289	1416
151	<i>Camponotus rufipes</i>					
	Formicidae - Hymenoptera	0	1287	911	617	16
154	<i>Atta</i> sp					
	Formicidae - Hymenoptera	878	1959	2696	329	379
155	<i>Dorymyrmex</i> sp					
	Formicidae - Hymenoptera	0	29	763	1127	1973
167	<i>Camponotus</i> sp					
	Formicidae - Hymenoptera	428	0	0	0	0
168	<i>Camponotus cericeiventris</i>					
	Formicidae - Hymenoptera	251	0	0	0	0
172	<i>Pheidole</i> sp					
	Formicidae - Hymenoptera	237	35	25	0	46
261	<i>Syntermes grandis</i>					
	Termitidae - Isoptera	0	0	274	26	0
262	<i>Syntermes nanus</i>					
	Termitidae - Isoptera	0	481	18	2	29
263	<i>Velocitermes</i> sp					
	Termitidae - Isoptera	334	0	2	9	0

Para a interpretação dos eixos produzidos pela DCA, foi realizada a CCA (Figura 7). A ordenação relativa dos locais de amostragem produzida pela CCA foi muito parecida à produzida pela DCA (Figura 5). Apenas o primeiro eixo (autovalor = 0,549) e o segundo eixo (autovalor = 0,341) foram significantes ($p = 0,01$, probabilidade exata de 99 séries do teste de Monte Carlo). Os vetores das variáveis ambientais responderam por 28% do total da variância dos dados relativos às espécies. A dominância por gramíneas (E), o limite superior do segundo estrato (H) e a presença de um terceiro estrato de vegetação (L) foram os principais responsáveis pela variação apontada pela análise, conforme mostra sua forte correlação com os eixos 1 e 2 (Tabela 4).

Figura 7. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos resultantes de uma Análise de Correspondência Canônica (CCA). Δ = mata, $\blacktriangle$ = R1, ∇ = R2, $\blacktriangledown$ = R3; $\diamond$ = R4 (todas as espécies foram incluídas na análise).

Tabela 4. Coeficientes canônicos entre as variáveis e os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica da matriz de abundância de espécies da mata e da Floresta da USP.

Variáveis	Códigos das variáveis	Coeficientes canônicos	
		Eixo 1	Eixo 2
Cobertura da serapilheira	A	-0.115	0.122
Profundidade da serapilheira	B	-0.333	-0.019
Cobertura do 1º estrato	C	0.073	0.122
Limite superior do 1º estrato	D	-0.349	-0.098
Dominância por gramíneas	E	0.621	-0.497
N.º de espécies do 1º estrato	F	0.117	0.305
Cobertura do 2º estrato	G	0.116	0.053
Limite superior do 2º estrato	H	-0.120	-0.565
N.º de espécies do 2º estrato	I	-0.005	-0.111
DAP inferior do 2º estrato	J	0.014	0.043
DAP superior do 2º estrato	K	0.077	0.228
Presença de 3º estrato	L	1.212	-0.373
Luminosidade	M	-0.039	-0.105

A mata e R4, ambos os extremos da ordenação, tiveram os maiores valores indicadores entre todos os habitats (Tabela 05). Formicidae foi a família com mais espécies indicadoras, todas representativas da mata. Em R4, as espécies mais representativas pertencem às ordens Coleoptera, Hemiptera, Homoptera e Hymenoptera.

Tabela 05. Valores indicadores (IndVal > 70%) das espécies de artrópodos de cinco habitats diferentes.

Código da espécie	Taxon	Habitat	IndVal	p*
10	Araneae	mata	80.0	0.0040
23	<i>Xestoblatta</i> sp	mata	80.0	0.0010
	Blatteridae - Blattodea			
41	Coleoptera	R4	78.1	0.0010
56	Tenebrionidae - Coleoptera	R4	74.1	0.0040
78	<i>Hypocera</i> sp	mata	80.0	0.0010
	Phoridae – Diptera			
93	Díptera	mata	80.0	0.0040
116	Hemiptera	R4	86.5	0.0010
128	Hemiptera	R4	80.0	0.0030
142	Homoptera	R4	77.6	0.0010
143	Aphididae - Homoptera	R4	90.4	0.0010
167	<i>Camponotus rufipes</i>	mata	100.0	0.0010
	Formicidae - Hymenoptera			
168	<i>Camponotus cericeiventris</i>	mata	100.0	0.0010
	Formicidae - Hymenoptera			
170	<i>Linepithema</i> sp	mata	80.0	0.0020
	Formicidae - Hymenoptera			
171	<i>Cyphomyrmex</i> sp	mata	92.2	0.0010
	Formicidae - Hymenoptera			
173	<i>Odontomachus</i> sp	mata	100.0	0.0010
	Formicidae - Hymenoptera			
176	<i>Linepithema</i> sp	mata	100.0	0.0010
	Formicidae - Hymenoptera			
182	<i>Wasmania</i> sp	mata	72.6	0.0040
	Formicidae - Hymenoptera			
203	Chalcidoidea - Hymenoptera	mata	100.0	0.0010
220	Sphecidae - Hymenoptera	R4	77.2	0.0020
234	Halictidae - Hymenoptera	R4	79.5	0.0010
244	Chalcidoidea - Hymenoptera	R4	100.0	0.0010
		R1	73.2	0.0010
	Myrmica nanus			
	Termitidae - Isoptera			
286	Thysanoptera	R4	73.3	0.0010

* Teste de significância de Monte Carlo dos valores indicadores máximos observados para cada espécie.

4. Discussão

Os resultados revelaram uma abundância crescente de artrópodos durante o processo sucessional na área recomposta, enquanto que o oposto ocorreu em relação à riqueza. A diminuição da riqueza pode estar relacionada com a presença de capim colônio (*Panicum maximum*, Poaceae) e braquiária (*Brachiaria decumbens*, Poaceae), que colonizaram a área recomposta poucos meses após o plantio, espalhando-se de forma muito agressiva e chegando a competir com as mudas plantadas. Formigas de solo atingem abundância maior em áreas com capim do que no interior das florestas (Kotze & Samways 1999b), o que pode aumentar a competição por recursos e assim excluir outros artrópodos, diminuindo a riqueza. No período de amostragem, o capim ainda não havia atingido a área mais jovem (R4). De fato, algumas espécies de formigas, assim como cupins, não foram tão abundantes nesta área. Ali, o solo era revestido por um estrato herbáceo ralo e mais diversificado (capítulo 2) que poderia manter um número maior de espécies de artrópodos.

Era esperado que a mata, com maior complexidade estrutural, possuísse maior riqueza de espécies que todas as áreas recompostas, o que não ocorreu. Pelo contrário, o número de espécies observado na mata chegou a ser inferior ao encontrado em R4.

Apesar da ausência de diferença significativa entre os índices de diversidade, o índice de Sorensen e o diagrama de ordenação exibiram grande dissimilaridade entre a mata e a área recomposta. Clarke (1993) já havia alertado para os riscos de se confiar em índices de diversidade, uma vez que eles não são capazes de mostrar os padrões detectados pelas análises multivariadas. Uma das variáveis ambientais mais relacionadas com essa dissimilaridade entre a mata e a Floresta da USP foi a presença de um terceiro estrato de vegetação na mata, estrato este ausente na Floresta. Outra variável a ser considerada é a ausência de gramíneas, cuja presença no 1º estrato da Floresta da USP prejudica o estabelecimento de outras espécies vegetais.

Mesmo entre as diferentes áreas recuperadas foram encontradas diferenças na fauna, relacionadas principalmente com o grau de desenvolvimento atingido pelas mudas. Apenas R1 e R2 mostraram um grau maior de similaridade, sendo discriminadas apenas pelo segundo eixo da ordenação. Entretanto, é possível notar que as amostras “movem-se” em direção à mata de acordo com o tempo transcorrido após o plantio.

Vários estudos têm chamado a atenção para as vantagens de se utilizar as formigas como indicadores de mudanças nos ecossistemas terrestres (Majer 1983, Majer 1985, Andersen 1990, Majer 1992, Majer & Kock 1992, Andersen & Sparling 1997). Segundo esses autores, as formigas constituem um táxon adequado para o biomonitoramento por causa de sua alta diversidade e biomassa, sua importância ecológica em todos os níveis tróficos, sua amostragem fácil e pelo fato de que sua dinâmica dentro da comunidade é relativamente bem conhecida.

Concordando com os estudos acima citados, na mata e na Floresta da USP as formigas destacaram-se tanto pela sua riqueza e abundância como por sua capacidade como bioindicadores. Espécies diferentes atingiram alta abundância em habitats diferentes, embora algumas demonstraram ter ampla distribuição.

Diferente da ordenação, que detectou as espécies mais representativas de cada habitat de acordo com sua abundância, os valores indicadores refletem não a abundância, mas a especificidade e fidelidade da espécie para um dado habitat. Assim, não é surpresa que entre as 12 espécies mais abundantes, apenas três possam ser consideradas como indicadoras. A maior parte das espécies indicadoras detectadas é característica dos dois habitats extremos, mata e R4. As espécies indicadoras de R4 devem ser espécies que necessitam de ambientes bem abertos, desaparecendo à medida que o dossel se desenvolve. Por outro lado, as espécies indicadoras da mata, mais uma vez com destaque para as formigas, devem ser típicas de ambientes fechados, menos expostos às variações de temperatura e com maior variedade de recursos.

O uso de espécies indicadoras tem recebido considerável atenção nos últimos anos, pois focalizando o monitoramento ambiental em uma porção do ecossistema que, embora pequena, seja representativa, padrões poderão ser mais rápida e claramente distinguidos (Pearson 1995). Assim, estas espécies indicadoras serão muito úteis quando, no futuro, se desejar fazer uma rápida avaliação sobre o grau de modificação do habitat em relação ao estágio atual.

5. Referências Bibliográficas

Andersen, A. N. 1990. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 16: 347-357.

- Andersen, A. N. & Sparling, G. P. 1997. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. *Restoration Ecology* 5 (2): 109-114.
- Borror, D. J. & DeLong, D. M. 1969. *Introdução ao Estudo dos Insetos*. Editora Edgard & Blücher Ltda/EDUSP, São Paulo, 653 p.
- Brändle, M.; Durka, W. & Altmöös, M. 2000. Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodiversity and Conservation* 9: 1297-1311.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 (3): 345-366.
- Gauch, H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, England, 298 p.
- Greenslade, P. J. M. 1973. Sampling ants with pitfall traps: digging-in effects. *Insectes Sociaux* 20 (4): 343-353.
- Holloway, J. D. & Stork, N. E. 1991. The dimensions of biodiversity: the use of invertebrates as indicators of human impact. In: Hawksworth, D. L. (ed.) *The biodiversity of micro-organisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture*. C.A.B. International, Wellingford, UK, 302 p.
- Kotze, D. J. & Samways, M. J. 1999a. Support for the multi-taxa in biodiversity assessment, as shown by epigaeic invertebrates in an Afrotropical forest archipelago. *Journal of Insect Conservation* 3: 125-143.
- Kotze, D. J. & Samways, M. J. 1999b. Invertebrate at the interface between the grassland matrix and natural Afrotropical forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 8: 1339-1999.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2(2): 203-217.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall, London, 179 p.
- Majer, J. D. 1983. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use and conservation. *Environmental Management* 7: 375-383.

- Majer, J. D. 1985. Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines in North Stradbroke Island, Queensland, with particular reference to seed removal. *Australian Journal of Ecology* 10: 31-48.
- Majer, J. D. 1992. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 8: 97-108.
- Majer, J. D. 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 12: 257-273.
- Majer, J. D. & Kock, A. E. 1992. Ant recolonization of sand mines near Richards Bay, South Africa: an evaluation of progress with rehabilitation. *South African Journal of Science* 88: 31-36.
- Major, R. E.; Smith, D; Cassis, G; Gray, M. & Colgan, D. J. 1999. Are roadside strips important reservoirs of invertebrate diversity? A comparison of the ant and beetle faunas of roadside strips and large remnant woodlands. *Australian Journal of Zoology* 47: 611-624.
- Mattoni, R.; Longcore, T. & Novotny, V. 2000. Arthropod monitoring for fine-scale habitat analysis: a case study of the El Segundo sand dunes. *Environmental Management* 25 (4): 445-452.
- Oliver, I. & Beattie, A. J. 1996. Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications* 6: 594-607.
- Pearson, D. L. 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. In: Hawksworth D. L. *Biodiversity: measurement and estimation*. Chapman & Hall, London. pp. 75-79.
- Samways, M. J. & Steytler, N. S. 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* 78: 279-288.
- Ter Braak, C. J. F. & Prentice, I. C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 271-317.
- Van Rensburg, B. J.; McGeoch, M. A.; Chown, S. L. & Van Jaarsveld, A. S. 1999. Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland Centre of Endemism, South Africa. *Biological Conservation* 88: 145-153.

