

capítulo III

Florestas Estacionais

Padrões de deslocamento de *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) entre a área do parque estadual mata dos Godoy-pr e fragmentos adjacentes.

Adriane Aparecida de Moraes^a & Soledad M. Holzhausen Novelle^b & João Vitor Campos e Silva^c & Douglas Caldeira Giangarelli^d & Gustavo Teixeira Monteiro^e.

a-Universidade Estadual de Londrina (drimorais@hotmail.com), b,c,d - Universidade Estadual de Londrina, e- Departamento de Biologia Animal e Vegetal/ Universidade Estadual de Londrina.

1. Introdução

Tapirus terrestris (anta) pertence à ordem Perissodactyla, família Tapiridae. É o maior mamífero neotropical e chega a pesar 300kg (Silva, 1994). Distribui-se desde a Venezuela ao norte da Argentina, e sua ocorrência está diminuindo devido à pressão da caça e a perda de habitat (Einsenberge e Redford, 1992). Esta espécie habita quase sempre florestas próximas a cursos d'água do qual depende muito para nadar, refugiar-se e defecar. Sua dieta consiste de gramíneas, vegetação aquática, brotos suculentos e frutos (Fragoso, 1994; Nowak, 1999). É uma espécie que requer especial atenção pois é considerada em perigo na lista de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná (Margarido, 1995).

A ausência de *T. terrestris* pode causar rompimento de processos-chave na manutenção da diversidade e funcionamento do ecossistema (Cullen, 1997), pois segundo Galetti (2001) estes animais são eficientes dispersores de sementes, se alimentam de uma ampla variedade de espécies vegetais, portando-se muitas vezes como espécies-chave na dispersão de sementes de determinados frutos.

Conforme descrito por Herrera & Jordano (1981), animais que se alimentam de frutos percorrem diariamente distâncias variáveis à procura desses recursos. A dependência que esta espécie têm por frutos exerce um importante efeito sobre a procura de alimentos por parte desses animais e sobre a estabilidade de suas populações (Janzen, 1983).

A população alvo deste estudo encontra-se no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), que situa-se ao sul do município de Londrina (Norte do Paraná), possui 680 ha de floresta, caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual. É uma das poucas áreas florestais preservadas de grande porte no Norte do estado do Paraná (Anjos, 1998). A área é totalmente circundada por terras cultivadas e por fragmentos de florestas com diferentes graus de alteração (Rocha, 2001). Para realização deste projeto foram escolhidos 4 fragmentos (A, B, C e D), todos localizados em áreas particulares, os quais não possuem estratégias de conservação, com áreas de cerca de 64, 180, 44 e 180 hectares e cujas distâncias correspondem a 400, 600, 650 e 1850 metros do PEMG respectivamente.

De acordo com Rocha (2001), estima-se que haja uma população com cerca de 45 indivíduos de *Tapirus terrestris* ocorrendo na região do PEMG. Médici (com. pes.), que estuda ecologia de *T. terrestris* no Parque Estadual Morro do Diabo, registrou uma área de vida de até 3900 hectares para um único indivíduo. Observa-se, portanto, que o tamanho da área do PEMG deve ser insuficiente para acomodar a população estimada de *T. terrestris*, havendo portanto alto índice de sobreposição de áreas de vida. Rocha (2001), sugere que a alta densidade populacional encontrada pode estar relacionada à existência dos fragmentos adjacentes ao PEMG. No entanto, são praticamente inexistentes informações a respeito do comportamento de deslocamento e atividade de *T. terrestris* entre o PEMG e áreas vizinhas.

Tendo em vista a escassez de informações a respeito do comportamento de *T. terrestris*, bem como a falta de dados a respeito da atual situação da espécie na região, o presente trabalho tem como principal objetivo evidenciar a ocorrência de deslocamento de *T. terrestris* entre a área do PEMG e os fragmentos vizinhos, além de obter informações sobre a existência de rotas preferenciais de des-

locamento, disponibilidade de recursos alimentares (nos fragmentos) importantes para a espécie e investigar as preferências de habitat de *T. terrestris* na área do PEMG e fragmentos adjacentes, para gerar informações que colaborem para determinar a importância da conservação destes fragmentos no que se refere à manutenção da população desta espécie na região.

2. Métodos

Durante o mês de fevereiro de 2003, foi realizada uma etapa piloto de observações e coleta de dados, que foram essenciais para definição dos fragmentos a serem estudados e as metodologias a serem aplicadas neste projeto.

Foi elaborado um questionário direcionado aos moradores dos fragmentos vizinhos ao PEMG, para adquirir informações sobre a ocorrência de *T. terrestris* nestes locais, bem como presença destes animais nas plantações (se alimentando ou se deslocando) e ocorrência de mortes de *T. terrestris* por atropelamento na rodovia PR 538.

Para verificar se há deslocamento de *T. terrestris* para os fragmentos vizinhos, foista sendo percorrida a borda do PEMG duas vezes por semana, com a finalidade de investigar se a ocorrência de pegadas de *T. terrestris* saindo da área do PEMG em direção aos fragmentos ou adentrando o PEMG, com evidências de que partiram dos fragmentos vizinhos. Estas pegadas estão sendo utilizadas para inferir a direção da rota a ser percorrida para verificar qual área *T. terrestris* prefere para se deslocar.

Cada um dos fragmentos está sendo visitado duas vezes por mês. Nestas visitas são percorridas as bordas dos fragmentos, com a finalidade de verificar se há presença de pegadas de *T. terrestris* adentrando ou saindo do fragmento. Todas estas pegadas são acompanhadas para traçar a trajetória de deslocamento do animal. Para verificação da presença dos animais dentro dos fragmentos, foi utilizada a observação direta, ou seja, visualização do animal, e observação indireta, através de pegadas e fezes. Para a visualização direta estão sendo realizadas visitas noturnas, pois estes animais, segundo Eisenberg & Redford (1992), preferencialmente apresentam maior atividade neste período.

As fezes encontradas tanto nos fragmentos quanto no PEMG, estão sendo coletadas e armazenadas em sacos plásticos devidamente etiquetados para registro do local e data, e conservadas em freezer. Posteriormente serão triadas em laboratório, para determinação dos itens que fazem parte da dieta desses animais.

Para analisar a preferência de habitat utilizado por estes animais dentro do PEMG, foram demarcadas duas áreas dentro do PEMG, uma ao norte e uma ao sul, e uma outra área dentro do fragmento B, as quais demonstram evidências de que são frequentadas por *T. terrestris*. Cada uma destas três áreas está subdividida em três zonas que consistem de: zona de mata primária, zona de mata secundária e zona de plantação. Cada zona dista 100 metros de cursos de água e possui 400 m² de área. Todas as pegadas encontradas dentro de cada uma destas zonas estão sendo medidas quanto a tamanho (comprimento e largura) e registradas em caderno de campo, para posterior análise da frequência de rastros observados.

Para otimizar o registro de pegadas, dentro da área do PEMG foram preparados "plots" de areia (com 50 cm de diâmetro), em locais onde foram encontrados indícios de utilização deste espaço pelos animais conforme técnica e procedimento adaptado de Pardini (1998).

Para investigar se há disponibilidade de recursos alimentares utilizados por *T. terrestris* nos fragmentos vizinhos ao PEMG, foram realizadas coletas de material botânico em cada um dos fragmentos. Este material está sendo identificado, e a lista de espécies está sendo elaborada e comparada àquela apresentada por Rocha (2001) sobre dieta de *T. terrestris*.

3. Resultados

A utilização do questionário, possibilitou a aproximação entre as comunidades vizinhas ao PEMG Estadual Mata dos Godoy e o presente projeto, proporcionando uma integração entre os moradores locais e os pesquisadores, o que contribuiu para aquisição de

informações importantes para o desenvolvimento do projeto. Segundo moradores que residem em fazendas vizinhas ao PEMG, *T. terrestris* é freqüentemente avistado deslocando-se pelas plantações. Relatos de moradores, indicam também uma alta ocorrência de caçadores na região do PEMG.

Até o presente momento, pode-se comprovar a ocorrência de *T. terrestris* deslocando-se entre a área do PEMG e os fragmentos A, B e D, portanto deslocamentos de 400, 600 e 1850 metros de distancia, os quais foram evidenciados em áreas de campo aberto (em duas ocasiões estes deslocamentos puderam ser visualizados diretamente). Este comportamento reflete a importância da preservação dos fragmentos vizinhos ao PEMG, pois contrasta com as características do comportamento desta espécie, que Segundo Nowak (1999) é muito tímida e arisca e de acordo com Terwilliger (1978) utilizam freqüentemente a camuflagem para não serem percebidas. Verificando o comportamento de deslocamento observado na região, percebe-se que estes animais apresentam alta dependência dos recursos presentes nos fragmentos vizinhos, arriscando-se a percorrer distancias de até 1850 metros de campo aberto à procura de recursos.

Estes deslocamentos foram registrados em GPS, e estão sendo utilizados para confecção de um mapa que estabelece as principais rotas de deslocamento destes animais.

As amostras de material botânico coletado até o presente momento, indicam que os fragmentos vizinhos ao PEMG apresentam os itens alimentares preferidos por *T. terrestris*, tais como *Melia azedarach* L., *Syagrus romanzoffiana*, *Euterpe edulis* Mart.. entre outros.

Quanto à preferência de habitat, com os dados coletados até o momento, ainda não é possível fazer inferências seguras. Não há diferenças claras no número de registros de pegadas que foram feitos em todas as regiões onde estão sendo coletadas informações a respeito de preferência de habitat.

4. Conclusões

O trabalho demonstrou que há o deslocamento de *Tapirus terrestris* entre o PEMG e os fragmentos adjacentes, e não foi evidenciada preferência de área para realização dos deslocamentos. Comprovou-se que os fragmentos vizinhos apresentam recursos alimentares utilizados por *T. terrestris* em sua dieta.

A área de vida registrada por Médici (com. pes) no Parque Estadual Morro do Diabo, demonstrou que um individuo pode utilizar 3900 ha de área, isto demonstra a insuficiência da área do PEMG para a população estimada no local. E ainda, a constatação de um animal que apresenta características comportamentais baseadas em timidez e utilização de camuflagem, percorrendo distancias de cerca de 2 Km em campo aberto, permite inferir sobre uma alta importância destes fragmentos para a manutenção da população de *T. terrestris* do PEMG, e confirma a necessidade de elaboração de propostas para a preservação destes fragmentos florestais.

5. Referencias Bibliográfica

Anjos, L. dos. (1998) Conseqüências Biológicas da fragmentação no Norte do Paraná. Série Técnica IPEF, Curitiba, V. 12, n. 32, p. 87-94.

Cullen, J. (1997) The identification of flowering plant families. 4th ed. New York: Cambridge University Press, 1997. 215p.

Eisenberg, J. F.; Redford, K.H. (1999) Mammals of the Neotropics. The Central Neotropic, Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. Chicago: University of Chicago Press. 430p.

Fragoso, J. M. V. (1994) Large mammals and the community dynamics of an amazonian rain forest. 1994, 132f. Dissertation (Doctor of philosophy)- University Of Florida, Flórida.

Galetti, M. (2001) Frutos dispersos por mamíferos extintos. Ciência Hoje, Rio de Janeiro, p.83, Julho de 2001.

Herrera, C.M. ; Jordano, P. (1981) *Prunus mahalch* and birds: the high efficiency seed dispersal system of temperate fruit tree. Ecol.

Monogr, New York, v.51, p.203-218.

Janzen, D.H. (1983) Seed and pollen dispersal by animals: convergence in the ecology of contamination and sloppy harvest Biological Journal of the Linnean Society, London, v. 20, p.103-113.

Margarido, T.C.C. (1995) Mamíferos ameaçados de extinção no Paraná. In: Lista vermelha de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná. Curitiba: SEMA/GTZ, p.3-45.

Nowak, R.M. (1999) Walker's mammals of the world. 6th ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, v.1 e 2.

Pardini, R. (1998) Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* In Atlantic Forest Stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*. London, v. 245, p. 385-391.

Rocha, V.J. (2001) Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR). 2001, 131f. Tese (Doutorado em Ciências área de concentração em Zoologia)- Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

Silva, F. (1994) Mamíferos silvestres do Rio Grande do Sul. 2^a ed. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, v.2 p. 38.

Terwilliger, V. J. (1978) Natural History Baird's Tapir on Barro Colorado Island, Panama Canal Zone. *Biotrópica*, v. 10, n.3, p. 211-220.

Efeito das características fenológicas para o mapeamento da vegetação utilizando imagens de satélite – área piloto ao norte de Minas Gerais

Alessandra Rodrigues Gomes¹ & Flávio Jorge Ponzoni¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais agomes, flavio {@itid.inpe.br}

1 - Introdução

Desde 1990, a Fundação SOS Mata Atlântica vem realizando o mapeamento da região ocupada pela Mata Atlântica no país. A partir de 1999, aliado a órgãos como IBAMA, INPE e empresas privadas, o mapeamento passou a ser realizado mediante a interpretação de imagens de satélite TM/Landsat5 ou 7 em formato digital, na escala 1:50.000, possibilitando identificar fragmentos florestais de no mínimo 10 hectares.

Distribuída ao longo da costa atlântica do país, atingindo a região sudeste da Argentina e do Paraguai, a Mata Atlântica abrange cerca de 17 Estados (RS, SC, PR, SP, MS, RJ, MG, ES, GO, BA, AL, SE, PB, PE, RN, PI, CE), o que corresponde a 15% do território brasileiro, segundo com o Decreto Federal 750/93 e o Mapa de Vegetação do Brasil (IBGE, 1993; Fundação SOS/INPE, 2002).

A distribuição espacial desse bioma inclui diferentes tipologias vegetais em toda sua extensão (Florestas Ombrófilas, Florestas Estacionais, Formações Pioneiras, Campos de Altitude, entre outras), incluindo aquelas com características fenológicas fortemente influenciadas por fatores climáticos e ambientais. Assim, o mapeamento se fundamenta na delimitação de padrões de formações arbóreas em diferentes estágios de desenvolvimento identificando, além das formações primárias, com pouca alteração ou essencialmente recuperadas, as formações secundárias em estágios médio e avançado de regeneração (Fundação SOS/INPE, 2002) e ainda, as formações estacionais que alteram seus ciclos fisiológicos e morfológicos ao longo do tempo (Rizzini, 1976; Ferraz et.al., 1999; Maria, 2002).

Essa característica das formações estacionais dificulta a identificação de seus limites, comprometendo muitas vezes, a continuidade espacial de polígonos posicionados entre imagens adquiridas em períodos sazonais distintos. Este trabalho tem como objetivo apresentar algumas áreas onde as características fenológicas interferem no mapeamento preciso de feições florestais quando se utiliza imagens de satélite de diferentes datas e descrever como estas características vêm sendo tratadas para evitar possíveis erros em mapeamentos futuros.

2 – Metodologia

2.1 – Área de Estudo

A área de estudo corresponde a uma carta topográfica na escala 1:250.000, MIR 397, situada ao norte do Estado de Minas Gerais, compreendendo as coordenadas 42°00'00" a 43°30'00" de longitude Oeste e 15°00'00" a 16°00'00" de latitude Sul. Segundo o Projeto RADAMBRASIL (1982), a área é dominada pelas seguintes tipologias vegetais:

a) Savana Gramíneo-Lenhosa: formação campestre entremeada de plantas lenhosas, anãs, mas sem cobertura arbórea a não ser na faixa da floresta de galeria. Na região da savana gramíneo-lenhosa sem floresta de galeria existe maior expansão na região centro-sul da folha. No período desfavorável, o tapete graminóide praticamente desaparece, deixando à mata o solo esbranquiçado;

b) Floresta Estacional Semi-decidual: O fenômeno anual da perda simultânea de folhas da totalidade ou de parte dos indivíduos que compõe os estratos superiores de uma floresta tem merecido atenção de vários autores, que consideraram a estacionalidade como característica distinta, a ser individualizada das demais formações florestais. Formada por espécies condicionadas ao clima, com estacionalidade foliar dos elementos arbóreos dominantes adaptados às acentuadas variações térmicas. Cerca de 20 a 50% das espécies são caducifólias (no conjunto florestal) estão presentes nestas áreas;

c) Floresta Estacional Decidual: presença de caducifolia completa, atingindo mais de 50% das espécies quando em período desfavorável. Existe dificuldade de separar esta formação da caatinga (xerófila, densa, composta de árvores e arbustos, de folhas caducas, pequenas, rico em espinho e cactáceas, com elementos protetores à transpiração);

d) Áreas de tensão ecológica: refletem os três fatores condicionantes (clima, litologia e relevo) que, quando alterados, promovem mudanças na fisionomia;

e) Contato Savana/Floresta Estacional: com solos férteis e argilosos, possui dominância da floresta decidual.

A área está inserida em uma região que possui restrições de uso voltados à silvicultura e pastagem e apresenta temperaturas variando de 19°C a 21°C, com precipitação média anual inferior a 1000mm (Geominas, 1980).

2.2 – Materiais e Métodos

Os materiais utilizados para o trabalho foram:

1) Imagens orbitais do satélite TM-Landsat7 218/71 com datas de 9/nov/1994 e 4/set/99, na composição colorida 4R 5G 3B, onde a vegetação é apresentada em tonalidades de vermelho;

2) Aplicativo para tratamento de dados georreferenciados e processamento de imagens SPRING;

3) Mapa de vegetação produzido pelo Projeto RADAMBRASIL (1982), na escala 1:250.000;

4) Mapa de vegetação produzido pelo IBGE (1983), na escala 1:15.000.000;

5) Mapas auxiliares de clima, temperatura entre outros (Geominas, 1980);

6) Material bibliográfico relacionado ao tema do trabalho.

A interpretação de imagens orbitais se baseia nos elementos da fotointerpretação convencional, que definem padrões específicos para cada imagem/passagem (data). São eles:

1. Cor: variando de acordo com a composição colorida observada. No caso deste trabalho, foi utilizada uma imagem em uma composição onde a vegetação aparece em tons de vermelho.

2. Textura: variação na rugosidade da feição, podendo ser lisa a altamente rugosa.

3. Tonalidade: de acordo com o brilho encontrado na feição mapeada, variando de baixa a alta.

4. Forma: variando de regular, irregular a geométrica (no caso de talhões definidos).

No caso das formações florestais, a baixa reflexão na região do visível ocasionada pela ação de pigmentos fotossintetizantes, a alta reflexão no infravermelho próximo, explicada pela estrutura interna das folhas e a também baixa reflexão na região do infravermelho médio ocasionada pela variação da quantidade de água nas folhas (Kumar, 1972; Novo, 1992; Ponzoni & Disperati, 1995; Meneses & Madeira Netto, 2001) definem padrões típicos que as caracterizam visualmente.

Polígonos são delimitados visualizando as imagens em tela de computador na escala 1:50.000, os quais passam a representar os remanescentes florestais do bioma.

Dentro do Estado de Minas Gerais foram considerados como remanescentes florestais as áreas de formações florestais (primárias e secundárias) de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Floresta Estacional Semidecidual. Áreas de contato entre as formações mencionadas, matas ciliares e remanescentes incrustados em outras formações foram também incluídos.