Capítulo 4

Composição e estrutura da comunidade de artrópodos de copa

1. Introdução

Mudanças na estrutura das comunidades vegetais relativamente previsíveis ocorrem em períodos de décadas a séculos como resultado da sucessão ecológica em locais recém-expostos ou degradados. Com a prática da recomposição florestal, o homem acelera esta sucessão colocando juntas desde o início espécies vegetais que só apareceriam ou coexistiriam no final do processo sucessional.

Estudos em sucessões secundárias naturais em florestas temperadas indicam que no começo do processo sucessional, quando imperam as plantas herbáceas, há predominância de herbívoros, principalmente insetos sugadores, que vão sendo gradativamente substituídos em abundância por folívoros e, apenas nos estádios mais tardios, as guildas de predadores, detritívoros e fungívoros passam a ser mais bem representadas (Brown & Southwood 1983, Schowalter & Crossley 1988 *apud* Schowalter 2000).

Entretanto, pouco se conhece sobre como se dá a colonização e sucessão faunística em ambientes florestais artificialmente recompostos, especialmente nos tropicais. O aporte da fauna para estes ambientes provavelmente depende não apenas da vegetação reintroduzida, mas também do entorno e de quanto ele atua como reservatório das espécies deslocadas do ambiente degradado.

No início da recomposição florestal ocorre um rápido incremento da biomassa foliar devido ao desenvolvimento das mudas, principalmente das espécies pioneiras, que têm crescimento rápido (Cerri 2003). Isso favoreceria o rápido estabelecimento dos insetos provenientes do entorno e proliferação dos insetos que chegam ao ambiente trazidos junto com as mudas. Desse modo, mudanças rápidas na composição e estrutura da comunidade seriam perceptíveis já nos primeiros anos após o plantio.

Assim, um dos objetivos deste trabalho foi comparar a riqueza, a abundância e a diversidade da comunidade de artrópodos associados às partes aéreas (dossel) de algumas das principais espécies empregadas na Floresta da USP já nos dois primeiros anos seguidos ao plantio. Supõe-se, ainda, que deve aumentar a representatividade das espécies detritívoras, predadoras e parasitóides, o que deverá ser verificado através da análise da estrutura da comunidade baseada em guildas.

2. Material e métodos

O estudo foi desenvolvido na Floresta da USP, mais especificamente na área denominada R2 (vide capítulo 2), plantada em dezembro de 1998 e foi centralizado em três espécies vegetais pioneiras e três não pioneiras (secundárias tardias ou climácicas), de acordo com a classificação de Lorenzi (1998) (Tabela 1, Fig. 1-6). A escolha dessas espécies baseou-se na abundância e representatividade de cada uma delas na área de estudo.

Tabela 1. Espécies vegetais amostradas na Floresta da USP, de acordo com seu estágio na sucessão ecológica.

Espécie	família	estádio sucessional
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	pioneira
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	pioneira
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Sterculiaceae	pioneira
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Caesalpiniaceae	climácica
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	secundária tardia
<i>Myroxylum peruiferum</i> L. f.	Fabaceae	climácica

No período de outubro de 1999 a junho de 2001, a cada quatro meses, foram realizadas coletas diurnas dos artrópodos presentes nas folhagens de 20 exemplares das espécies selecionadas. Ao todo, foram realizadas seis coletas: out/99, fev/00 e jun/00, referentes ao primeiro ano de acompanhamento; e out/00, fev/01 e jun/01, referentes ao segundo ano.

As coletas foram realizadas agitando-se repetidamente todos os ramos da planta ao alcance das mãos em sacos plásticos de 100 litros, que foram fechados em seguida. Considera-se que este método de amostragem pode dificultar a captura de insetos muito ágeis. Entretanto, como a maioria da fauna residente é relativamente sedentária, esta técnica é a mais adequada para medidas de tamanho da população e biomassa dos invertebrados associados à planta (Majer & Recher 1988, Schowalter 1989). A folhagem foi em seguida examinada para se verificar a presença de galhadores ou minadores, além de outros artrópodos fixos, como cochonilhas.

Figura 1. Indivíduo de *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae), conhecida como aroeira-vermelha ou aroeira-pimenteira.

Figura 2. Indivíduo de *Cordia sellowiana* (Boraginaceae), conhecida como louro-pardo.

Figura 3. Indivíduo de *Guazuma ulmifolia* (Sterculiaceae), conhecida como mutambo.

Figura 4. Indivíduo de *Hymenaea courbaril* (Caesalpiniaceae), conhecida como jatobá.

Figura 5. Indivíduo de *Cariniana estrellensis* (Lecythidaceae), conhecida como jequitibá-branco.

Figura 6. Indivíduo de *Myroxylum peruiferum* (Fabaceae), conhecida como cabreúva ou bálsamo.

Em laboratório, os espécimes coletados, nos próprios sacos de coleta, foram congelados. Após triagem, foram armazenados em etanol 70% ou mantidos em caixas entomológicas, separados em morfoespécies e identificados, sempre que possível, até o nível de gênero ou família. Baseado nas características das famílias, as espécies foram agrupadas em guildas, conforme a classificação usada por Basset (1991) com algumas adaptações: herbívoros sugadores, herbívoros mastigadores, predadores, parasitóides, detritívoros, formigas (consideradas como uma guilda separada devido à grande variação dos hábitos alimentares, com exceção das pertencentes ao gênero *Atta* que, por serem importantes desfolhadores, são incluídas na categoria de herbívoros mastigadores) e outros (comedores de sementes, de madeiras, de fungos, de néctar e os “turistas”, que são os insetos atraídos para a planta em busca de abrigo, suporte, luz, atividade sexual).

A determinação da guilda para cada morfoespécie foi baseada em informações na literatura e observações de campo. Entre os artrópodos, todos ou a maioria dos membros de certos níveis taxonômicos, como ordens ou famílias, pertencem ao mesmo grupo funcional (Williams 1997). Os homópteros, por exemplo, são todos herbívoros sugadores. Em alguns casos, por dificuldades na identificação ou pelo fato da espécie pertencer a família com hábitos muito variados, não foi possível determinar com exatidão a que guilda a espécie pertencia, sendo então enquadrada num último grupo denominado "não definidos".

Por ocasião das coletas, as plantas utilizadas para a amostragem de artrópodos tiveram suas folhas jovens e adultas contadas. O peso fresco médio das folhas jovens (obtido quando realizados os procedimentos para avaliação do teor de água, conforme descrito no capítulo 5) foi então multiplicado pelo número de folhas jovens e o mesmo foi realizado em relação às folhas adultas. Os dois valores resultantes foram então somados para se ter a biomassa foliar da amostra.

Além da abundância absoluta, foi calculada também abundância de artrópodos relativa à biomassa foliar da amostra, sendo então representada como número de indivíduos/peso seco da amostra. Isso garantiu que as variações de biomassa das plantas amostradas nos diferentes períodos não influenciassem os resultados.

Foram quantificadas a riqueza e a diversidade para o total de artrópodos coletados. A riqueza foi representada pelo número total de espécies e a diversidade, pelo índice de Shannon-Wiener (Magurran 1988). Além disso, foi calculado o índice de Sorensen (Magurran *op cit.*) para avaliação da similaridade de espécies entre os dois anos de estudo.

A riqueza, a abundância e a diversidade de artrópodos presentes foram comparadas entre os dois anos consecutivos através de teste t. A riqueza e a abundância dentro das várias guildas foram comparadas através de Análise de Variância com dois fatores (guildas e anos).

3. Resultados

Foram coletadas 439 morfoespécies. Observou-se um aumento da riqueza a cada coleta, embora o número de espécies novas tenha diminuído principalmente nas coletas de fevereiro e junho de 2001 (Fig. 7). Esse decréscimo no aparecimento de novas espécies pode estar relacionado principalmente à diminuição drástica da biomassa foliar nesses dois períodos amostrais (Fig. 8). O motivo de tal diminuição na biomassa foliar foi o ataque por formigas cortadeiras, que será melhor comentado no capítulo 5.

Um teste piloto com *S. terebinthifolius* revelou que a riqueza dos artrópodos associados a *S. terebinthifolius* na área é tão grande que apenas após se coletar em 45 plantas diferentes foi possível obter uma estabilização parcial da curva de acumulação de espécies (Fig. 9).

Não foi observada diferença significativa entre a riqueza de espécies dos dois anos de acompanhamento, embora em outubro de 2000 tenha sido observado um número de espécies bem mais elevado que em outubro de 1999 (Tabela 2). Entretanto, o índice de Sorensen indicou uma similaridade de apenas 0,56 na composição de espécies entre os dois anos.

A abundância absoluta de artrópodos também foi crescente ao longo das coletas, totalizando 18.146 indivíduos (Fig. 10). Comparando-se os dois anos de acompanhamento, foi verificado um aumento significativo no número de artrópodos no segundo ano (Tabela 3). Entretanto, a diferença perde a significância quando se transforma os valores em abundância/kg de biomassa foliar (Tabela 4). Essa análise estatística, porém, deve ser tomada com cautela, uma vez que os valores nas coletas de fevereiro e junho mais que dobraram do primeiro para o segundo ano.

Embora a diversidade observada nos meses de fevereiro e junho tenha sido inferior no segundo ano de acompanhamento, não foi observada diferença significativa entre as médias dos dois anos.

Figura 7. Riqueza de artrópodos acumulada ao longo das coletas em seis espécies arbóreas na Floresta da USP.

Figura 8. Variação da biomassa foliar ao longo das coletas em 20 exemplares de seis espécies arbóreas na Floresta da USP.

Figura 9. Curva de acumulação de espécies de artrópodos em *S. terebinthifolius* em uma amostragem piloto realizada em outubro de 2000.

Tabela 2. Riqueza de artrópodos coletados em seis espécies vegetais nos dois primeiros anos na Floresta da USP.

	Ano 1	Ano 2
Outubro	98	168
Fevereiro	188	194
Junho	202	176
Média $\pm$ erro da média *	162,7 $\pm$ 32,6	179,3 $\pm$ 7,8

- Sem diferença significativa ($P = 0,64$). Teste t, $n = 3$.

Figura 10. Abundância de artrópodos acumulada ao longo das coletas em seis espécies arbóreas na Floresta da USP.

Tabela 3. Abundância de artrópodos coletados em seis espécies vegetais nos dois primeiros anos na Floresta da USP.

	Ano 1	Ano 2
Outubro	1375	3324
Fevereiro	2172	4073
Junho	3097	4300
Média $\pm$ erro da média *	2214,7 $\pm$ 497,6	3899,0 $\pm$ 294,9

* Com diferença significativa ($P < 0,05$). Teste t, $n = 3$.

Tabela 4. Abundância / kg de biomassa foliar de artrópodos coletados em seis espécies vegetais nos dois primeiros anos na Floresta da USP.

	Ano 1	Ano 2
Outubro	491,44	366,4
Fevereiro	414,66	995,5
Junho	736,6	2155,8
Média $\pm$ erro da média *	547,6 $\pm$ 97,1	1172,6 $\pm$ 524,1

* Sem diferença significativa ($P = 0,31$). Teste t, $n = 3$.

Não foi encontrada diferença significativa na distribuição da riqueza de artrópodos dentro das guildas do ano 1 para o ano 2, ou seja, a distribuição dentro das guildas não apresentou dependência do fator "ano" (ANOVA com dois fatores, $P = 0,46$). De modo geral, a maior riqueza foi observada entre os herbívoros sugadores, seguidos pelos predadores, parasitóides, organismos com outros hábitos alimentares (como os que se alimentam de sementes, fungos, néctar, etc.) e herbívoros mastigadores (Fig. 11).

Por outro lado, a abundância dentro de cada guilda variou de um ano para outro (ANOVA com dois fatores, $P < 0,05$). As formigas, que representavam 32% do total de artrópodos coletados no primeiro ano, passaram para 62% no segundo ano (Fig. 12). Ao contrário, os herbívoros mastigadores e sugadores, que juntos representavam 37% do número de organismos no primeiro ano, caíram no segundo ano para apenas 12% do total. Os predadores, do mesmo modo, caíram de 17% para 13% (Fig. 12). Os valores de abundância/Kg de biomassa foliar comportaram-se de modo praticamente idêntico (Fig. 13).

Muitas das famílias com maior número de espécies (Tabela 5) sobressaíram-se também pelo grande número de indivíduos (Tabela 6).

Figura 11. Distribuição das guildas de artrópodos de acordo com a riqueza nos dois anos de acompanhamento.

Figura 12. Distribuição das guildas de artrópodos de acordo com a abundância nos dois anos de acompanhamento.

Figura 13. Distribuição das guildas de artrópodos de acordo com a abundância/kg de biomassa foliar nos dois anos de acompanhamento.

Tabela 5. Principais grupos nas diferentes guildas, de acordo com a riqueza.

herbívoros sugadores	herbívoros mastigadores	predadores	parasitóides	detritívoros	outros
Hemiptera	Coleoptera	Araneae	Hymenoptera	Coleoptera	Coleoptera
• Pentatomidae	• Chrysomelidae	Coleoptera	• Chalcidoidea		• Curculionidae
• Miridae	• Elateridae	• Coccinelidae	• Braconidae		• Nitidulidae
• Coreidae	Lepidoptera	Hemiptera			Lepidoptera (adultos)
• Corizidae	(imatuross)	• Reduviidae			Diptera
• Cycadellidae		• Anthocoridae			
• Membracidae		Neuroptera			
Thysanoptera		Diptera			

Tabela 6. Principais grupos nas diferentes guildas, de acordo com a abundância.

herbívoros sugadores	herbívoros mastigadores	predadores	parasitóides	detritívoros	outros
Hemiptera	Coleoptera	Araneae	Hymenoptera	Blattaria	Coleoptera
• Pentatomidae	• Chrysomelidae	Mantodea	• Chalcidoidea	Coleoptera	• Curculionidae
• Miridae	• Elateridae	Coleoptera	• Braconidae	• Lathridiidae	• Nitidulidae
• Pyrrhocoridae	Lepidoptera	• Coccinellidae		• Dermestidae	• Ostomidae
• Coreidae	(imatuross)	Hemiptera		Dermaptera	• Tenebrionidae
• Cycadellidae	Hymenoptera	• Reduviidae			Diptera
• Membracidae	• Formicidae	• Anthocoridae			Psocoptera
• Aphididae	(<i>Atta</i> sp)	Neuroptera			
• Psyllidae		• Chrysopidae			

4. Discussão

Uma das hipóteses deste estudo era de que, do primeiro para o segundo ano após o plantio, haveria grande incremento na riqueza, abundância e diversidade de artrópodos como resultado do favorecimento do estabelecimento de organismos colonizadores provenientes do entorno devido principalmente ao incremento da biomassa foliar, entre outros fatores.

Entretanto, não foi verificada diferença significativa na riqueza e na diversidade entre os dois primeiros anos. Três explicações podem ser dadas para estes resultados. A primeira seria a grande redução de biomassa foliar observada nas duas últimas coletas, que pode ter impossibilitado o estabelecimento de espécies com requerimentos mais específicos, tais como herbívoros especialistas e seus respectivos parasitóides.

Outra explicação poderia ser a deficiência amostral, por mais intensiva que tenha sido a coleta de dados. Neste caso, os valores observados seriam apenas uma parcela do universo de espécies realmente associadas às plantas amostradas nas respectivas coletas. Um indício que aponta para essa hipótese é a estabilização parcial da curva de acumulação de espécies apenas a partir de 45 indivíduos de *S. terebinthifolius* amostrados num teste piloto. Entretanto, o tamanho amostral possível de ser adotado para cada espécie vegetal foi de 20 plantas por coleta, ou seja, menos da metade daquele número.

Novotný & Basset (2000), em um estudo com insetos herbívoros associados a algumas espécies vegetais de florestas tropicais da Nova Guiné, não conseguiram estabilização de suas curvas de amostragem nem mesmo após 400 horas de esforço amostral, na qual cerca de 22 a 30% das espécies de herbívoros apareceram uma única vez. Esses autores mostraram que, neste tipo de ambiente, por mais que se prolongue a amostragem, sempre surgirão espécies novas, por eles chamadas de “singletons”, embora esta proporção vá diminuindo, pela tendência de maior número de indivíduos daquelas espécies aparecerem. Para esses autores, são poucas as espécies realmente raras. Os “singletons”, parecem ser, na verdade, espécies de baixa incidência na espécie vegetal amostrada mas que podem ocorrer também em outras espécies. Podem ainda ser simplesmente espécies “turistas”, que não teriam nenhuma relação com a micro-comunidade presente naquela planta, estando ali simplesmente pelo acaso.

Finalmente, a ausência de diferença na riqueza e diversidade entre os períodos estudados poderia ser resultado do pequeno intervalo de tempo considerado. Talvez seja

necessário um tempo maior para que se possa constatar mudanças visíveis na riqueza e diversidade da comunidade de artrópodos associados à recomposição florestal.

No entanto, foi possível constatar uma mudança na composição das espécies de um ano para outro, ou seja, muitas das espécies observadas no primeiro ano não aparecem no segundo ano e vice-versa. Essa similaridade relativamente baixa (em torno de 0,56), pode indicar um processo sucessional na comunidade faunística num intervalo de apenas dois anos, embora fosse necessário um período de tempo maior de acompanhamento para confirmar se realmente existe esta tendência.

Em relação à abundância absoluta, de fato houve um incremento do primeiro para o segundo ano em todas as coletas realizadas. Transformando-se os valores em abundância/kg de biomassa foliar, entretanto, não foi encontrada diferença estatística entre os períodos. A razão entre o número de artrópodos e o peso seco da folhagem geralmente proporciona a melhor estimativa quando o tamanho da unidade amostral (biomassa foliar) é variável (Cochran 1977). Os resultados indicam que, na medida em que aumenta a biomassa vegetal disponível à comunidade, aumenta o número dos demais organismos. Por sua vez, os altos valores observados em fevereiro e principalmente em junho de 2001, quando houve um decréscimo drástico da biomassa, devem ser reflexo da concentração dos artrópodos nos ramos que ainda apresentavam folhas, ou seja, no pouco recurso que restou.

Dentro das guildas, mais uma vez a riqueza de artrópodos não variou entre os anos. Embora os números relativos de espécies de herbívoros mastigadores e sugadores costume ser muito variável de uma espécie arbórea para outra, quando somados resultam na proporção aproximada de 23% em relação às outras guildas, enquanto que os predadores situam-se em torno de 20% (Moran & Southwood 1982). Neste estudo, as duas guildas de herbívoros juntas representaram 41% das espécies no primeiro ano e 32% no segundo ano. A proporção de predadores mudou pouco, de 14% para 17%. Isso indica um desbalanço inicial a distribuição de espécies dentro das guildas, embora no segundo ano os valores tenham se aproximado dos padrões gerais.

O crescimento da abundância de diversas espécies de formigas em oposição ao drástico decréscimo do número de herbívoros indica mudanças profundas na estrutura da comunidade de um ano para outro. A diminuição na abundância de herbívoros deve ser resultado na redução da biomassa foliar disponível como alimento, enquanto que o aumento no número de formigas pode dever-se aos seus hábitos alimentares mais variados. Em comparação com uma floresta natural, áreas recuperadas, ao menos nos

primeiros dez anos, são caracterizadas por proporcionalmente mais espécies de formigas generalistas e menos especialistas (Majer 1996).

Schowalter *et al.* (1981) relatou o aumento populacional de afídeos em 23 vezes e de formigas em 6 vezes numa floresta temperada nos dois primeiros anos de recuperação após o corte raso em comparação com uma floresta não cortada. Através de medições do conteúdo de nutrientes em artrópodos das várias guildas, concluiu que as mudanças na estrutura da comunidade de artrópodos durante a rebrota altera o fluxo de nutrientes no ecossistema, acelerando a passagem dos nutrientes do solo para a matéria vegetal, e daí para a serapilheira. Mais importante, a atuação dos artrópodos resultaria no aumento da utilização de nutrientes e na redução das perdas pelo ecossistema.

Desse modo, a substituição de espécies e rearranjo da abundância dentro das guildas devem ser encarados como um processo comum em habitats recém criados ou em recuperação. Com o passar do tempo, porém, espera-se que um equilíbrio seja atingido. Um trabalho de monitoramento de longo prazo é essencial para elucidar a dinâmica neste tipo de ecossistema.

5. Referências bibliográficas

- Basset, Y. 1991. The seasonality of arboreal arthropods foraging within an Australian rainforest tree. *Ecological Entomology* 16: 265-278.
- Brown, V. K. & Southwood, T. R. E. 1983. Trophic diversity, niche breadth and generation times of exopterygote insects in a secondary succession *Oecologia* 56: 220-225.
- Cerri, A. 2003. *Recuperação de floresta estacional semidecidual no campus da USP de Ribeirão Preto, SP: dinâmica e desenvolvimento de espécies arbóreas nos primeiros anos pós-plantio*. Dissertação para a obtenção de título de mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências, área de Biologia Comparada, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 88 p.
- Cochran, W. G. 1977. *Sampling techniques*. 3ª ed. John Wiley and Sons, New York, USA. 427p.
- Lorenzi, H. 1998. *Árvores brasileiras – Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 2ª edição, v. 1 e 2.

- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall, London, 179 p.
- Majer, J. D. 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 12: 257-273.
- Majer, J. D. & Recher, H. F. 1988. Invertebrate communities on Western Australian eucalypts – a comparison of branch clipping and chemical knockdown procedures. *Australian Journal of Ecology* 13: 269-278.
- Moran, B. V. C. & Southwood, T. R. E. 1982. The guild composition of arthropod communities in trees. *Journal of Animal Ecology* 51: 289-306.
- Novotný, V. & Basset, Y. 2000. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* 89: 564-572.
- Schowalter, T. D. 1989. Canopy arthropod community structure and herbivory in old-growth and regenerating forests in western Oregon. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 318-322.
- Schowalter, T. D. 2000. *Insect ecology - An ecosystem approach*. Academic Press, 481 p.
- Schowalter, T. D.; Webb, J. W. & Crossley JR, D. A. 1981. Canopy structure and nutrient content of canopy arthropods in clearcut and uncut forest ecosystems. *Ecology* 62 (4): 1010-1019.
- Williams, K. S. 1997. Terrestrial arthropods as ecological indicators of habitat restoration in southern North America. In: Urbanska K. M., Webb, N. R. & Edwards, P. J. (eds). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 3-7.

Capítulo 5

**As relações de herbivoria e algumas
características foliares na recomposição**

1. Introdução

Em projetos de recuperação florestal, o plantio de mudas desencadeia um processo de sucessão ecológica secundária, cuja direção é determinada por inúmeros fatores, como as condições edáficas e climáticas, a composição de espécies vegetais empregadas, e as relações intra e interespecíficas. Entre as relações interespecíficas, a herbivoria desempenha uma função fundamental. Os herbívoros influem na dinâmica da sucessão secundária dos mais diversos ecossistemas terrestres por atuarem não apenas sobre a produção anual de biomassa, mas também por favorecerem algumas espécies vegetais em detrimento de outras (McBrien *et al.* 1983, Brown 1984, Mills 1986, Schowalter *et al.* 1986, Huntly 1991). Desse modo, a herbivoria influencia a composição e a densidade vegetal dentro de uma comunidade.

Para Seastedt & Crossley (1984), os artrópodos que mais influenciam a ciclagem de nutrientes e a produtividade vegetal são os detritívoros e herbívoros, respectivamente. A herbivoria intensa pode reduzir a produção anual (McNaughton 1983 *apud* Seastedt & Crossley *op cit.*) mas, por outro lado, as plantas podem aumentar a produtividade em resposta a um grau baixo ou moderado de consumo de seu material vegetativo. Em média, mais de 10% da produtividade vegetal em comunidades naturais são anualmente destruídos por herbívoros, sobretudo insetos (Coley *et al.* 1985). Segundo Mooney (1972 *apud* Salatino 1993), isso representa para as plantas uma perda maior do que a energia gasta para a reprodução.

Segundo Schowalter *et al.* (1986), a herbivoria é uma função do tamanho ou biomassa das populações de herbívoros e é influenciada por fatores que afetam a natalidade, a mortalidade e a dispersão dessas populações.