Neste trabalho e considerando a imagem em questão, foram definidas as seguintes classes e seus respectivos padrões identificados nas imagens:

1. Remanescente Florestal Primário: cor vermelha escura, tonalidade baixa, textura levemente rugosa e homogênea, com formas irregulares;

2. Remanescente Florestal em estágio avançado de regeneração: cor vermelha escura média, tonalidade média baixa, textura levemente rugosa e formas irregulares;

3. Remanescente Florestal em estágio intermediário de regeneração: cor vermelha média a clara, tonalidade média, textura homogênea e lisa, encontrado em formas regulares, quando se tratava de regenerações em áreas agrícolas, e irregulares;

4. Áreas urbanas: localidades observadas em mapas oficiais e na imagem, possuindo cor aczentada, tonalidade alta, textura rugosa em formas irregulares, que integram outro tipo de informação para o trabalho;

5. Água: áreas de lagos, lagoas, represas e rios com margem larga/dupla, com cor preta, tonalidade muito baixa, textura lisa e formas irregulares, que também integram outro tipo de informação ao Projeto;

6. Pastagem: com tonalidade azulada e/ou amarelada, tonalidade alta, textura média lisa, com formas regulares e irregulares, dependendo do tipo da propriedade, classe de fundo ("background") não considerada para o mapeamento;

7. Agricultura: com tonalidade laranja, amarela e amarelada, tonalidade alta, textura lisa, formas regulares e irregulares, também considerada uma classe "pano de fundo" e não considerada para o mapeamento.

3. Resultados e Discussão

A partir da diferenciação das tipologias vegetais arbóreas citadas anteriormente, foi possível verificar áreas onde houve mudança dos padrões apresentados nas imagens. Essa mudança foi atribuída a alterações fenológicas. Em imagens do período úmido do ano, a floresta estacional apresenta-se como uma floresta arbórea e bastante viçosa o que, não acontece com os períodos de seca, onde sua aparência nas imagens é de um tapete graminóide seco, semelhante à pastagem e por vezes à agricultura.

Como exemplo, algumas regiões que na imagem de 1994 apresentavam padrão de pastagem, mostravam um padrão de remanescente florestal em 1999, não justificando o crescimento rápido da vegetação em apenas 4 anos. Em contrapartida, áreas consideradas remanescentes florestais em 1994, não foram identificáveis como tal em 1999 e sim, como pastagem.

Estas dinâmicas nos padrões das formações arbóreas foram bastante observados evidenciando que a fenologia foi alterada principalmente pelas mudanças climáticas em florestas estacionais, onde

mais de 20% (na floresta estacional semi-decidual) e mais de 50% (na floresta estacional decidual) das espécies vegetais perdem as folhas durante o período desfavorável (seco).

Com isso, durante as interpretações, o intérprete era orientado a trabalhar com as duas imagens (1994 e 1999), além das áreas de sobreposições de imagens vizinhas, para evitar a superestimativa ou a subestimativa das áreas de remanescentes florestais.

Em alguns casos podem ser observadas áreas de pastagem em meio à floresta estacional seca, que também possuía comportamento espectral de pastagem. Nestes casos, a regularidade do polígono foi o critério utilizado para defini-lo como pastagem e não como remanescente florestal.

4. Conclusões

Quando se trabalha em regiões nas quais a cobertura vegetal apresenta forte fenologia devido a sazonalidade, há de se levar em consideração que a base temática não poderá ser definida mediante uma série temporal pequena de imagens e sim deverá ser aprimorada em sucessivas intervenções ao longo do tempo.

Estas intervenções devem ser realizadas para evitar que a escolha das imagens com menor quantidade de nuvens seja o principal fator de erro em mapeamentos pois, em casos como este, se a interpretação se basear apenas nas imagens, o trabalho como um todo pode mascarar fenômenos fenológicos importantes, como os verificados.

5. Referências bibliográficas

- Ferraz, D.K.; Artes, R.; Mantovani, W.; Magalhães, L.M. Fenologia de árvores em fragmentos de mata em São Paulo, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, 59 (2): 305-317, 1999.
- Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (2002) Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000. Relatório Final.
- Geominas. Programa Integrado de Uso da Tecnologia de Geoprocessamento pelos Órgãos do Estado de Minas Gerais. <http://www.geominas.mg.gov.br/> (data de acesso: 13 de junho de 2003).
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (1993) Mapa de vegetação do Brasil. Rio de Janeiro.
- Kumar, R. Radiation from plants-reflection and emission: a review. West Lafayette: Purdue Research Foundation, 1972. 28p. (Research Project n.5543).
- Maria, V.R.B. Estudo da periodicidade do crescimento, fenologia e relação com a atividade cambial de espécies arbóreas tropicais de florestas estacionais semidecíduais. Piracicaba, 145p. Dissertação de Mestrado. USP/ESALQ, Departamento de Recursos Florestais, 2002.
- Meneses, P.R.; Madeira Netto, J.S. Sensoriamento remoto: reflectância dos alvos naturais. Brasília, DF: UnB, Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001, 262p.
- Novo, E.M.L.M. Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações. São Paulo, 1992, Ed. Edgard Blücher, 308p.
- Pinto, S.F.A.; Valério Filho, M. Análise e interpretação de dados de sensoriamento remoto. São José dos Campos: INPE, 1996. 31p. Apostila.
- Ponzoni, F.J.; Disperati, A.A. Comportamento espectral da vegetação. São José dos Campos: INPE, 1995, 37p. (INPE-5619-PUD/065).
- RADAMBRASIL, Projeto. Vegetação. Folhas SD 23. Brasília, volume 29, Rio de Janeiro, RJ, 1982, p.461-528.
- Rizzini, C.T. Tratado de fitogeografia do Brasil - aspectos ecológicos. São Paulo: EDUSP, 1976. 327p.

Regeneração natural de árvores em Floresta Estacional Decidual convertida em pastagem

Alexandre Bonesso Sampaio^a & Aldicir Scario^b

^a *Doutorando Universidade de Brasília (UnB) bonesso@pequi.org.br*

^b *Pesquisador Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia*

1. Introdução

As florestas tropicais tem sido amplamente convertidas em pastagens. Como exemplo disto, no Vale do Rio Paranã, GO, a principal atividade econômica é a pecuária extensiva, sendo as pastagens cultivadas principalmente em locais onde existiam Florestas Estacionais Deciduais sobre terrenos planos. Este tipo de vegetação está associado a solos de origem calcária, altamente férteis, raros e, portanto, muito cobiçados para atividades agropecuárias. Na região existem diversas fazendas que estendem suas pastagens sobre Reservas Legais e Áreas de Proteção Permanente. A conservação desta fitofisionomia, em grande parte, dependerá da revegetação dessas áreas de preservação e da criação de Unidades de Conservação, de modo a formar corredores e fragmentos de florestas mais extensos do que os existentes, que são em grande maioria menores que 1ha (Andahur 2001).

A regeneração natural de árvores em pastagens apresenta características distintas da regeneração no interior das matas. O manejo das pastagens com o uso de roçadeiras, arados, herbicidas e queimadas compromete o recrutamento de árvores. A interrupção dessas atividades pode permitir o recrutamento de árvores, embora diversos fatores bióticos e abióticos dificultem este processo. O principal destes fatores é a reduzida chegada de propágulos nas pastagens, devido a distância das árvores matrizes e a ausência de puleiros para dispersores (Aide & Cavelier 1994; Holl 1998, Zimmerman *et al.* 2000). Mesmo com a chegada de propágulos às pastagens, a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas podem ser dificultados por condições microclimáticas (alta intensidade luminosa) e edáficas adversas (compactação do solo e escassez de nutrientes) (Holl *et al.* 2000).

A caracterização do processo de recrutamento de árvores em pastagens em áreas de Florestas Estacionais Deciduais sobre terrenos planos, contribuirá para o desenvolvimento de técnicas que facilitem a revegetação destas áreas. Deste modo, a conservação desta fitofisionomia ameaçada poderá ser planejada, garantindo a recomposição da paisagem e a manutenção das populações de espécies características destes ambientes.

Este estudo tem por objetivo investigar a existência de correlação entre a densidade de gramíneas forrageiras plantadas e a densidade de regenerantes de árvores nativas em áreas de Floresta Estacional Decidual convertida em pastagem, no Vale do Rio Paranã, GO.

2. Métodos

Este estudo foi realizado em três áreas de Florestas Estacionais Deciduais convertidas em pastagens de *Andropogon gayanus* Kunth (*Andropogon*) com históricos de manejo distintos e sem interferências antrópicas desde o início deste estudo.

Em cada pastagem foram estabelecidos dois blocos de 10x10m, divididos em parcelas de 1x1m. Em cada parcela, foram amostrados todos os indivíduos arbóreos e touceiras de gramíneas. O diâmetro (a 2cm do solo) e a altura total (do solo até a última gema apical) dos regenerantes de árvores foram medidos. Para as touceiras de gramínea, o diâmetro foi medido à altura do solo e a altura foi tomada do solo até o ápice da folha ou inflorescência mais alta. Todas as plantas foram identificadas e marcadas para medições futuras.

3. Resultados e Discussões

Foram amostradas 1.397 plantas (23.283 indivíduos/ha), sendo 667 (11.117 indiv./ha) regenerantes de árvores e 730 (12.167 indiv./ha) touceiras de gramíneas. A gramínea mais comum (11.533 indivíduos/ha), nas três pastagens é *Andropogon gayanus* forrageira exótica, resistente aos solos ácidos dos Cerrados. Além desta espé-

cie, foram amostradas as gramíneas: cf. *Rhynchelytrum repens* (Willd.) C.E. Hubb. (Capim bravo) (517 indiv./ha), invasora das plantações de capim; *Hyparrhenia rufa* (Ness.) Stapf. (Jaraguá) (83 indiv./ha), cultivada na região; e *Brachyaria decumbens* Stapf. (Braquiarião) (2), uma das mais plantadas. As mudas de árvores nativas mais comuns nas três pastagens foram: *Anadenanthera peregrina* (L.) Speng. (1783 indiv./ha); *Aspidosperma subincanum* Mart. (1381 indiv./ha); *Myracrodruon urundeuva* Fr. Allem. (1096 indiv./ha); *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl. (1028 indiv./ha); *Bauhinia cf. unguilata* L. (579 indiv./ha); *Machaerium scleroxylum* Tul. (545 indiv./ha); *Combretum duarteanum* Camb. (545 indiv./ha); *Magonia pubescens* St. Hil. (445 indiv./ha); *Schinopsis brasiliensis* Engl. (378 indiv./ha); e *Bauhinia cf. acuruana* Moric. (345 indiv./ha). Outras 52 espécies ocorreram com menos de 15 indivíduos por espécie, sendo que 23 espécies tiveram apenas um indivíduo. Estas espécies citadas são bastante comuns nas Florestas Estacionais Deciduais da região, exceto *Anadenanthera peregrina*, que é bastante rara (dados não publicados, A.C. Sevilha & A. Scariot), e *Magonia pubescens*, que só ocorre em áreas de Cerradão Mesotrófico (dados não publicados, A. Balduino & A. Scariot).

Nas três pastagens foram encontradas 62 espécies de regenerantes de árvores, uma riqueza maior do que a encontrada em um fragmento de Floresta Estacional Decidual (58 espécies em 4.083 indivíduos), considerando todos os estádios de vida (Sampaio 2001). Esta riqueza das pastagens deve-se, em parte, à presença de espécies de Cerradão regenerando junto com as espécies de floresta.

Agrupando-se a amostragem em 150 parcelas de 2x2m, para reduzir a variância, identificamos que a mediana para as gramíneas foi de 10.000 touceiras/ha (mínimo=0; máximo=35.000; 1ºquartil=8.000; 3ºquartil=18.000) e para as árvores foi de 5.000 mudas/ha (mínimo=0; máximo=57.500; 1ºquartil=0; 3ºquartil=2.500). Não há diferença significativa entre a densidade de touceiras de gramíneas e regenerantes de árvores (Wilcoxon; $Z = 1,6$; $p = 0,1$; $N=150$), mas a área ocupada pelas touceiras de gramíneas (média = 459m²/ha; desvio padrão = 577m²/ha) é, em média, mais de 200 vezes maior que a das plantas arbóreas (média = 1,9m²/ha; d.p. = 2,8m²/ha; teste $t = 9,7$; g.l. = 149; $p << 0,001$). A densidade de regenerantes de árvores nas pastagens amostradas é pelo menos seis vezes menor do que a densidade encontrada no interior de um fragmento de Floresta Estacional Decidual (Sampaio 2001), porém maior do que em pastagens recém-aradas da região (4.200 indiv./ha) (Scariot & Vieira 2003).

Das 600 parcelas amostradas, 33% delas tinham regenerantes de árvores e touceiras de gramínea, 35% apenas touceiras de gramíneas, 16% só regenerantes e em 16% delas não amostrou-se nenhuma destas formas de vida. Das parcelas (197) que apresentaram ambas as formas de vida, 37% tiveram mais gramíneas que árvores, 30% o oposto e 33% o mesmo número de touceiras e regenerantes. Como há alta frequência de parcelas onde há ocorrência conjunta de gramíneas forrageiras e regenerantes de árvores, infere-se que touceiras de gramíneas não impedem a ocorrência de mudas de árvores. Há casos onde mudas de árvores ocorrem dentro das touceiras de capim, ou sob touceiras mortas deitadas sobre o solo.

Há fraca correlação entre a densidade de touceiras de gramíneas e de regenerantes de árvores (r -pearson = -0,17, $p < 0,001$, $N = 600$). Isto sugere que a densidade de touceiras de gramíneas tem pouco efeito negativo sobre a densidade de regenerantes de árvores. Existem mais parcelas (73) com mais touceiras que regenerantes do que o oposto (59), quando consideradas apenas as parcelas onde ocorrem gramíneas e regenerantes de árvores. Entre a área basal de touceiras de gramíneas e regenerantes de árvores não há uma correlação significativa (r -pearson = -0,01, $p = 0,8$, $N = 600$). Parcelas onde há mais touceiras de gramíneas, independentemente da área que ocupam, tendem a apresentar menos regenerantes de árvores, mas isto não pode ser considerado uma regra, visto que foram amostradas parcelas em que existem mais regenerantes que

touceiras. A retirada de gramíneas forrageiras pode não afetar a sobrevivência e o crescimento de mudas de árvores (Aide & Cavellier 1994). O que indica que a competição entre as gramíneas forrageiras e os regenerantes arbóreos pode não ser o principal entrave para o recrutamento de árvores e a revegetação dessas pastagens.

4. Considerações finais

Nas pastagens formadas com *Andropogon gayanus*, em áreas de Florestas Estacionais Deciduais, regenerantes de árvores ocorrem em densidades pouco correlacionadas com o grau de adensamento das touceiras das forrageiras. Grande parte dos regenerantes de árvores pode ser de rebrotas de plantas cortadas, preexistentes ao desmatamento (Nascimento *et al.* 2001), o que poderia explicar a baixa relação entre a densidade de árvores e de gramíneas. A rebrota de árvores preexistentes ao desmatamento também poderia explicar a elevada riqueza de espécies arbóreas regenerando nessas pastagens.

Ainda não há dados, para as pastagens do Vale do Rio Paran , que possam explicar a rela o entre as gramíneas forrageiras e o recrutamento de indivíduos arbóreos. Diversos estudos têm indicado que para algumas espécies o crescimento e a germina o são maiores em pastagens do que no interior das florestas (Ricker *et al.* 2000; Zimmerman *et al.* 2000; Loik & Holl 2001). Entretanto, para grande parte das espécies florestais há fortes impedimentos para a regenera o, devido a escassez de propágulos (Cubina & Aide 2001) e a competi o por espaço, luz e nutrientes com as gramíneas (Holl 1998; Holl *et al.* 2000; Hooper *et al.* 2002).

Experimentos devem ser instalados para identificar quais os principais impedimentos   regenera o natural de árvores em pastagens. A facilita o da regenera o natural pode ser um meio eficiente e barato para a revegeta o de pastagens abandonadas.

5. Referências Bibliográficas

- Aide, T.M.; Cavellier, J. (1994). Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Columbia. *Restoration Ecology* 2: 219-229.
- Andahur, J.P.V. (2001). Floresta e questões de gestão ambiental na bacia do vale do Paran . *Disserta o de Mestrado*, Universidade de Brasília, Brasília.
- Cubina, A.; Aide, T.M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33(2): 260-267.
- Holl, K.D. (1998). Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. *Forest Ecology and Management* 109(1-3): 187-195.
- Holl, K.D.; Loik, M.E.; Lin, E.H.V.; Samuels, I.A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4): 339-349.
- Hooper, E.; Condit, R.; Legendre, P. (2002). Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* 12(6): 1626-1641.
- Loik, M.E.; Holl, K.D. (2001). Photosynthetic responses to light for rainforest seedlings planted in abandoned pasture, Costa Rica. *Restoration Ecology* 127(1): 40-50.
- Nascimento, A. R. T., Vieira, D. L. M.; Scariot, A. (2001). Regenera o da floresta decídua em uma pastagem abandonada no vale do Paran -GO. *Resumos do 52o Congresso Nacional de Botânica*. Pág. 154. UFPP, João Pessoa.
- Ricker, M.; Siebe, C.; Sanchez, S.; Shimada, K.; Larson, B.C.; Martinez-Ramos, M.; Montagnini, F. (2000). Optimising seedling management: *Pouteria sapota*, *Diospyros digyna*, and *Cedrela odorata* in a Mexican rainforest. *Forest Ecology and Management* 139(1-3): 63-77.
- Sampaio, A.B. (2001). Efeito de borda nas espécies arbóreas de uma Floresta Estacional Decidual no Vale do Paran . *Disserta o de mestrado*, Universidade de Brasília, Brasília.

Scariot, A.; Vieira, D.L.M. (2003). **Importância da rebrota na regeneração de árvores da floresta estacional decidual em pastagem. Resumos do VI Congresso de Ecologia do Brasil. Submetido. Fortaleza.**

Zimmerman, J.K.; Pascarella, J.B.; Aide, T.M. (2000). **Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. Restoration Ecology 8(4): 350-360.**

Composição e estrutura florística de um fragmento florestal no Morro Santana, Porto Alegre, RS.

Alexandre Rücker¹; Daniela Fuhr²; Deize de Vargas³ (deizze@yahoo.com.br); Martin Grings⁴; Rodrigo Leonel¹; Ruy Rodrigues Jr⁴; Paulo Luiz de Oliveira⁵;
1 – Ciências Biológicas/UFRGS; 2 – Ciências Biológicas/UNISINOS; 3 - Pós-Graduação em Ecologia/UFRGS; 4 – Biólogo/UFRGS; 5- Prof. Departamento de Ecologia/UFRGS. FAPERGS

1. Introdução

A expansão urbana não planejada pressiona os ecossistemas naturais que ainda restam no perímetro urbano. A cidade de Porto Alegre se insere neste contexto, uma vez que é possuidora de relictos de áreas naturais dentro de seus limites. O Morro Santana, situado na divisa de Porto Alegre e Viamão, é um desses remanescentes, fortemente pressionado por ações antrópicas.

O município de Porto Alegre é considerado como “área de tensão ecológica”, devido à presença de espécies características de diferentes regiões fisiográficas (TEIXEIRA et al., 1986). RAMBO (1956) afirma que o número de espécies vegetais nos morros graníticos de Porto Alegre é vasto, no entanto, a fisionomia da vegetação é dada por um número reduzido de espécies. Geologicamente, sua formação é granítica e integra o escudo cristalino riograndense.

A crescente demanda de áreas para ocupação humana implica em drástica redução da área coberta por vegetação, inclusive em áreas consideradas de preservação permanente, como encostas de morros, com grandes prejuízos para a sua biodiversidade.