Strong *et al.* (1984) agrupam os fatores que afetam a herbivoria numa dada espécie vegetal em quatro conjuntos: (1) diversidade do ecossistema em que se encontra a planta hospedeira, sua densidade e distribuição; (2) características fitoquímicas, morfológicas e fenológicas da planta hospedeira; (3) relações mutualísticas planta-formigas (principalmente através de nectários extra-florais) e formigas-herbívoros, geralmente homópteros; (4) interações entre os três níveis tróficos, envolvendo as plantas (nível 1), os herbívoros (nível 2) e os inimigos naturais dos herbívoros (nível 3).

Uma espécie geralmente é sujeita a uma menor herbivoria quando faz parte de uma comunidade vegetal floristicamente complexa do que quando está, por exemplo, numa monocultura (Schowalter & Turchin 1993). Entre os mecanismos que explicam este fenômeno estaria a baixa concentração dos recursos vegetais em ecossistemas

diversificados, o aumento da abundância de insetos predadores e parasitóides, a complexidade estrutural do ecossistema influenciando o comportamento do inseto, a inibição química da colonização por herbívoros através da repelência de plantas associadas entre si e o desvio de polívoros de uma planta para outra mais palatável (Brown & Ewel 1987). Outros estudos mostram que a herbivoria correlaciona-se positivamente com a abundância da espécie vegetal (por exemplo, Schowalter 1994).

Numa comunidade, a atuação dos herbívoros também varia de acordo com o estágio da sucessão. De modo geral, plantas dos primeiros estágios da sucessão investem a maior parte dos recursos que obtêm no crescimento, investindo menos em substâncias de defesa que as plantas dos últimos estágios, que têm crescimento mais lento (Coley 1983). Assim, as plantas pioneiras costumam sofrer maior herbivoria que as clímaxicas (Coley *op cit.*). Nos dois primeiros anos seguidos ao plantio, como foi o período de estudo, ocorrem transformações drásticas na estrutura da vegetação em função do crescimento das mudas, uma vez que a taxa de incremento em diâmetro e altura em espécies tropicais costuma ser maior no início do desenvolvimento da planta do que nos indivíduos já adultos (Bazzaz 1991). O crescimento, porém, varia de uma espécie para outra, principalmente se levarmos em conta a categoria sucessional a qual a espécie pertence. Assim, indivíduos jovens de espécies pioneiras costumam ter um desenvolvimento bem mais acelerado que os de espécies tardias (Martínez-Ramos 1985, Cerri 2003).

Estudos indicam que a herbivoria costuma aumentar com o aumento do tamanho da planta. Alonso & Herrera (1996), por exemplo, estudando a variação intraespecífica nos níveis de herbivoria por larvas de Noctuidae em *Daphne laureola* (Thymelaeaceae), constataram que as plantas com mais ramos eram mais atacadas que aquelas com menos ramos, sendo que a quantidade de ramos estaria associada, entre outros fatores, à idade e nível de desenvolvimento da planta. Do mesmo modo, outro estudo, realizado por Stanforth *et al.* (1997), demonstrou que a frequência e magnitude da herbivoria em indivíduos juvenis de *Cirsium pitcheri* (Asteraceae), especialmente em folhas jovens, aumentou com o aumento do tamanho da planta. Esses resultados levam a crer que essa relação entre herbivoria e tamanho ou número de ramos deve-se à maior disponibilidade de recursos (principalmente folhas, no caso de insetos herbívoros) proporcionada por plantas mais desenvolvidas. Em outras palavras, a herbivoria estaria diretamente relacionada com a biomassa foliar disponível aos herbívoros. De fato, em cinco espécies simpátricas de Fabaceae estudadas por Marques *et al.* (2000), a biomassa foliar foi responsável por 44,15% da variação no número de espécies herbívoras e por 51,76% da

variação na abundância dessas espécies. Como a abundância de folívoros relaciona-se positivamente com os níveis de herbivoria (Alonso & Herrera 1996), conclui-se que, neste caso, plantas com maior biomassa foliar sofrem mais injúrias foliares.

Um dos objetivos desta parte do estudo foi verificar se ocorrem mudanças nos níveis de herbivoria, do primeiro ano para o segundo ano após o plantio em seis espécies de uma das áreas reflorestadas. Considerando os estudos citados acima, parte-se da hipótese de que o aumento de biomassa decorrente do desenvolvimento das mudas resultará em aumento dos níveis de herbivoria. Como se supõe também que o aumento de biomassa deve ser diferenciado de acordo com a categoria sucessional das espécies, o segundo objetivo foi verificar se a variação dos níveis de herbivoria entre os dois anos monitorados é diferente em espécies pioneiras e tardias. A hipótese é a de que o incremento da herbivoria será maior nas espécies pioneiras, que apresentam maior produção de biomassa foliar no início do desenvolvimento que as espécies tardias. Como os níveis de herbivoria também dependem do teor nutritivo e compostos secundários presentes nos tecidos vegetais, o terceiro e último objetivo é verificar quais dessas características vegetais relacionam-se com a herbivoria. Além disso, pretende-se buscar relações entre a qualidade da planta e o grupo sucessional ao qual pertence. Embora muitas propriedades da planta tenham relação com a preferência por herbívoros, escolheu-se medir aquelas consideradas mais efetivas (Coley 1983), com efeito dose-dependente, e potencialmente presentes em altas concentrações.

2. Material e Métodos

O estudo foi realizado na área da Floresta da USP plantada em dezembro de 1998, chamada neste trabalho de R2 (para descrição, ver capítulo 2). Foram estudadas três espécies pioneiras (iniciais) e três espécies secundárias tardias ou climácicas (tardias), de acordo com a classificação de Lorenzi (1998) (Tabela 1). A escolha dessas espécies baseou-se na abundância e representatividade de cada uma delas na área de estudo.

Tabela 1. Espécies vegetais amostradas na Floresta da USP, de acordo com seu estágio na sucessão ecológica.

espécie	família	estádio sucessional
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	pioneira
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	pioneira
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Sterculiaceae	pioneira
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Caesalpiniaceae	climática
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	secundária tardia
<i>Myroxylum peruiferum</i> L. f.	Fabaceae	climática

Herbivoria no dossel

As medições dos níveis de herbivoria foram realizadas em imagens obtidas nos finais dos períodos em que se deu a coleta de insetos, ou seja, no período de outubro de 1999 a junho de 2001, a cada quatro meses. Em 12 plantas de cada espécie foram marcados 3 ramos cujas folhas estavam no início da expansão, quatro meses antes da primeira avaliação. A partir de então, os mesmos ramos foram utilizados em cada período de acompanhamento. Sempre que um ramo secava, quebrava-se ou perdia totalmente as folhas, era substituído por um novo ramo.

Foi considerada como herbivoria qualquer perda de área fotossintética decorrente da ação de insetos mastigadores ou raspadores, sugadores (áreas necrosadas), minadores e galhadores. Folhas perdidas pela ação de formigas cortadeiras ou de lagartas construtoras de ninhos ou rolos também foram incluídas na estimativa.

A herbivoria por insetos mastigadores foi avaliada incluindo-se todas as folhas monitoradas em seis classes de injúria: (0) folhas intactas; (1) 0,1 – 2,5% de injúria; (2) 2,6 – 10%; (3) 10,1 – 50%; (4) 50,1 – 99,9%; (5) 100% de injúria. O estabelecimento dessas categorias foi inicialmente baseado em trabalhos realizados por Dirzo & Harper (1982), Núñez-Farfán & Dirzo (1988), Alonso & Herrera (1996). Posteriormente, ajustado de acordo com um histograma dos níveis de herbivoria observados nas folhas de *H. courbaril* monitoradas em outubro/99 e fevereiro/00. Para esta avaliação piloto, todas as folhas com algum sinal de herbivoria tiveram suas áreas potenciais e residuais mensuradas para o cálculo da herbivoria (%) sofrida. As medições foram feitas a partir de imagens obtidas com câmera fotográfica digital, analisadas através de um software de

processamento e análise de imagens digitais denominado SIARCS 3.0, desenvolvido pela EMBRAPA.

A partir das frequências em cada categoria foi então calculado um índice de herbivoria anual ($\bar{H}$) por mastigadores para cada planta através da fórmula:

$$\bar{H} = \frac{\sum_{i=1}^{i=5} n_i H_i}{\sum_{i=0}^{i=5} n_i}$$

onde n_i é o número de folhas na classe i de herbivoria e H_i é o ponto médio na classe i de herbivoria, conforme definido acima. $\bar{H}$ representa a área média removida no intervalo de um ano.

A herbivoria por insetos sugadores foi calculada como porcentagem de área foliar que as folhas necrosadas, pela ação desses insetos, têm a menos que as folhas sadias. Nessas avaliações, mais uma vez foram realizadas medições em imagens digitais com o software SIARCS. Como alguns insetos sugadores não provocam injúrias visíveis às folhas das quais se alimentam, a herbivoria por estes insetos pode ser subestimada pelo método mencionado. Assim, uma forma de evidência indireta da herbivoria por estes organismos e que pode ser levada em consideração, seria a determinação de sua abundância, já prevista no item anterior.

Embora os insetos que se desenvolvem no interior de galhas ou que formam minas no mesófilo foliar tenham aparelho bucal mastigador, foram considerados numa análise separada devido ao tipo característico de atuação sobre a planta. A área ocupada por tais estruturas foi considerada como perdida por herbivoria, uma vez que algum tempo depois do ataque, o tecido foliar nessas regiões perde a coloração verde e, portanto, deixa de realizar fotossíntese.

As perdas anuais ocasionadas por insetos mastigadores, sugadores, galhadores e minadores em cada planta monitorada foram então somadas, de modo a ter-se um índice geral de herbivoria para cada ano de acompanhamento.

Para cada espécie foram realizadas comparações dos níveis de herbivoria entre os anos através de teste t pareado ou teste de Wilcoxon, de acordo com a normalidade dos dados. Além disso, foram criados histogramas com a frequência das folhas de cada espécie de acordo com as categorias de herbivoria mencionadas acima.

A herbivoria foi então comparada entre os dois anos e entre espécies pioneiras e não pioneiras, analisando-os através de ANOVA de medidas repetidas com dois fatores (ano e estágio sucessional da planta).

Além disso, testou-se a relação entre a herbivoria e a biomassa foliar nos vários períodos de acompanhamento através do teste de correlação de Pearson. A metodologia para mensuração da biomassa foliar está descrita no capítulo 4.

Qualidade da planta hospedeira e a herbivoria

A qualidade das plantas hospedeiras foi avaliada através de análises das características nutritivas e defensivas das plantas. No início do primeiro ano de amostragem, foram coletadas separadamente folhas jovens e adultas de 16 indivíduos/espécie e agrupadas duas a duas de modo a formarem oito réplicas de campo. São consideradas como jovens as folhas que ainda não completaram sua expansão, apresentando textura e/ou coloração diferenciada em relação às adultas. Foram analisadas as seguintes características foliares que afetam os níveis de herbivoria:

Água - seu teor foi obtido através das diferenças entre o peso das folhas frescas, pesadas ainda no campo, e o peso das folhas depois de 72 h em estufa a 70°C. Foi expresso como porcentagem em relação ao peso fresco.

Nitrogênio - a quantificação foi realizada através do sistema micro-Kjeldahl descrito em Allen *et al.* (1974), com algumas modificações. De cada repetição de campo foram realizadas três réplicas de laboratório.

Dureza – foi medida em folhas frescas através de um penetrômetro construído segundo as instruções de King (1988), que mede a pressão necessária para perfurar um círculo de 2 mm de diâmetro na lâmina foliar. De cada uma das três repetições de campo foram amostradas 10 folhas, sendo a medição realizada 3 vezes em cada folha, na região mediana, evitando-se a nervura central.

Pubescência – as folhas utilizadas nesta análise foram submetidas ao tratamento de dissociação de Jeffrey (Johansen 1940), que resulta no destacamento da epiderme do restante da folha. A epiderme foi então corada com solução alcoólica de safranina, montada em lâminas e observada em microscópio óptico para a verificação da existência de tricomas. Entre as espécies em que se constatou a presença de tricomas, de cada amostra foram analisadas 5 folhas jovens e 5 maduras em sua base, meio e ápice. em

ambas as superfícies a contagem do número de tricomas foi efetuada com o auxílio de uma escala micrométrica acoplada à ocular do microscópio, de modo a se delimitar áreas de 1 mm². Diferentes tipos de tricomas foram contados separadamente.

Taninos – foram quantificados pelo método de precipitação de proteínas de Hagerman & Butler (1978), utilizando como padrão os taninos parcialmente purificados das próprias plantas amostradas. Para cada repetição de campo foram realizadas tréplicas de laboratório.

Além de todas as análises químicas e físicas acima descritas, foram realizadas, por ocasião das coletas, observações para se verificar se a planta é mirmecófila, ou seja, se apresenta estratégias de atração de formigas. Essa é uma estratégia muito interessante para a planta, uma vez que as formigas que fazem parte dessas associações tendem a protegê-la contra outros herbívoros, conseqüentemente diminuindo as taxas de herbivoria. A planta mirmecófila pode atrair as formigas oferecendo-lhe cavidades que sirvam de abrigo ou oferecendo alimento na forma de néctar extrafloral, corpúsculos de glicogênio ou até mesmo indiretamente, na forma de exsudatos de homópteros também associados.

Para cada variável analisada, fez-se comparações entre as espécies, separadamente para folhas jovens e adultas, através de análise de variância, seguida do teste de Student Newman Keuls para comparações múltiplas.

Além disso, buscou-se encontrar uma relação entre todas as características nutritivas e defensivas em folhas jovens e adultas e a herbivoria sofrida através de teste de correlação de Pearson, dependendo da normalidade dos dados.

3. Resultados

Herbivoria no dossel

De modo geral, foi observado que folhas jovens são o principal alvo da maioria dos insetos herbívoros, principalmente dos sugadores, minadores e galhadores.

Cada espécie vegetal apresentou alguns tipos de injúrias características. *G. ulmifolia*, por exemplo, além de ser atacada por insetos mastigadores, geralmente lagartas (Fig. 1), é também atacada por insetos galhadores e minadores. A formação

das galhas ocorre quando a folha ainda é jovem e, numa única folha pode haver a formação de dezenas de galhas. As minas também aparecem nas folhas ainda jovens, mas não são muito freqüentes. Em *C. sellowiana*, os principais danos são causados por um crisomelídeo que se alimenta raspando o limbo foliar (Fig. 2). Após algum tempo, a região atingida acaba necrosando. Além disso, lagartas também se alimentam de folhas dessa espécie. Os principais danos em *S. terebinthifolius* e *M. peruiiferum* são causados por sugadores, cuja atuação geralmente causa deformação dos folíolos (Figs 3 e 4). Além disso, minas são freqüentes em ambas as espécies, pequenas na primeira espécie e grandes na última (Fig. 5). Em *H. courbaril* e *C. estrellensis*, as perdas de área foliar devem-se principalmente à ação de insetos mastigadores (Fig. 6), sendo que em *C. estrellensis*, a maioria das injúrias ocorre ainda no desenvolvimento do primórdio foliar (Fig. 7).

Figura 1. Lagarta responsável pela maior parte das injúrias em folhas de *G. ulmifolia*.

Figura 2. Crisomelídeos raspando a superfície foliar de *C. sellowiana*.

Figura 3. Folíolos de *S. terebinthifolius* deformados pela ação de insetos sugadores.

Figura 4. Folículos de *M. peruiferum* deformados pela ação de insetos sugadores.

Figura 5. Indícios de atividade de insetos minadores em *M. peruiferum*.

Figura 6. Herbivoria por insetos mastigadores em folha de *H. courbaril*.

Figura 7. Indício de herbivoria no início do desenvolvimento foliar em *C. estrellensis*.

Das seis espécies monitoradas, quatro (*C. sellowiana*, *S. terebinthifolius*, *M. peruiferum* e *C. estrellensis*) apresentaram aumento nos níveis de herbivoria do primeiro para o segundo ano de acompanhamento, enquanto que em *G. ulmifolia* e *H. courbaril* a herbivoria permaneceu estável (Figs. 8-13).

Todas as espécies sofreram ataque por formigas cortadeiras (*Atta* sp) no segundo ano (Fig. 14), fato praticamente inexistente no ano 1 (Figs. 8-13). A atuação das saúvas foi a grande responsável pela drástica elevação dos níveis de herbivoria em *C. sellowiana* (89% da herbivoria observada), *M. peruiferum* e *C. estrellensis* (98% para ambas as espécies). Nestas três espécies, a desfolhação foi intensa durante todo o segundo ano de acompanhamento, de modo que muitos dos indivíduos acompanhados se encontravam sem folhas em todo o período de coleta em razão da atividade regular de *Atta* sp (Fig. 15). Em *S. terebinthifolius*, o aumento da herbivoria deveu-se a outros insetos, principalmente sugadores.

Através do contraste entre os histogramas com as frequências de herbivoria observadas e com frequências onde foi desconsiderada a herbivoria por saúvas, é possível notar que esses insetos são responsáveis pelo aumento da frequência nas categorias de injúrias mais intensas, principalmente na categoria 5, que representa 100% de injúria (Figs 16-27). Isso ocorre porque as saúvas geralmente cortam o pecíolo, fazendo com que a folha caia ao solo, onde outros indivíduos da colônia picam-na em pedaços que são então transportados ao formigueiro.

Comparando-se os grupos das pioneiras e das tardias, não foi possível verificar diferenças nos níveis de herbivoria entre as espécies de diferentes categorias sucessionais (Anova de medidas repetidas de dois fatores, $p = 0,19$). Para ambos os grupos, os níveis de herbivoria, que foram baixos no primeiro ano, foram mais de sete vezes maiores no segundo ano (Anova de medidas repetidas de dois fatores, $p \leq 0,0001$).

Figura 8. Herbivoria (%) em *G. ulmifolia* nos dois primeiros anos após o plantio. A herbivoria não difere entre os anos (teste t pareado, $n = 12$, $p = 0,48$).

Figura 9. Herbivoria (%) em *C. sellowiana* nos dois primeiros anos após o plantio. A herbivoria difere entre os anos (teste de Wilcoxon, $n = 12$, $p = 0,001$).

Figura 10. Herbivoria (%) em *S. terebinthifolius* nos dois primeiros anos após o plantio. A herbivoria difere entre os anos (teste de Wilcoxon, $n = 12$, $p = 0,001$).

Figura 11. Herbivoria (%) em *M. peruiferum* nos dois primeiros anos após o plantio. A herbivoria difere entre os anos (teste de Wilcoxon, $n = 12$, $p = 0,005$).

Figura 12. Herbivoria (%) em *H. courbaril* nos dois primeiros anos após o plantio. A herbivoria não difere entre os anos (teste de Wilcoxon, $n = 12$, $p = 0,91$).

Figura 13. Herbivoria (%) em *C. estrellensis* nos dois primeiros anos após o plantio. A herbivoria difere entre os anos (teste de Wilcoxon, $n = 12$, $p = 0,005$).

Figura 14. Herbivoria por formigas cortadeiras (*Atta* sp) em folhas de *C. strellensis*.

Figura 15. Exemplo de *C. sellowiana* totalmente desfolhado pela ação de *Atta* sp.

o das pioneiras, a herbivoria passou de 3,88% para 30%, enquanto que no grupo das tardias, aumentou de 5,72% para 40,54% (Figura 28).

No primeiro ano de acompanhamento, antes do ataque por saúvas, foi detectado um aumento de biomassa no período chuvoso (jan/00, Figura 29). No segundo ano, entretanto, as folhas produzidas no começo da estação chuvosa (out/00) foram rapidamente predadas, assim como as folhas das rebrotas subsequentes, restando pouca biomassa foliar no restante do período. Não foi encontrada correlação entre a herbivoria e a biomassa foliar no período de acompanhamento para nenhuma das espécies estudadas (Tabela 2).

Figura 16. Frequência de folhas de *G. ulmifolia* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio.

Figura 17. Frequência de folhas de *G. ulmifolia* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio, excluindo a herbivoria por saúvas.

Figura 18. Frequência de folhas de *C. sellowiana* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio.

Figura 19. Frequência de folhas de *C. sellowiana* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio, excluindo a herbivoria por saúvas.

Figura 20. Frequência de folhas de *S. terebinthifolius* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio.

Figura 21. Frequência de folhas de *S. terebinthifolius* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio, excluindo a herbivoria por saúvas.

Figura 22. Frequência de folhas de *M. peruiiferum* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio.

Figura 23. Frequência de folhas de *M. peruiiferum* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio, excluindo a herbivoria por saúvas.

Figura 24. Frequência de folhas de *H. courbaril* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio.

Figura 25. Frequência de folhas de *H. courbaril* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio, excluindo a herbivoria por saúvas.

Figura 26. Frequência de folhas de *C. strellensis* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio.

Figura 27. Frequência de folhas de *C. strellensis* nas diferentes classes de herbivoria nos dois primeiros anos após o plantio, excluindo a herbivoria por saúvas.

Figura 28. Herbivoria (%) em espécies pioneiras e climáticas nos dois primeiros anos após o plantio.

Figura 29. Biomassa foliar observada nas seis espécies do estudo durante os dois anos de acompanhamento.

Tabela 2. Correlação entre a herbivoria (%) e a biomassa foliar (g) nas seis espécies estudadas.

	Coeficiente de correlação	p
<i>G. ulmifolia</i>	+ 0,063	0,90
<i>C. sellowiana</i>	- 0,087	0,87
<i>S. terebinthifolius</i>	+ 0,524	0,29
<i>M. peruiferum</i>	- 0,500	0,31
<i>H. courbaril</i>	- 0,409	0,42
<i>C. estrellensis</i>	- 0,373	0,46

Teste de correlação de Pearson, n = 6.

Qualidade da planta hospedeira e herbivoria

Comparando-se folhas jovens e maduras, as folhas jovens apresentaram maiores teores de água (teste t, n = 8, $p \leq 0,0001$) e de nitrogênio (teste t, n = 8, $p < 0,05$), com exceção de *M. peruiferum* e *C. estrellensis*, cujos valores de nitrogênio não apresentaram diferença significativa (teste t, n = 8, $p = 0,20$ e $0,38$, respectivamente). Os teores de taninos foram maiores em folhas maduras (teste t, n = 8, $p \leq 0,0001$) em *G. ulmifolia*, *C. sellowiana*, *H. courbaril* e *C. estrellensis*. Em *S. terebinthifolius*, a maior concentração de taninos ocorreu em folhas jovens (teste t, n = 8, $p \leq 0,0001$), enquanto que em *M. peruiferum* não foi encontrada diferença entre folhas jovens e maduras (teste t, n = 8, $p = 0,13$). As folhas jovens de todas as espécies estudadas mostraram menores valores de dureza que as folhas maduras (teste t, n = 8, $p \leq 0,0001$).

As características foliares variaram muito de uma espécie para outra, tanto em folhas jovens quanto em folhas adultas. A ausência de padrões definidos impossibilitou separar as espécies iniciais das tardias com base nos caracteres foliares analisados. Entretanto, é importante ressaltar que os maiores teores de água e nitrogênio foram encontrados numa espécie pioneira, *C. sellowiana*, e os menores, numa climática, *C. estrellensis* (Tabelas 3 e 4).

Análises qualitativas revelaram que todas as espécies apresentam taninos do tipo condensado (Tabela 5), que são acumulados à medida que a folha amadurece. Além dos taninos condensados, *S. terebinthifolius* e *C. strellensis* possuem também taninos hidrolisáveis, principalmente em folhas jovens. Entretanto, os taninos hidrolisáveis de

Tabela 3. Teores de água (% do peso fresco) em folhas jovens e adultas de seis espécies vegetais empregadas na Floresta da USP.

	Folhas jovens	Folhas adultas
<i>G. ulmifolia</i>	68,2 ± 1,6 bc	58,0 ± 0,9 b
<i>C. sellowiana</i>	73,8 ± 0,6 a	64,4 ± 1,2 a
<i>S. terebinthifolius</i>	61,7 ± 1,4 e	55,0 ± 0,4 bc
<i>M. peruiferum</i>	61,5 ± 0,9 e	50,9 ± 1,8 c
<i>H. courbaril</i>	70,4 ± 0,8 b	52,7 ± 1,0 bc
<i>C. estrellensis</i>	66,6 ± 0,8 cd	50,5 ± 3,0 c

Média ± erro padrão. Valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna diferem entre si (ANOVA seguida do teste de Student-Newman-Keuls para comparações múltiplas, n = 8, P < 0,05).

Tabela 4. Teores de nitrogênio (% do peso seco) em folhas jovens e adultas de seis espécies vegetais empregadas na Floresta da USP.