Os objetivos do presente trabalho são: 1) o estudo da composição florística dos estratos arbustivo e arbóreo; 2) o exame da estrutura através de parâmetros fitossociológicos quantitativos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi feito em porções média e baixa do Morro Santana, Porto Alegre, RS (30°02'00" a 30°04'40"S e 51°06'30" a 51°09'00"W, MOHR, 1995). O morro é granítico e situado em região com clima do tipo Cfa, sem estação seca e com temperaturas superiores a 22°C no mês mais quente e inferiores a 18°C e superiores a 3°C no mês mais frio, com médias mensais entre 10°C e 22°C (MOTA, 1951; MORENO, 1961).

O método amostral foi o de parcelas contíguas de 10x10m cada, demarcadas ao longo de uma transecção iniciada a, pelo menos, 5m da borda. Foram amostradas dez parcelas na porção média e onze na porção baixa, sendo que, nesta porção, foram demarcadas cinco parcelas em um fragmento e seis em outro, separados por área edificada. A área total amostrada é de 2100m².

Foram inventariadas todas as plantas com DAP (Diâmetro à Altura do Peito = 130 cm) igual ou superior a 3,0 cm. Os diâmetros foram medidos em duas alturas: à altura do peito (DAP) e à altura do solo (DAS). Além disso, foram registradas a espécie e a altura estimada de cada indivíduo inventariado.

Com os dados obtidos, foram elaboradas tabelas para cálculo e análise de parâmetros fitossociológicos, para cada espécie, como frequências absoluta e relativa, densidades absoluta e relativa, dominâncias absoluta e relativa (baseadas nas coberturas absoluta e relativa do solo), e valores de importância, conforme BARBOUR et al. (1980). As espécies foram distribuídas em classes de diâmetros e de alturas, além de ter sido confeccionada a curva de suficiência amostral (curva do coletor).

3. Resultados e Discussão

Na área total amostrada (2100 m²), foram registrados 869 indivíduos, dos quais 48 estavam mortos (6%), totalizando 75 espécies, distribuídas em 57 gêneros e 35 famílias. O número de espécies presentes na área amostrada representa mais de 30% do total de espécies ocorrentes em Porto Alegre, listadas por BRACK et al. (1998).

Pelo exame da curva de suficiência amostral, verifica-se uma diminuição no aparecimento de novas espécies a partir de 1000 m², com tendência à estabilização.

Na distribuição de famílias por número e indivíduos, a família Sapindaceae é a mais representativa, contribuindo com 20 % do total de indivíduos amostrados, pertencentes a 3 espécies, distribuídas em 3 gêneros. A seguir, a família Euphorbiaceae, com 16% dos indivíduos, 4 espécies e 2 gêneros. Em terceiro lugar está a família com Flacourtiaceae 12,7% dos indivíduos, 4 espécies e 3 gêneros. A família Myrtaceae contribuiu com 10% dos indivíduos, distribuídos em 12 espécies e 7 gêneros, tendo sido, portanto, a com o maior número de espécies na área amostrada. A família Opiliaceae, cuja ocorrência não havia sido ainda registrada na cidade de Porto Alegre, está representada por 1 indivíduo *Agonandra excelsa*.

O maior índice de Valor de Importância (41,98) foi apresentado por *Sebastiania serrata* (branquilho, Euphorbiaceae), como resultado de uma alta densidade (15,96) e dominância relativas (20,4). O segundo maior VIp foi apresentado por *Guapira opposita* (Mariamole, Nyctaginaceae) (24,63), devido aos grandes diâmetros dos seus indivíduos, com reflexo na dominância relativa da espécie (17). O gênero *Sebastiania*, assim como *Guapira opposita* também figuram em outros trabalhos realizados no Morro Santana MOHR (1995), e em matas similares da Depressão Central do Rio Grande do Sul (BALBUENO & OLIVEIRA, 2000) e do litoral (MORAES & MONDIN, 2001).

A existência de um grande número de indivíduos de *Guapira opposita* com diâmetros superiores a 70cm pode ter como motivo o fato de ela não ser fornecedora de madeira de boa qualidade, tendo sido poupada de corte, ao contrário de outras espécies como *Cedrella fissilis* (cedro, Meliaceae), cuja madeira possui alto valor econômico, tendo sido amostrado somente um indivíduo (impacto antrópico). *Myrciaria cuspidata* (camboim, Myrtaceae) aparece a seguir, com VIp de 19,32, em função de ter sido a quarta espécie com maior DR (7,1) e a terceira com maior DOR (8,3). O quarto maior VIp foi registrado para *Casearia silvestris* (chá-de-bugre, Flacourtiaceae) (18,57), o que é reflexo de ter sido a espécie de ocorrência mais freqüente (FR igual a 6) e com o terceiro maior valor de DR (8,7).

É interessante destacar que, quando tomados os diâmetros à altura do solo, constatou-se uma ordem diferente de espécies por VI, causada por alterações na DOR. Neste caso, as características particulares de cada espécie somadas a ação antrópica (rebrotos resultantes de corte seletivo) determinam diferenças significativas entre as medidas de DAP e DAS. Estas diferenças podem ser observadas na distribuição dos indivíduos por classes de diâmetro. Enquanto que, para medidas de DAP, registrou-se menos de 10% dos indivíduos na classe =21cm, para medidas de DAS, o número de indivíduos nesta classe praticamente dobrou, alcançando quase 20%. Além disso, houve um aumento do número de indivíduos nas classes a partir de 8cm. Algumas espécies, encontradas em estudos anteriores para áreas semelhantes e cuja presença era esperada, como *Erythroxylum argentinum* (cocão, Erythroxylaceae) e *Alchornea triplinervia* (tanheiro, Euphorbiaceae) não foram constatadas nas parcelas inventariadas.

As parcelas 11 a 15 e 16 a 21 foram amostradas em áreas mais baixas do que a primeira área (parcelas 1 a 10). A parte mais alta (parcelas 1 a 10) está localizada junto ao prédio do Centro de Ecologia. A segunda área amostrada (parcelas 11 a 15), a qual não apresenta uma descontinuidade da primeira,

localiza-se atrás do prédio da FAUFRGS, onde o terreno é visualmente mais baixo. As parcelas 16 a 21, ou seja, a terceira área, foram demarcadas em um fragmento de mata localizado entre os prédios do Instituto de Geociências e a via de acesso à UFRGS. Quando calculado o Índice de Similaridade de Jaccard, verificou-se uma maior similaridade florística entre as áreas dois e três (0,54). O ISj entre as áreas um e dois foi de 0,37 e para as áreas um e três, 0,33.

A primeira área apresentou uma maior incidência de afloramentos graníticos (matacões), cobrindo um total de 82m² de solo. Na segunda a área ocupada foi de apenas 6m² e, na terceira área, não houve registro de matacão. Embora houvesse com menor cobertura por matacões nas áreas dois e três, não se observou maior densidade de indivíduos arbóreos naqueles locais. Nas áreas dois e três, o estrato arbustivo mostra-se mais denso do que na primeira área, sendo constituído, principalmente por espécies da família Rubiaceae (gêneros *Psychotria* e *Faramea*), de indivíduos jovens das espécies amostradas no estrato arbóreo, além de outras espécies não amostradas no estrato superior.

Na porção mais baixa do morro, ou seja, na terceira área amostrada (parcelas 16 a 21), observou-se uma expressiva densidade de *Sebastiania serrata* e *Myrciaria cuspidata*, diferentemente da primeira e segunda áreas (parcelas 1 a 10 e 11 a 15), onde as espécies com maior densidade foram *Casearia silvestris*, *Cupania vernalis* (camboatá-vermelho), *Allophylus edulis* (challchal) e *Guapira opposita*. O estrato arbustivo da terceira área não apresentou diferenças significativas em relação às outras áreas, quanto à composição de espécies. Da primeira para a terceira área, verificou-se um gradiente decrescente na cobertura do solo por matacões, sendo que, enquanto na primeira área tinha-se cerca de 82 m² de solo coberto por matacões, na segunda área tinha-se apenas 6 m² e, na terceira área, não houve registro de matacões.

A maior parte dos indivíduos amostrados (51%) apresenta entre 6 e 10 metros de altura, tratando-se, portanto, de uma mata baixa. Mais de dois terços dos indivíduos (76%) apresenta diâmetros reduzidos, ou seja, entre 3 e 12cm, denotando que a mata é relativamente jovem.

Os indicadores estruturais (altura e diâmetro), e os parâmetros fitossociológicos podem ser relacionados ao estado de conservação da mata, de acordo com LEITÃO FILHO (1993). A análise destes resultados revela que a mata em questão é secundária, jovem e baixa, estando em franco processo de regeneração.

Segundo BRACK *et alii* (1998), os fragmentos de mata estudados apresentam elementos de mata mesófila e de mata subxerófila. São características de mata mesófila: localização na porção média ou baixa dos morros, ou terrenos mais ou menos planos, com condições ambientais não extremadas; altura de até 15 m, com 2 ou 3 estratos arbóreos, com espécies como *Guapira opposita*, *Cupania vernalis*, *Luehea divaricata* (açoita-cavalo), entre outras. Como características de mata subxerófila nota-se: a presença de solo raso, com afloramentos graníticos e baixa retenção hídrica; altura do dossel reduzida (6 a 12 m); estratificação simplificada (2 a 3 estratos), apresentando como espécies emergentes, *Myrsine umbellata* (caapororoca) e *Guapira opposita*, no estrato médio ou superior, *Lithraea brasiliensis* (aroeira-brava), *Sebastiania commersonia*, *Casearia silvestris* e *Zanthoxylum hiemale* (mamica-de-cadela) e *Styrax leprosum* (carne-de-vaca) entre outras, no estrato inferior arvoretas como *Myrciaria cuspidata*, por exemplo.

4. Conclusões

A partir da análise e interpretação dos resultados florísticos e estruturais foi possível concluir que:

1. O tamanho da área amostrada (2100 m²) foi suficiente para refletir a realidade da mata em questão;
2. O número de espécies encontrado é superior ao que figu-

ra em estudos realizados em no Morro Santana e em matas similares da Depressão Central do Rio Grande do Sul;

3. Não houve diferença entre expressiva, quanto à densidade de indivíduos arbóreos, entre áreas com e sem matacões;

4. As medidas de perímetro, quanto tomadas à altura do solo, alteram os valores de cobertura relativa (DOR), determinando diferenças nos Valores de Importância;

5. A análise florística e estrutural evidenciou tratar-se de uma mata baixa, em regeneração e de caráter secundário, uma vez que, além da maioria dos indivíduos apresentar altura e diâmetros reduzidos, verifica-se a predominância de espécies típicas de estádios sucessionais iniciais, como as Sapindaceae *Cupania vernalis* e *Allophylus edulis*, a Euphorbiaceae *Sebastiania serrata* (cujos altos valores de importância são reflexo de um grande número de indivíduos) e a Nyctaginaceae *Guapira opposita*. Contribuem, ainda, para esta afirmação, a baixa densidade de espécies com alto valor econômico como *Cedrella fissilis* e *Luehea divaricata* (cedro e açoita-cavalo, respectivamente) e a presença de marcas de corte e rebrotes. Outra evidência de ação antrópica mata é a grande quantidade de trilhas e de lixo doméstico existentes no local.

5. Referências Bibliográficas

- BALBUENO, R. A.; OLIVEIRA, P. L. 2000. Estrutura e composição florística de dois fragmentos florestais na região do Baixo Jacuí, RS, Brasil. *Biotemas*, 13(2):23 – 46.
- BARBOUR, M. G.; BURK, J. H.; PITTS, W. D. 1980. *Terrestrial Plant Ecology*. P. Company Inc, Mento Park 604p.
- BRACK, P., RODRIGUES, R.S., SOBRAL, M., LEITE, S. L., de C. 1998. Árvores e arbustos na vegetação de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, sér. Bot.*, n 51, p. 137-166.
- LEITÃO FILHO, H. de F. (organizador). 1993. *Ecologia da mata atlântica em Cubatão*. Rio Claro: Editora da UNESP e Campinas: Editora da UNICAMP. 184 p.
- MARTINS, F. R. 1991. *Estrutura de um mata mesófila*. Campinas: UNICAMP. 246 p.
- MOHR, F. V. 1995. *Zoneamento da vegetação da Reserva Biológica do Morro Santana – Porto Alegre, RS. Aplicabilidade de geoprocessamento e bases fitossociológicas*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Botânica Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 69p.
- MORAES, D. de; MONDIN, C. A. 2001. *Florística e fitossociologia do estrato arbóreo em mata arenosa no Balneário do Quintão, Palmares do Sul, RS. Trabalho de Conclusão de Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas da UNISINOS. Pesquisas. Botânica*, 51: 87 –100.
- MORENO, J. A. 1961. *Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura. 42p.
- MOTA, F. S. 1951. *Estudos do clima do Estado do Rio Grande do Sul, segundo o sistema de W. Köppen*. *Revista Brasileira de Geografia*, v13, n.2, p275-84.
- RAMBO, B. 1956. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. 3. ed. São Leopoldo: UNISINOS 473p.
- TEIXEIRA, M.B., COURA-NETO, A.B., PASTORE, V., RANGEL-FILHO, A.L.R. 1986. *Vegetação: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos, estudo fitogeográfico*. In: *Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim*. Rio de Janeiro: IBGE (Levantamento de Recursos Naturais, v.33).

Comparação da Abundância das Principais Espécies de Mata Paludosa e Estacional Semidecidual em um Fragmento Florestal no Interior Paulista

Aloysio de Pádua Teixeira^a & Marco Antonio de Assis^b

^aMestrando em Biologia Vegetal – UNESP, Rio Claro, SP (aloysteixeira@yahoo.com.br)

^bProf. Dr. do Departamento de Botânica – UNESP, Rio Claro, SP

1. Introdução

Florestas paludosas, também denominadas florestas latifoliadas higrofilas ou simplesmente matas de brejo (Leitão-Filho 1982) são as matas estabelecidas sobre solos hidromórficos, sujeitas à presença quase permanente de água superficial no solo (Ivanauskas *et al.* 1997). Ocorrem, principalmente, em várzeas, nascentes e baixadas ou depressões, onde a saturação hídrica do solo se dá em função do afloramento da água do lençol freático (Ivanauskas *et al.* 1997, Toniato *et al.* 1998). Como ocorrem apenas em áreas de solo encharcado, encontram-se naturalmente fragmentadas e com peculiaridades florísticas e estruturais (Toniato *et al.* 1998).

As formações paludosas sofreram intenso processo de devastação no estado de São Paulo (Torres *et al.* 1994), principalmente em função da ocupação agrícola das várzeas e construção de usinas hidrelétricas, ocasionando a submersão de grande parte desses remanescentes (Ivanauskas *et al.* 1997). Outros fatores de degradação como fogo, extrativismo de madeira e a expansão imobiliária também contribuem para a redução desses ecossistemas, ainda pouco estudados no Brasil.

Sabendo-se que a saturação hídrica do solo é responsável pela seletividade de espécies (Ivanauskas *et al.* 1997), o presente estudo teve como objetivo comparar, em um mesmo fragmento florestal, a abundância das principais espécies arbustivo-arbóreas da comunidade estabelecida sobre solo quase permanentemente encharcado (floresta paludosa) e sobre solo seco (floresta estacional semidecidual).

2. Material e Métodos

O fragmento estudado, com aproximadamente 230 ha, localiza-se na Fazenda São José, entre os municípios de Rio Claro e Araras (47°28'W e 22°22'S), no interior do Estado de São Paulo. A floresta paludosa é representada por uma pequena mancha de vegetação estabelecida sobre canais de drenagem, que são provenientes do afloramento de água do lençol freático e formam uma rede de nascentes que escoam para o Ribeirão Claro. Em todo seu perímetro, encontra-se circundada pela floresta estacional semidecidual. A mata paludosa ocupa uma porção inferior a 5% da área total do fragmento, sendo todo o restante ocupado pela mata estacional.

Para caracterização florística do estrato arbustivo-arbóreo da floresta paludosa utilizou-se o método de parcelas (Muller-Dombois & Ellenberg 1974). Foram alocados três blocos distintos de 15 parcelas contíguas medindo 10 m x 10 m, totalizando 45 parcelas e 0,45 ha de área amostrada. Os indivíduos com fuste igual ou superior a 1,3 m foram numerados, medidos e identificados. A caracterização florística da mata estacional foi realizada em 1989, quando foram utilizadas 43 parcelas de 10 m x 10 m (0,43 ha de amostragem), distribuídas aleatoriamente, por seis trilhas na fisionomia (Pagano *et al.* 1995). O critério de inclusão dos indivíduos também foi o fuste igual ou superior a 1,3 m de altura.

Para a comparação da abundância das principais espécies nas matas paludosa e estacional semidecidual, o descritor utilizado foi a densidade absoluta (número de indivíduos estimado por hectare) das espécies (Matteucci & Colma 1982).

3. Resultados e Discussão

Na mata paludosa, foram quantificados 3670 indivíduos, sendo 203 mortos em pé e 3467 vivos, o que equivale a uma densidade de 8156 indivíduos/ha. As nove espécies mais abundantes, com suas respectivas densidades absolutas, foram: *Euterpe edulis* (2787),

Calophyllum brasiliense (1213), *Calyptanthes concinna* (558), *Talauma ovata* (422), *Geonoma brevispatha* (396), *Protium cf. almecega* (293), *Dendropanax cuneatum* (282), *Trichilia pallida* (236) e *Guarea kunthiana* (158). Essas espécies foram responsáveis por 77,80% dos indivíduos quantificados.

Na mata estacional semidecidual, as nove espécies mais abundantes, com suas respectivas densidades absolutas (Pagano *et al.* 1995), foram: *Actinostemon communis* (602), *Metrodorea nigra* (442), *Galipea jasmíniflora* (365), *Savia dictyocarpa* (258), *Trichilia pallida* (191), *Rudgea jasmínoides* (156), *Astronium graveolens* (119), *Croton floribundus* (93) e *Trichilia catigua* (91). Essas espécies representaram 50,95% dos indivíduos amostrados.

Comparando a densidade absoluta das espécies nas duas fisionomias, pôde-se identificar três grupos de espécies: i) as que ocorreram exclusivamente em um dos ambientes (solo seco da mata estacional ou solo encharcado quase periodicamente da mata paludosa); ii) as que ocorreram preferencialmente em um dos ambientes (com destaque), ocorrendo porém, no outro ambiente com densidade inexpressiva; iii) as que ocorreram nas duas fisionomias com densidades semelhantes, não demonstrando preferência por habitat.

Das espécies que ocorreram em apenas um dos ambientes (grupo i), *Euterpe edulis*, *Calophyllum brasiliense*, *Talauma ovata*, *Calyptanthes concinna* e *Geonoma brevispatha* foram encontradas apenas na mata paludosa. Por outro lado, *Savia dictyocarpa*, *Actinostemon communis*, *Metrodorea nigra*, *Rudgea jasmínoides* e *Astronium graveolens* ocorreram exclusivamente na mata estacional semidecidual.

Enquadrando-se no grupo ii, *Croton floribundus*, *Galipea jasmíniflora* e *Trichilia catigua* mostraram preferência pelo solo seco, ocorrendo com baixas densidades na mata paludosa (2, 4 e 4, respectivamente), enquanto *Protium cf. almecega*, *Dendropanax cuneatum* e *Guarea kunthiana* ocorreram com elevada densidade apenas na área com solo úmido (a densidade absoluta dessas espécies na mata estacional foi 2, 28 e 12, respectivamente).

No terceiro grupo, *Trichilia pallida* ocorreu com elevada densidade nas duas fisionomias comparadas.