	Folhas jovens	Folhas adultas
<i>G. ulmifolia</i>	2,25 ± 0,05 b	2,07 ± 0,04 b
<i>C. sellowiana</i>	4,73 ± 0,09 a	2,58 ± 0,08 a
<i>S. terebinthifolius</i>	2,68 ± 0,03 b	1,70 ± 0,06 d
<i>M. peruiferum</i>	2,41 ± 0,09 b	2,19 ± 0,14 b
<i>H. courbaril</i>	2,18 ± 0,10 b	1,84 ± 0,06 c
<i>C. estrellensis</i>	1,62 ± 0,04 c	1,57 ± 0,04 e

Média ± erro padrão. Valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna diferem entre si (ANOVA seguida do teste de Student-Newman-Keuls para comparações múltiplas, n = 8, P < 0,05).

S. terebinthifolius são provavelmente derivados do ácido gálico, de grande ocorrência na família Anacardiaceae, ao passo que a família Lecythidaceae, a qual pertence *C. estrellensis*, é caracterizada pela presença de ácido elágico (Cronquist 1981).

O maior teor de taninos em folhas jovens foi observado em *S. terebinthifolius*, embora os valores diminuam quando se compara as folhas adultas (Tabela 6). Em folhas adultas, os maiores valores foram encontrados em *C. estrellensis*. As espécies menos taniníferas foram *M. peruiferum* e *H. courbaril* (Tabela 6).

Com relação à dureza foliar (Tabela 7), as maiores diferenças foram observadas em folhas adultas, com os maiores valores para as climácicas *H. courbaril* e *C. estrellensis*, e os menores para a pioneira *G. ulmifolia*.

As três espécies climácicas, *M. peruiferum*, *H. courbaril* e *C. estrellensis* mostraram-se totalmente desprovidas de tricomas. De acordo com Theobald *et al.* (1979), em muitos casos a condição glabra representa situações em que os tricomas degeneraram ainda no início de seu desenvolvimento ou foram perdidos rapidamente após a maturação do órgão. Por isso, tomou-se o cuidado de se procurar por indícios de pubescência como bases de pelos principalmente em folhas jovens.

Detectou-se a presença de tricomas nas três espécies pioneiras. *C. sellowiana* apresenta dois tipos de tricomas: um cônico (Fig. 30A), com a superfície ornamentada, presente na face abaxial da folha; e outro glandular (Fig. 30B), de ocorrência apenas na face adaxial. Metcalf & Chalk (1965) afirmam que tricomas cônicos, geralmente calcificados e/ou silicificados, são típicos das boragináceas. São eles os responsáveis pela textura rugosa nas folhas das plantas desta família. Na porção basal desses tricomas costuma haver corpos semelhantes a cistólitos, que podem ocorrer também nas células epidérmicas adjacentes e no mesófilo. Variações no comprimento, curvatura e grau de calcificação dos tricomas ocorrem nos diferentes gêneros e espécies. Outros tipos de tricomas também são comuns nesta família, como os multicelulares ramificados, estrelados, glandulares com formas variadas, mas geralmente com ápices unicelulares como os observados em *C. sellowiana*, ou mesmo tricomas unicelulares (Metcalf & Chalk *op. cit.*).

G. ulmifolia também apresenta dois tipos de tricomas: estrelados (Fig. 31A) e glandulares (Fig. 31B), presentes em ambas as faces. Os tricomas estrelados são predominantes em Sterculiaceae, ocorrendo também tricomas unicelulares, unisseriados, glandulares ou peltados (Metcalf & Chalk 1965).

Tabela 5. Análise qualitativa dos taninos encontrados em folhas de seis espécies vegetais empregadas na Floresta da USP.

Espécie	Taninos detectados		Taninos comuns na família (Cronquist 1981)
	Condensados	Hidrolizáveis	
<i>G. ulmifolia</i>	X		proantocianidinas (condensados)
<i>C. sellowiana</i>	X		proantocianidinas (condensados)
<i>S. terebinthifolius</i>	X	X	proantocianidinas (condensados) e ácido gálico (hidrolizáveis)
<i>M. peruiferum</i>	X		proantocianidinas (condensados)
<i>H. courbaril</i>	X		proantocianidinas (condensados)
<i>C. estrellensis</i>	X	X	proantocianidinas (condensados) e ácido elágico (hidrolizáveis)

Tabela 6. Teores de taninos (% do peso seco) em folhas jovens e adultas de seis espécies vegetais empregadas na Floresta da USP, calculados a partir de curva-padrão dos taninos parcialmente purificados das próprias espécies.

	Folhas jovens	Folhas adultas
<i>G. ulmifolia</i>	2,56 ± 0,5 c	4,29 ± 0,4 c
<i>C. sellowiana</i>	3,86 ± 0,9 c	13,84 ± 0,7 b
<i>S. terebinthifolius</i>	8,81 ± 0,5 a	5,22 ± 0,4 c
<i>M. peruiferum</i>	0,66 ± 0,4 e	0,76 ± 0,1 e
<i>H. courbaril</i>	1,32 ± 0,2 d	2,44 ± 0,4 d
<i>C. estrellensis</i>	4,56 ± 0,2 b	21,36 ± 0,6 a

Média ± erro padrão. Valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna diferem entre si (ANOVA seguida do teste de Student-Newman-Keuls para comparações múltiplas, n = 8, P < 0,05).

Tabela 7. Dureza (mmHg/mm²) em folhas jovens e adultas de seis espécies vegetais empregadas na Floresta da USP.

	Folhas jovens	Folhas adultas
<i>G. ulmifolia</i>	13,4 ± 0,8 b	38,0 ± 2,6 c
<i>C. sellowiana</i>	24,4 ± 4,0 a	69,5 ± 5,1 b
<i>S. terebinthifolius</i>	18,0 ± 1,0 a	58,0 ± 4,1 b
<i>M. peruiferum</i>	24,7 ± 2,8 a	67,5 ± 3,0 b
<i>H. courbaril</i>	14,2 ± 2,7 b	91,3 ± 4,9 a
<i>C. estrellensis</i>	21,1 ± 3,3 a	103,1 ± 6,7 a

Média ± erro padrão. Valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna diferem entre si (ANOVA seguida do teste de Student-Newman-Keuls para comparações múltiplas, n = 8, P < 0,05).

Os tricomas em *S. terebinthifolius*, por sua vez, são todos unisseriados (Fig.32) e ocorrem tanto na face abaxial quanto na adaxial. Entretanto, como na análise inicial verificou-se que os tricomas dessa espécie ocorrem em densidade muito baixa, em geral menos de 1 unidade/mm² em ambas as superfícies, não se realizou contagem mais detalhada. Na família Anacardiaceae são comuns os tricomas unisseriados, assim como os unicelulares e glandulares, estes últimos podendo assumir diversas formas (Metcalf & Chalk 1965).

Em *C. sellowiana* e *G. ulmifolia*, as duas espécies analisadas mais detalhadamente, não se observou diferença na densidade de tricomas entre a região basal, mediana e apical da folha (ANOVA, n = 8). Quando se compara a pubescência entre as duas superfícies foliares (Tabela 8), em *G. ulmifolia* a densidade é maior na superfície abaxial (Teste t, P < 0,05, n = 24) enquanto que em *C. sellowiana* não há diferença significativa (Teste t, P = 0,51, n = 24). Esses dados são baseados em análise realizada em folhas jovens, uma vez que em folhas adultas muitos tricomas já haviam se desprendido da lâmina foliar.

Apesar da grande abundância e riqueza de formigas amostradas durante as coletas dos insetos de dossel, não foi observada, nas plantas estudadas, nenhum indício de associação com estes insetos, como a presença de cavidades nos ramos e folhas, nectários extraflorais, corpúsculos de glicogênio ou associação com homópteros.

Figura 30. Tipos de tricoma em *Cordia sellowiana*: A – tricoma cônico, com nodosidades em sua superfície; B – tricomas glandulares.

Figura 31. Tipos de tricoma em *Guazuma ulmifolia*: A – tricoma estrelado; B – tricomas glandulares.

Figura 32. Tricoma uniseriado em *Schinus terebinthifolius*.

Os caracteres foliares analisados não apresentaram correlação significativa com os níveis de herbivoria no primeiro ou segundo ano de acompanhamento, com exceção da dureza em folhas jovens, que se correlacionou positivamente com a herbivoria observada no segundo ano de acompanhamento (Tabela 9, Figura 33).

Tabela 8. Densidade de tricomas (unidades/mm²) em folhas jovens de duas espécies vegetais empregadas na Floresta da USP.

	Superfície abaxial			Superfície adaxial	
	Estrelado	Glandular	Cônico	Estrelado	Glandular
G. ulmifolia	5,82 ± 1,75	7,67 ± 2,16	-	3,88 ± 1,61	2,48 ± 1,17
C. selowiana	-	-	5,43 ± 34,88	-	4,74 ± 3,21
Média ± erro padrão.					

Tabela 9. Coeficientes de correlação de Pearson entre características foliares e a herbivoria nas seis espécies estudadas.

	Herbivoria – 1º ano	Herbivoria – 2º ano
Folhas jovens:		
Água	+ 0,07	+ 0,16
Nitrogênio	- 0,01	+ 0,19
Taninos	- 0,10	- 0,20
Dureza	- 0,17	+ 0,95 *
Folhas adultas:		
Água	- 0,43	+ 0,29
Nitrogênio	- 0,38	+ 0,65
Taninos	- 0,14	+ 0,36
Dureza	+ 0,69	+ 0,20

* $p < 0,05$; $n = 6$.

Figura 33. Diagrama de dispersão da herbivoria em função da dureza foliar nas seis espécies estudadas. Estas estão identificadas pelas três primeiras letras de seus nomes específicos.

4. Discussão

O primeiro objetivo desta parte do trabalho foi determinar se ocorrem mudanças nos níveis de herbivoria do primeiro ano para o segundo ano após o plantio. A hipótese era de que o aumento de biomassa decorrente do desenvolvimento das mudas resultaria em aumento dos níveis de herbivoria. Das seis espécies estudadas, duas não apresentaram diferença e quatro sofreram aumento do nível de injúria foliar no segundo ano de acompanhamento, aumento este causado principalmente pelo ataque de saúvas ou formigas cortadeiras (*Atta* sp), como também são chamadas. As formigas cortadeiras são as responsáveis pela maior parte das injúrias foliares entre todos os herbívoros (Blanton & Ewel 1985), principalmente no neotrópico, onde alguns sistemas florestais costumam ter de 12 a 17% de sua produção foliar consumida por estes hymenópteros (Cherrett 1989).

Entretanto, não foi encontrada relação entre a herbivoria e a biomassa foliar ao longo do período de estudo em nenhuma das espécies, mesmo porque a biomassa não foi exatamente crescente ao longo do tempo. Pelo contrário, no segundo ano de acompanhamento, após um grande incremento no início do período chuvoso, ocorreu uma grande diminuição nos valores devido à ação das saúvas, impedindo inclusive o desenvolvimento de novos brotos.

A segunda pergunta foi se a variação dos níveis de herbivoria entre os dois anos monitorados seria diferente em espécies pioneiras e tardias. Coley (1983) verificou que as espécies pioneiras sofriam níveis de herbivoria seis vezes maiores que espécies de crescimento menos acelerado. Assim, minha hipótese era de que a herbivoria aumentaria mais nas espécies pioneiras que nas espécies tardias. Mais uma vez a hipótese não se confirmou. Não foi observada diferença nos níveis de herbivoria entre espécies pioneiras e tardias. Em ambos os grupos, os níveis aumentaram em sete vezes do primeiro para o segundo ano, principalmente em função do ataque por saúvas.

Em florestas em processo de sucessão secundária natural, os ninhos de saúvas são muito mais abundantes do que em florestas já estabelecidas (Farji-Brener 2001). Uma das possíveis explicações para este fenômeno seria a maior preferência das saúvas por folhas de espécies pioneiras, mais abundantes nos primeiros estágios da sucessão. Em testes de palatabilidade, de fato, 70% dos discos preferidos pelas saúvas são de espécies pioneiras (Farji-Brener 2001). Por outro lado, a maior abundância de ninhos nos primeiros estágios da sucessão também pode ser explicada pela preferência das rainhas em fundar as colônias em clareiras, aparentemente porque as colônias jovens requerem um certo grau de insolação em suas entradas (Jaffe & Vilela 1989). Levando-se em conta os dados obtidos neste estudo, esta seria a hipótese mais plausível. O estabelecimento dos ninhos teria sido beneficiado pela intensa luminosidade na área que, por ser aberta nos dois primeiros anos, funciona como uma imensa clareira, e o forrageamento teria sido pouco seletivo, afetando tanto espécies pioneiras quanto climácicas.