Considerando apenas as espécies mais abundantes da mata paludosa do presente estudo e as espécies encontradas nas outras matas paludosas do Estado de São Paulo (Torres *et al.* 1994, Ivanauskas *et al.* 1997, Costa *et al.* 1997, Toniato *et al.* 1998, Paschoal & Cavassan 1999, Spina *et al.* 2001), as únicas espécies comuns a todos estudos foram *Calophyllum brasiliense*, *Talauma ovata* e *Dendropanax cuneatum*. Considerando as espécies que deixaram de ocorrer em apenas um dos estudos, acrescenta-se *Protium almecega* (considerando-se, segundo Ivanauskas *et al.* (1997), que *P. heptaphyllum*, encontrada por Torres *et al.* (1994), é essa mesma espécie de *Protium* encontrada nos demais estudos).

Euterpe edulis, *Calophyllum brasiliense* e *Geonoma brevispatha* também foram consideradas exclusivas das matas de brejo da região de Agudos, quando comparadas com outras fisionomias da região (Paschoal & Cavassan 1999). Já Ivanauskas *et al.* (1997) classificaram as duas primeiras como peculiares não exclusivas das matas de brejo de Itatinga, visto que essas espécies ocorreram com destaque na comunidade brejosa, mas foram encontradas também nas matas estacionais da região, porém com pouco destaque. *Talauma ovata*, enquadrada aqui como exclusiva da mata paludosa da Fazenda São José, em comparação com a mata estacional adjacente, também foi classificada como exclusiva da mata paludosa de Itatinga quando comparada com as matas estacionais da região (Ivanauskas *et al.* 1997). Entretanto, em Itatinga, *Dendropanax cuneatum* foi classificada como espécie preferencial de solos secos, o que não condiz com o presente estudo, já que a densidade absoluta da espécie foi muito superior na mata de brejo.

Bertoni *et al.* (1982) compararam as principais espécies de terra firme (solo seco) e ciliar (solo temporariamente encharcado) em um contínuo florestal na Reserva de Porto Ferreira, SP. Nessa

comparação, *Metrodorea nigra* (classificada no presente estudo como exclusiva de solo seco) ocorreu preferencialmente na floresta de terra firme, pois também foi encontrada na mata ciliar contínua (a densidade relativa da espécie foi 9,66 e 0,44, respectivamente), enquanto *Galipea jasminiflora* mostrou-se exclusiva de terra firme (no presente estudo foi enquadrada como preferencial de solo seco). Também em porto Ferreira, *Croton floribundus* apresentou densidade relativa bastante alta na mata ciliar e muito baixa em terra firme (6,75 e 0,71, respectivamente), enquanto na Fazenda São José a densidade absoluta da espécie foi bem superior na mata estacional, pois foi encontrado apenas um indivíduo na mata paludosa. Nas demais matas paludosas estudadas no interior de São Paulo, não há registro de *C. floribundus*, o que parece indicar que a espécie suporta a condição de encharcamento temporário do solo, como em matas ciliares, mas não suporta a saturação hídrica quase permanente dos solos de florestas paludosas.

4. Conclusões

As principais espécies que caracterizam as matas paludosas do Estado de São Paulo são *Calophyllum brasiliense*, *Talauma ovata*, *Dendropanax cuneatum* e *Protium almecega*. A variação na abundância das espécies que compõem as comunidades estabelecidas sobre solos com teores hídricos distintos (mata paludosa e estacional semidecidual) mostrou-se nítida. Dessa forma, algumas espécies da Fazenda São José mostraram preferência pelo solo periodicamente encharcado ou ocorreram exclusivamente nesse ambiente. Por outro lado, outras espécies ocorreram preferencialmente ou exclusivamente sobre solos secos, enquanto *Trichilia pallida* não mostrou preferência por habitat. Quanto à classificação das espécies em grupos, parece ser mais adequada apenas para estudos pontuais, visto que podem ocorrer variações nas espécies que compõem os grupos quando são comparados diferentes estudos.

Agradecimentos: À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida ao primeiro autor; Fernando Régis de Siqueira pela ajuda no campo e pela discussão; Rodrigo Augusto S. Pereira pela leitura do trabalho e pelas sugestões.

5. Referências bibliográficas

- Bertoni, J. E. A., Stebbeline, W. H., Martins, F. R., Leitão-Filho, H. F. (1982). Nota prévia: comparação fitossociológica das principais espécies de florestas de terra firme e ciliar na Reserva Estadual de Porto Ferreira (SP). *Anais do 1º Congresso Nacional sobre Essências Nativas*, 1:563-571.
- Costa, F. R. C., Schlittler, F. H. M., Cesar, O., Monteiro, R. (1997). Aspectos florísticos e fitossociológicos de um remanescente de brejo no município de Brotas, SP. *Arq. Biol. Tecnol.* 40(2): 263-270.
- Ivanauskas, N. M., Rodrigues, R. R., Nave, A. G. (1997). Aspectos ecológicos de uma Mata de brejo em Itatinga, SP: Florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Rev. bras. Bot.* 20(2): 139-153, São Paulo.
- Leitão-Filho, H. F. (1982). Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. *Anais do 1º Congresso sobre essências nativas*, 1:197-206.
- Matteucci, S. D., Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Washington, Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. 168p.
- Muller-Dombois, D., Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Wiley and Sons. 574 p.
- Pagano, S. N., Leitão-Filho, H. F., Cavassan, O. (1995). Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua - Rio Claro -Estado de São Paulo. *Rev. bras. Biol.* 55(2): 241-258.
- Paschoal, M. E. S., Cavassan, O. (1999). A flora arbórea da mata de brejo do Ribeirão do Pelintra, Agudos, SP. *Naturalia*. 24: 171-191, São Paulo.
- Spina, P. A., Ferreira, W. M., Leitão-Filho, H.F. (2001). **Floração, frutificação e síndrome de dispersão de uma comunidade de brejo na região de Campinas (SP)**. *Acta bot. bras.* 15(3): 349-368.
- Toniato, M. T. Z., Leitão-Filho, H. F., Rodrigues, R. R. (1998). **Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (Mata de brejo) em Campinas, SP**. *Rev. bras. Bot.* 21(2): 197-210, São Paulo.
- Torres, R. B., Matthes, L. A. F., Rodrigues, R. R. (1994). **Florística e estrutura do componente arbóreo de Mata de brejo em Campinas, SP**. *Rev. bras. Bot.* 17(2): 189-194, São Paulo.

Efeito da sazonalidade na estrutura da sinúsia herbácea terrícola de uma floresta estacional, Viamão, RS

Carla Beatriz Palma^a (carlication@hotmail.com) & João André Jarenkow^b

^aBolsista de Iniciação Científica, ^bDepartamento de Botânica, UFRGS

1. Introdução

As florestas estacionais são as formações com a maior área de cobertura entre as ocorrentes no Estado, predominando no Alto Uruguai, ao longo das encostas meridional da Serra Geral e leste do Planalto Sul-Rio-Grandense ou Serra do Sudeste (Rambo 1961, Teixeira *et al.* 1986).

A perda sazonal de folhas, nessas florestas, permite que, ao longo do ano, ocorra uma variação no regime de luz que atinge o ambiente de submata (Lee 1989), muitas vezes altera o desenvolvimento das espécies vegetais no interior da floresta, com a formação de ambientes diferentes, de acordo com a capacidade de sobrevivência de cada uma (Gandolfi 2000).

As ervas terrícolas que permanecem todo o seu ciclo de vida nos estratos mais inferiores da floresta têm a sua composição e estrutura determinada pela disponibilidade de luz. Apesar desta sinúsia apresentar espécies tolerantes a ambientes sombreados, a maioria ocorre em ambientes mais iluminados muitas, vezes formando manchas em clareiras (Richards 1996).

A sinúsia herbácea de uma floresta é composta de plantas que possuem grande sensibilidade a pequenas alterações ambientais, a que os vegetais de grande porte não manifestam (Citadini-Zanette 1984), podendo ser úteis na compreensão dos processos dinâmicos que envolvem a mesma.

O presente estudo objetivou determinar o efeito da sazonalidade na estrutura da sinúsia herbácea terrícola, a partir de levantamentos fitossociológicos em duas estações distintas (inverno e verão), em uma floresta estacional na encosta de um morro granítico, no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS.

2. Material e Métodos

A área estudada localiza-se no Parque Estadual de Itapuã, Viamão (RS), a cerca de 57 km de Porto Alegre (30°20' a 30°27'S e 50°50' a 51°05'W), com altitudes que variam de cinco a 263 metros acima do nível do mar (Rio Grande do Sul 1997). O embasamento rochoso foi formado pelas intrusões graníticas do Cinturão Dom Feliciano, durante o período Pré-Cambriano (Villwock e Tomazelli 1987). O clima da região é o subtropical úmido com temperatura média anual de 19,5°C, onde as máximas e mínimas absolutas registradas (no período de 1961 e 1990) foram 0,7°C e 39,8°C, respectivamente, e a precipitação média anual é de 1.347 mm (Brasil 1992).

O local escolhido foi um trecho de mata alta e bem preservada situada na encosta sul do morro do Campista, na Praia do Tigre. Para a amostragem, foram demarcadas 30 unidades amostrais de 2 m de lado, totalizando uma área de 120 m², distribuídas sistematicamente em uma parcela permanente de 0,5 ha. Os levantamentos foram realizados nos meses de março (verão) e agosto (inverno) de 2002. Nas unidades amostrais, foram determinadas as espécies presentes e suas coberturas, usando-se a escala de cobertura e abundância de Domin-Krajina (Mueller-Dombois e Ellenberg

1974). Um exemplar fértil de cada espécie foi coletado para a identificação e posterior incorporação ao Herbário ICN do Departamento de Botânica da UFRGS. Para a determinação das mesmas utilizou-se a literatura especializada, a comparação com material de herbário e também contou com a ajuda de especialistas no caso das espécies de Pteridófitas. Após o registro nas unidades amostrais, foram determinados os parâmetros fitossociológicos absolutos e relativos de cobertura e frequência e o valor de importância (Mueller-Dombois e Ellenberg 1974). A partir dos dados de frequência, estimou-se a diversidade pelo índice H' de Shannon. A equabilidade foi estimada pelo índice J' de Pielou (Magurran 1988).