O terceiro e último objetivo foi verificar se há relações entre a qualidade da planta e o estágio sucessional e quais das características vegetais estudadas relacionam-se com a herbivoria. Os estudos de Feeny (1976) e de Rhoades & Cates (1976) sugeriram uma teoria sobre os padrões ótimos de defesa vegetal, segundo a qual a evolução dos diferentes mecanismos anti-herbivoria numa planta ou entre partes de uma planta ocorre em resposta ao risco de sua descoberta pelos herbívoros, o custo da defesa e o valor daquela parte da planta. De acordo com essa teoria, folhas jovens e plantas em estágios iniciais da sucessão são dificilmente encontradas pelos herbívoros devido à sua distribuição imprevisível no tempo e no espaço. Sendo imprevisíveis ou “não aparentes”, estas plantas podem potencialmente evitar o ataque de herbívoros especialistas e exibir defesas menos custosas contra a maioria dos herbívoros (defesas qualitativas). Por outro lado, em relação às folhas maduras ou plantas dos estágios sucessionais mais avançados, espera-se que invistam mais intensamente em defesas mais abrangentes

(quantitativas). A teoria da aparência sugere que a maior força seletiva na evolução das espécies vegetais é a aparência da planta ou seu risco de descoberta por herbívoros.

Testando essa teoria, Coley (1983) analisou a qualidade de 46 espécies arbóreas de uma floresta tropical na Ilha de Barro Colorado, Panamá. Partiu da premissa de que espécies arbóreas pioneiras exibiriam um padrão “não aparente”, uma vez que sua distribuição é restrita às bordas e às clareiras formadas eventualmente no interior da floresta, e também devido ao seu tempo de vida mais curto em relação às espécies persistentes. De fato, seus estudos demonstraram que as espécies pioneiras exibiam menores níveis de defesas quantitativas como compostos fenólicos (taninos, entre outros), fibras, dureza e maiores níveis de nitrogênio e água. Foi verificado também que as folhas maduras exibem melhor as diferenças nas estratégias de defesa entre plantas dos primeiros e dos últimos estádios sucessionais.

Comparando-se os resultados obtidos por Coley (*op. cit.*) com os do presente estudo, não encontramos muita concordância. Em relação aos taninos, por exemplo, que supostamente seriam baixos entre as espécies pioneiras, os valores foram relativamente altos. Apenas os maiores teores de nitrogênio e a presença de tricomas em pioneiras concordam com os resultados dessa autora. No estudo de Coley (1983), a pubescência é considerada como uma defesa menos custosa, que deve indicar a presença de outras toxinas qualitativas, principalmente quando os tricomas são glandulares

É amplamente aceito que os tricomas muitas vezes desempenham um papel de defesa contra insetos fitófagos. Em numerosas espécies há correlação negativa entre a densidade de tricomas e as respostas alimentares e de oviposição. Isso pode ocorrer tanto pela barreira física que proporcionam, como também por complementarem o arsenal químico da planta devido às suas glândulas contendo terpenos, fenóis, alcalóides, ou outras substâncias que são repelentes olfatórios ou gustativos (Levin 1973).

Ehleringer (1984) destaca que, além do papel de defesa, os tricomas têm um valor adaptativo em relação à economia de água pelas plantas. A economia de água ocorre tanto devido ao aumento da reflexão da radiação solar, como pelo aumento da espessura da camada superficial da folha. Em ambos os casos, segundo esse autor, a taxa de transpiração é reduzida e assim, se todos os outros fatores se mantêm constantes, aumenta-se potencialmente o conteúdo de água nas folhas.

Entretanto, como a maior parte dessas conclusões é baseada em estudos com plantas de climas áridos, talvez não sejam aplicáveis às espécies em questão. Mesmo

porque neste estudo não foi encontrada relação entre ocorrência ou densidade de tricomas e teor de água em folhas jovens. Além disso, no caso de *G. ulmifolia*, a maior pubescência ocorre na superfície abaxial, onde sua atuação contra a radiação solar seria bem menos efetiva.

Quanto à mirmecofilia, não foram encontrados indícios de proteção das plantas estudadas por formigas envolvidas neste tipo de interação. Assim, a grande riqueza e abundância de formigas observadas nas coletas de insetos devem estar relacionadas a outras atividades como herbivoria (no caso de *Atta*), predação, coleta de detritos animais e vegetais, de fungos presentes na superfície das folhas, de néctar, entre outros, uma vez que a família Formicidae inclui espécies com os mais diversos hábitos alimentares.

A única característica foliar avaliada que apresentou alguma relação com a herbivoria foi a dureza em folhas jovens. Diferente do que se imaginava, esta relação foi positiva, ou seja, as espécies com folhas mais tenras foram as menos atacadas por herbívoros, enquanto que as espécies com folhas mais duras sofreram maiores injúrias.

Desse modo, pode-se concluir que, ao menos para as espécies estudadas, as propriedades químicas da planta pouco influenciam a escolha pelos herbívoros, inclusive pelas saúvas. Estes resultados são opostos a outros que demonstram uma determinada seletividade provavelmente relacionada com as defesas químicas e físicas da planta, em geral dependente do efeito dessas defesas sobre a cultura de fungos que mantêm (Blanton & Ewel 1985). Howard (1987), num estudo com 50 espécies lenhosas na floresta tropical seca da Costa Rica, constatou que os compostos secundários vegetais são os principais fatores na escolha das folhas por formigas cortadeiras. A palatabilidade às formigas varia não só de uma espécie para outra, mas também entre plantas de uma mesma espécie e mesmo entre folhas de uma mesma planta, levando-se em consideração fatores como exposição à luminosidade e fenologia (Howard 1990).

A ação das saúvas também parece não ser afetada pelo desenvolvimento de resistência pela planta. Nas florestas tropicais em regeneração da região amazônica, as chances de uma planta ser atacada por saúvas independe do fato de ela ter sido ou não atacada nos cinco meses anteriores (Vasconcelos 1997). De fato, na área de estudo observou-se ataques consecutivos nas mesmas plantas marcadas. Várias plantas que já haviam sido completamente desfolhadas eram novamente atacadas assim que produziam novos brotos.

Esses resultados parecem indicar, portanto, uma grande propensão das recomposições florestais ao ataque intensivo de herbívoros, principalmente saúvas,

mesmo empregando-se grande diversidade de espécies e mesclando plantas dos vários estádios sucessionais. Estudos sobre a influência desta herbivoria sobre o rumo sucessional a ser seguido pela recomposição seriam de grande importância no melhor entendimento da dinâmica de ambientes florestais recompostos.

5. Referências Bibliográficas

- Allen, S. E.; Grimshaw, H. M.; Parkinson, J. A & Quarmby, C. 1974. *Chemical analysis of ecological materials*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 565p.
- Alonso, C. & Herrera, C. M. 1996. Variation in herbivory within and among plants of *Daphne laureola* (Thymelaeaceae): correlation with plant size and architecture. *Journal of Ecology* 84: 495-502.
- Bazzaz F. A. 1991. Regeneration of tropical forests: physiological responses of pioneer and secondary species. *In*: Gómez-Pompa A.; Whitmore T. C. & Hadley M. (org.). Rain forest and management. Man and the biosphere series. V. 6. The Parthenon Publishing Group, UNESCO, Reino Unido, p. 91-118.
- Blanton, C. M. & Ewel, J. J. 1985. Leaf-cutting ant herbivory in successional and agricultural tropical ecosystems. *Ecology* 66(3):861-869.
- Brown, B. J. & Ewel, J. J. 1987. Herbivory in complex and simple tropical succession ecosystems. *Ecology* 68 (1): 108-116.
- Brown, V. K. 1984. Secondary succession: insect-plant relationships. *Bioscience* 34(11): 710-716.
- Cerri, A. 2003. *Recuperação de floresta estacional semidecidual no campus da USP de Ribeirão Preto, SP: dinâmica e desenvolvimento de espécies arbóreas nos primeiros anos pós-plantio*. Dissertação para a obtenção de título de mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências, área de Biologia Comparada, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 88 p.
- Cherrett, J. M. 1989. Leaf-cutting ants, biogeographical and ecological studies. *In*: Lieth, H. & Werger, M. (eds). Ecosystem of the world 14b, *Tropical rain forest ecosystems*. Elsevier, pp. 473-488.
- Coley, P. D. 1983. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological Monographs* 53 (2): 209-233.

- Coley, P.D., J.P.; Bryant, F.S. & Chapin, III. 1985. Resource availability and plant anti-herbivore defense. *Science* 230: 895-899.
- Cronquist, A. 1981. *An integrated system of classification of flowering plants*. New York, Columbia University Press, 1262 p.
- Dirzo, R. & Harper, J. L. 1982. Experimental studies on slug-plant interactions: III. Differences in the acceptability of individual plants of *Trifolium repens* to slugs and snails. *Journal of Ecology* 70: 101-117.
- Ehleringer, P. J. 1984. Ecology and ecophysiology of leaf pubescence in North American desert plants. In: Rodríguez, E.; Healy, P. L., Mehta, I. (eds.). *Biology and chemistry of plant trichomes*. Plenum Press, New York, pp 113-132.
- Farji-Brener, A. G. 2001. Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forests than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. *Oikos* 92: 169-177.
- Feeny, P. 1976. Plant apparency and chemical defense. *Recent Adv. Phytochem.*, 10: 1-40.
- Hagerman, A. E. & Butler, L. G. 1978. Protein precipitation method for the quantitative determination of tannins. *J. Agric. Food Chem.*, 26 (4): 809-812.
- Howard, J. J. 1987. Leafcutting and diet selection: the role of nutrients, water, and secondary chemistry. *Ecology* 68(3): 503-515.
- Howard, J. J. 1990. Infidelity of leafcutting ants to host plants: resource heterogeneity or defense induction? *Oecologia* 82: 394-401.
- Huntly, N. 1991. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 22: 477-503.
- Jaffe, K. & Vilela, E. 1989. On nest densities of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes* in tropical primary forest. *Biotropica* 21: 234-236.
- Johansen, D. A. 1940. *Plant Microtechnique*. 1st edition, McGraw-Hill Book Company, New York, 523 p.
- King, B. L. 1988. Design and evaluation of a simpler penetrometer for measuring leaf toughness in studies of insect herbivory. *Virginia Journal of Science* 39 (4): 405-408.
- Levin, D. A. 1973. The role of trichomes in plant defense. *Quart. Rev. Biol.* 48: 3-15.

- Lorenzi, H. 1998. *Árvores brasileiras – Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 2ª edição, vols. 1 e 2.
- Marques, E. S. D.; Price, P. W.; Cobb, N. S. 2000. Resource abundance and insect herbivore diversity on woody fabaceous desert plants. *Environmental Entomology* 29(4): 696-703.
- Martínez-Ramos, M. 1985. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perennifolias. In: Gómez-Pompa A. & Del Amo S. (eds.). Investigaciones sobre la regeneración de las selvas altas em Veracruz, México. Editorial Alhambra Mexicana, S. A., México, p 191-239.
- McBrien, H.; Harmsen, R.; & Crowder, A. 1983. A case of insect grazing affecting plant succession. *Ecology* 64 (5): 1035-1039.
- Metcalf, C. R. & Chalk, L. 1965. *Anatomy of the cotyledons – leaves, stem, and wood in relation to taxonomy with notes on economic uses*. Vol. I and II. Oxford, Clarendon Press, 1500 p.
- Mills, J. N. 1986. Herbivores and early postfire succession in southern California chaparral. *Ecology* 67 (6): 1637-1649.
- Nuñez-Farfán, J. & Dirzo, R. 1988. Within-gap spatial heterogeneity and seedling performance in a Mexican tropical forest. *Oikos* 51: 274-284.
- Rhoades, D. F. & Cates, R. G. 1976. Toward a general theory of plant antiherbivore chemistry. In: Wallace, J. & Mansell, R. L. (eds.). Biochemical interactions between plants and insects. *Rec. Adv. Phytochem.*, vol. 10, Plenum Press, New York, p. 168-213.
- Salatino, A. 1993. Chemical ecology nad theory of oligotrophic scleromorfism. *An. Acad. Bras. Ci.* 65 (1): 1-13.
- Schowalter, T. D. & Turchin, P. 1993. Southern pine beetle infestation development: interaction between pine and hardwood basal areas. *For. Sci.*, 39: 201-210.
- Schowalter, T. D. 1994. Invertebrate community structure and herbivory in a tropical rain forest canopy in Puerto Rico following Hurricane Hugo. *Biotropica* 26 (3): 312-319.
- Schowalter, T. D.; Hargrove, W. W. & Crossley Jr, D. A. 1986. Herbivory in forested ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 31: 177-196.
- Seastedt, T. R. & Crossley Jr, D. A. 1984. The influence of arthropods on Ecosystems. *Bioscience* 34 (3): 157-161.

- Stanforth L. M.; Louda S. M.; Bevill R. L. 1997. Insect herbivory on juveniles of a threatened plant, *Cirsium pitcheri*, in relation to plant size, density and distribution. *Ecoscience* 4(1): 57-66.
- Strong, D. R.; Lawton, J. H. & Southwood, R. 1984. *Insects on plants*. Blackwell scientific Publications, Oxford, 313 p.
- Theobald, W. L.; Krahulik, J. L.; Rollins, R. C. 1979. Trichome description and classification. *In*: Metcalf, C. R. & Chalk, L. *Anatomy of the dicotyledons*. Claredon Press, Oxford, 1: 41-53.
- Vasconcelos, H. L. 1997. Foraging activity of an Amazonian leaf-cutting ant: responses to changes in the availability of wood plants and to previous plant damage. *Oecologia* 112(3): 370-378.

Capítulo 6

Considerações finais

O objetivo de uma prática de recomposição florestal é retornar o ecossistema a um estado ou condição a partir do qual ele possa manter-se por si próprio (Parker & Pickett 1997). Em outras palavras, com o reflorestamento pretende-se criar meios através dos quais a natureza desencadeie por si só um processo de sucessão secundária. Entretanto, a recomposição com plantio heterogêneo é um pouco diferente de uma sucessão secundária natural, pois as espécies secundárias tardias e climácicas são plantadas ao mesmo tempo em que as pioneiras e secundárias iniciais, embora estas últimas predominem no início do processo (tanto em abundância como em biomassa, uma vez que se desenvolvem mais rapidamente). Numa sucessão secundária natural esta coexistência ocorreria apenas depois de um longo período. Assim, no plantio heterogêneo, conforme as plantas se desenvolvem, o ambiente transforma-se num mosaico altamente diversificado e, portanto, favorável para o rápido estabelecimento de uma comunidade complexa. Ainda não havia estudos sobre como se estrutura a comunidade de artrópodos no início do desenvolvimento de um ecossistema como este.

O presente trabalho demonstrou que várias transformações do habitat recomposto ocorrem nos dois primeiros anos seguidos ao plantio, tempo necessário para o completo desenvolvimento de uma boa parte das árvores pioneiras que, a partir deste intervalo de tempo, começam a florescer e a frutificar. Após este período, as modificações devem ocorrer mais lentamente devido à baixa taxa de crescimento das espécies secundárias tardias e climácicas (Cerri 2003).

A altura da vegetação determinada pelo grau de desenvolvimento das mudas, juntamente com a invasão de gramíneas, demonstrou ser fator crucial na dinâmica da comunidade de artrópodos que coloniza o novo habitat. Mudas mais desenvolvidas representam, além de maior sombreamento, maior disponibilidade de biomassa e, na maioria dos casos, maior variedade de recursos, uma vez que, conforme dito acima, as pioneiras em pouco tempo começam a produzir flores e frutos, fonte de alimentação para diversos artrópodos. Assim, conforme a vegetação cresce, passa a abrigar uma maior abundância de organismos. Por outro lado, a invasão por gramíneas que ocorreu paralelamente ao desenvolvimento das espécies arbóreas, impediu o estabelecimento de um estrato herbáceo mais diversificado, resultando em empobrecimento no número de espécies de artrópodos, principalmente herbívoros. Para Brown & Hyman (1986), a composição de espécies vegetais é mais importante que a estrutura vegetal na composição dos grupos de insetos fitófagos. Chegaram a essa conclusão devido à intensa relação observada entre a diversidade de espécies herbáceas e coleópteros folívoros numa área em processo de sucessão.

Diferentemente, outros autores ainda consideram que a estrutura vegetal tem sim papel crucial nas relações entre insetos herbívoros e seus hospedeiros. Para Schowalter *et al.* (1986), por exemplo, os principais fatores associados à herbivoria incluem as variáveis abióticas, a bioquímica das plantas, as defesas físicas, os nutrientes, a predação e o parasitismo, além da estrutura da floresta. Afirmam que a estrutura do habitat determina a distribuição espacial dos recursos e influencia a eficiência da descoberta destes recursos pelos herbívoros colonizadores. Aspectos da estrutura da vegetação também afetam as condições da planta hospedeira, que por sua vez influenciam a sobrevivência dos herbívoros que dela se alimentam. Além disso, a disponibilidade de recursos não alimentares também influencia as populações herbívoras. Muitos herbívoros gastam parte de seus ciclos de vida em módulos não foliares (fendas em cascas de árvores ou serapilheira, por exemplo), recebendo assim proteção contra predadores, extremos de temperatura ou outros agentes de mortalidade (Schowalter *op cit.*). A estratificação vertical em florestas garante uma grande variabilidade na disponibilidade de folhas ao longo de todo o ano e de plantas de diferentes idades e tamanhos, bem como no tamanho e grau de exposição da copa (Lemen 1981), proporcionando refúgios para todos os grupos de artrópodos.

Os resultados obtidos também evidenciaram a intensa relação entre a invasão por gramíneas e o sucesso no estabelecimento de colônias de formigas, inclusive saúvas. De fato, costuma haver uma maior riqueza e abundância de formigas em campos, onde as gramíneas são predominantes, do que em florestas (Kotze & Samways 1999).

Áreas recém-reabilitadas desenvolvem comunidades de formigas típicas de vegetação de campo, embora evidências indiquem que espécies características de mata começam a colonizar estas áreas a partir do momento em que o dossel se fecha (Majer 1992). As saúvas, por exemplo, apesar de ocorrerem também no interior de florestas, atingem densidades muito maiores em áreas desmatadas. Se nesta área iniciar-se uma sucessão secundária, a tendência é que a sua densidade diminua com o passar do tempo (Vasconcelos & Cherrett 1995).

Outro fator potencial responsável pela explosão populacional de saúvas é a baixa densidade de predadores, especialmente tatus (Dasypodidae), que atacam principalmente as colônias jovens, e dípteros parasitóides da família Phoridae (Rao 2000).

A explosão populacional das saúvas seguida à invasão por gramíneas acabou por gerar uma grande inquietação quanto ao sucesso da recomposição. A herbivoria

sobre habitats em início de sucessão secundária costuma reduzir a velocidade da sucessão, devido à diminuição na taxa de crescimento das plantas, menor número de plântulas, menor porcentagem de cobertura da vegetação, menor número de estruturas reprodutivas e maior tempo para sua produção (Brown 1982). Entretanto, é possível ter uma visão otimista a longo prazo, pois as respostas dos insetos às mudanças ambientais podem representar mecanismos reguladores que contribuem para a estabilidade do ecossistema (Schowalter 1985). As mudanças na comunidade de insetos, principalmente os herbívoros, induzidas por mudanças da qualidade e quantidade de plantas, regulam as taxas de processos no ecossistema: a sucessão ecológica, o fluxo de energia e o ciclo de nutrientes estão associados à atuação dos herbívoros sobre os recursos, recursos estes que, por sua vez, são determinados pela vegetação. A concentração da herbivoria em plantas mais estressadas pela limitação de recursos reduz o desenvolvimento destas plantas e assim o requerimento por nutrientes; o contínuo enfraquecimento destas plantas acelera sua morte, decomposição e substituição. A mortalidade induzida pelos insetos acelera as mudanças de relação competitiva entre as plantas (Schowalter 1985).

No caso específico das saúvas, as modificações causadas por estes organismos nas florestas tropicais úmidas são tão grandes que chegam a formar verdadeiras clareiras “de baixo para cima”, sendo seus efeitos comparáveis ao da queda de uma árvore (Farji-Brener & Illes 2000). Os ninhos de *Atta* modificam a estrutura e conteúdo de nutrientes do solo, a intensidade luminosa ao nível do solo, a composição do banco de sementes e a estrutura do sub-bosque. A presença dos ninhos e resíduos associados também acelera o ciclo de nutrientes (Farji-Brener & Illes 2000).

Portanto, pode-se concluir que o projeto de recomposição em andamento no *campus* da Universidade de São Paulo em Ribeirão Preto, apesar de alguns problemas de manejo, especialmente em relação ao controle de gramíneas, está no caminho certo. Entretanto, a comunidade de artrópodos está ainda muito distante da comunidade existente num remanescente nativo de floresta estacional semidecidual, que seria o ambiente almejado. Mesmo assim, chega a atingir níveis compatíveis de diversidade e riqueza de espécies. Além disso, desponta uma tendência de que, com o passar do tempo, a fauna na Floresta da USP se torne cada vez menos dissimilar em relação à fauna da mata de Santa Adelaide. As relações de herbivoria, embora altamente impactantes, podem desempenhar importantes funções na ciclagem de nutrientes e substituição de espécies, podendo contribuir para o equilíbrio do ecossistema a longo prazo.

Este trabalho detectou várias modificações na estrutura do habitat, composição e estrutura da comunidade de artrópodos e relações de herbivoria num período de tempo muito curto. A Floresta da USP/RP tem, assim, um imenso potencial de servir como laboratório para a Ecologia da Restauração, por propiciar oportunidade de desenvolvimento de pesquisas que poderão responder a questões sobre o processo de desenvolvimento de uma floresta recomposta. Para isso, é necessário o envolvimento de profissionais e estudantes com formações diversas, desenvolvendo estudos que envolvam e inter-relacionem os outros componentes do sistema.

Para estes profissionais, um desafio já desponta a médio prazo: depois de aproximadamente 15 anos ou 20 anos, as pioneiras começarão a morrer, resultando na formação de muitas clareiras. Que rumo tomará esta comunidade?

No capítulo 1 foi dito que “ainda não sabemos como recriar a fauna e a flora de um determinado local ou, talvez, o tempo necessário para que a floresta replantada atinja tal ponto seja demasiadamente longo”. De fato, a Floresta da USP levará ainda décadas ou séculos para atingir parâmetros ao menos próximos aos de uma floresta madura. Entretanto, o passo inicial foi dado e depende de nós, como membros da comunidade científica, tornar esta iniciativa um modelo a ser seguido e aperfeiçoado pelas gerações futuras.

Referências Bibliográficas

- Brown, V. K. 1982. The phytophagous insect community and its impact on early successional habitats. *Proc. 5th int. Insect-Plant Relationships*, Wageningen, pp. 205-213.
- Brown, V. K. & Hyman, P. S. 1986. Successional communities of plants and phytophagous coleoptera. *Journal of Ecology* 74: 963-975.
- Cerri, A. 2003. *Recuperação de floresta estacional semidecidual no campus da USP de Ribeirão Preto, SP: dinâmica e desenvolvimento de espécies arbóreas nos primeiros anos pós-plantio*. Dissertação para a obtenção de título de mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências, área de Biologia Comparada, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 88 p.
- Coley, P. D. 1983. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological Monographs* 53 (2): 209-233.

- Farji-Brener, A. G. & Illes, A. E. 2000. Do leaf-cutting ant nests make "bottom-up" gaps in neotropical rain forests?: a critical review of the evidence. *Ecology Letters* 3 (3): 219-227.
- Kotze, D. J. & Samways, M. J. 1999. Invertebrate at the interface between the grassland matrix and natural Afromontane forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 8: 1339-1999.
- Lemen, C. 1981. Elm trees and elm leaf beaf beetles: patterns of herbivory. *Oikos* 36: 65-67.
- Majer, J. D. 1992. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 8: 97-108.
- Parker, V. T. & Pickett, S. T. A. 1997. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: Urbanska, K. M.; Webb, N. R. & Edwards, P. J. (eds). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 17-32.
- Rao, M. 2000. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. *Journal of Tropical Ecology* 16: 209-225.
- Schowalter, T. D. 1985. Adaptations of insects to disturbance. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. New York, Academics, p. 235-252.
- Schowalter, T. D.; Hargrove, W. W. & Crossley Jr, D. A. 1986. Herbivory in forested ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 31: 177-196.
- Vasconcelos, H. L. & Cherret, J. M. 1995. Changes in leaf-cutting ant populations (Formicidae, Attini) after the clearing of mature forest in Brazilian Amazonia. *Studies of Neotropical Fauna and Environment* 30 (2): 107-113.