3. Resultados e Discussão

O levantamento das 30 unidades amostrais realizado no verão revelou 10 espécies distribuídas em oito famílias, sendo três pteridófitas e sete magnoliófitas. *Pteris brasiliense* foi a de maior valor de cobertura absoluta (40,0), seguida de *Asplenium sellowianum* (15,5) e *Olyra humilis* (12,5). Estas espécies também foram as mais frequentes (46,7, 26,7 e 33,3, respectivamente) e, por conseguinte, as que tiveram o maior valor de importância, acumulando 66,1% do total. As demais espécies, *Neomarica candida*, *Pharus lappulaceus*, *Doryopteris multipartita*, *Marantha arundinacea*, *Commelina obliqua*, *Mesadenella cuspidata* e *Carex sellowiana*, apresentaram um valor de importância menor que 10 devido aos seus baixos índices de cobertura e frequência, sendo que as quatro últimas foram registradas em apenas uma unidade amostral.

No levantamento de inverno, a riqueza específica foi a mesma e os parâmetros estimados foram muito semelhantes. Três espécies tiveram sua cobertura reduzida no inverno: *Pteris brasiliense* (de 40,0 para 35,0), *Olyra humilis* (de 12,5 para 12,0) e *Doryopteris multipartita* (de 9,0 para 6,0). Outras duas aumentaram este parâmetro: *Neomarica candida* (de 10,5 para 11,0) e *Pharus lappulaceus* (de 6,5 para 7,5). Em relação à frequência, *Asplenium sellowianum* ocorreu em mais uma unidade amostral no inverno e, o contrário, foi registrado para *Pharus lappulaceus*. Entre as ervas terrícolas em florestas extratropicais, é comum a existência de geófitos, que mantêm seus órgãos subterrâneos aguardando condições propícias de temperatura para desenvolverem suas partes aéreas, ou de espécies anuais (que em florestas em geral são raras) e, no entanto, nenhuma espécie nova foi registrada nas unidades amostrais durante o período dos dois levantamentos.

As diferenças pouco acentuadas entre os levantamentos de verão e inverno, eventualmente, poderiam ser atribuídas à subjetividade da metodologia, com o uso de uma escala para a determinação da cobertura e abundância.

Os índices de diversidade (H') e equabilidade (J') foram também muito semelhantes, respectivamente, de 1,943 (nats) e 0,844 para o inverno, e de 1,952 (nats) e 0,847 para o verão.

Apesar das diferentes metodologias utilizadas em outros estudos da sinússia herbácea, realizados no Estado (Citadini-Zanette 1984, Cestaro *et al.* 1986, Citadini-Zanette e Baptista 1989, Müller e Waechter 2001), a riqueza específica da área de estudo pode ser considerada baixa.

Em locais onde a floresta apresenta-se em bom estado de conservação e, portanto, com uma baixa luminosidade nos estratos inferiores, é comum a ocorrência de uma baixa riqueza específica na sinússia herbácea terrícola (Richards 1996). A maioria das espécies inventariadas na área de estudo apresenta-se mais abundante nos locais onde, aparentemente, o dossel não se mostra muito denso. A luminosidade é o fator determinante para o desenvolvimento de grande parte das espécies vegetais pertencentes a diferentes componentes.

As espécies herbáceas apresentam um alto grau de adaptação às condições microclimáticas do interior da floresta, onde o solo tem um papel fundamental para o desenvolvimento das mesmas, competindo com as espécies de outros estratos, que têm nele a principal fonte de nutrientes (Gentry & Emmons 1987). Portanto,

a competição entre as raízes pode ser mais um fator para a preferência das ervas terrícolas por locais abertos.

A exposição sul da encosta e a presença de afloramentos rochosos na área de estudo são fatores que também podem ter contribuído para o desenvolvimento de uma baixa complexidade estrutural da sinússia herbácea terrícola.

4. Conclusão

Os resultados de ambos os levantamentos mostram que são mínimas as diferenças na estrutura da sinússia herbácea terrícola nas estações consideradas. Na composição florística, não constaram espécies de ciclo anual (terófitos) ou daquelas perenes com órgãos epígeos completamente reduzidos na estação desfavorável (geófitos), que poderiam ser esperados para florestas extratropicais. Estudos complementares sobre a estrutura local do dossel, a variação anual do regime de luz e estudos comparativos em encostas com exposições distintas e em outras formações florestais, deverão ser incentivados e conduzidos para que se obtenha resultados mais conclusivos.

(Agradecemos ao DUC/DEFAP/SEMA-RS pela acolhida ao projeto e apoio logístico, à FAPERGS pela Bolsa de Iniciação Científica e à Bióloga Rosana Moreno Senna, pelo auxílio na identificação das pteridófitas).

5. Referências Bibliográficas

- Brasil. (1992). *Normais climatológicas (1961–1990)*. Brasília, Ministério da Agricultura e Reforma Agrária/ Departamento Nacional de Meteorologia.
- Cestaro, L.A.; Waechter, J.L.; Baptista, L.R.M. (1986). Fitossociologia do estrato herbáceo da mata de araucária da Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS. *Hoehnea* 13:59-72.
- Citadini-Zanette, V. (1984). Composição florística e fitossociológica da vegetação herbácea terrícola de uma mata de Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, sér. bot. 32:23-62.
- Citadini-Zanette, V.; Baptista, L.R.M. (1989). Vegetação herbácea terrícola de uma comunidade florestal em Limoeiro, município de Torres, Rio Grande do Sul. *Boletim do Instituto de Biociências* 45:1-87.
- Gandolfi, S. (2000). *História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)*. Campinas, UNICAMP. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Instituto de Biociências.
- Gentry, A.H.; Emmons, L.H. (1987). Geographical variation in fertility, fenology and composition of the understorey of neotropical forests. *Biotropica* 19(3):216-227.
- Lee, D.W. (1989). Canopy dynamics and light climates in a tropical moist decidual forest in India. *Journal of Tropical Ecology* 5:65-79.
- Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. London, Croom Helm. 179 p.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, Wiley. 547 p.
- Müller, S.C., Waechter, J.L. (2001). Estrutura sinusial e relações florísticas dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. *Revista Brasileira de Botânica* 24(3):263-272.
- Rambo, B. 1961. Migration routes of the south Brazilian rain forest. *Pesquisas bot.*, n. 12, p. 1-54.
- Richards, P.W. (1996). *The tropical rain forest: an ecological study*. 2 ed. Cambridge, Cambridge University Press. 575 p.
- Rio Grande do Sul. 1997. *Plano de manejo*. Parque Estadual de Itapuã, RS. Departamento de Recursos Naturais Renováveis/Pró-Guaíba. Porto Alegre, DRNR. 175p.
- Teixeira, M.B., Coura Neto, A.B., Pastore, U., Rangel Filho, A.L.R. (1986) Vegetação. In: *Levantamento de recursos naturais*. Rio de Janeiro, IBGE. v. 33. p. 541-620.
- Villwock, J.A., Tomazelli, J. L. (1987). *Geologia costeira do Rio*

Grande do Sul. Porto Alegre, Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica (Notas Técnicas 8).

Demografia de *Actinostemon concolor* (Spreng) Müll. Arg. (Euphorbiaceae) no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina – PR.

Carla Gomes de Araújo¹ & Edmilson Bianchini²

1-Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina

2- Professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal –CCB, da Universidade Estadual de Londrina, Caixa P. 6001, Londrina, PR - 86051-970

1. Introdução

As matas ciliares são formações vegetais à margem de curso de água (Demattê, 1989). Essas áreas marginais estão sujeitas a influência direta da umidade, da frequência de alagamento, da profundidade do lençol freático que, entre outras, definem características abióticas próprias no que se refere ao microclima, fertilidade e estrutura do solo que proporcionam um processo de seletividade ambiental (Rodrigues, 1989). Por isso, estudos que estabeleçam a ecologia e o ciclo de vida de espécies de importância funcional dentro de um ecossistema, tanto para o conhecimento científico, como para o fornecimento de subsídios para planos de manejo e uso racional são fundamentais (Conserva & Piedade, 2001).

A manutenção da diversidade e da organização das comunidades tropicais podem ser discutidas a partir de dados populacionais (Connel *et al* 1984 *apud* Marques e Joly, 2000). Esses dados, como sua distribuição espacial, demografia, hábitos preferenciais e dinâmica, são obtidos das espécies em seu hábitat natural (Chagas *et al*, 2001).

Para se entender o funcionamento das florestas ciliares é necessário conhecer o comportamento populacional de suas principais espécies. Em levantamentos florísticos e fitossociológicos feitos na bacia do rio Tibagi, *Actinostemon concolor* apresentou-se entre as espécies mais importantes (Silva *et al*, 1992; Soares-Silva & Barroso, 1992; Nakajima *et al*, 1996; Dias *et al*, 1998; Soares-Silva *et al*, 1998; Bianchini *et al*, 2003).

Avaliou-se a demografia desta espécie visando responder as seguintes questões: *Actinostemon concolor* está se regenerando nesse ambiente e, portanto, encontra-se representada em todas as classes de tamanho? O número de indivíduos da população manteve-se constante neste período?

2. Métodos

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual Mata dos Godoy (23° 27'S, 51° 15'W) no município de Londrina-PR, que possui uma área de 680 ha, um dos maiores remanescentes da parte norte da bacia do rio Tibagi.

Para a realização deste trabalho foi utilizado o método de parcelas. Foram alocadas 50 parcelas de 100 m² (10 m x 10 m) em áreas que periodicamente sofrem alagamento. Estas parcelas foram visitadas em maio de 2000 (Green, 2000) e em fevereiro de 2003.

Todos os indivíduos de *Actinostemon concolor* presentes em cada parcela foram identificados com plaquetas de alumínio numeradas, mapeadas e medidas. O diâmetro em nível do solo (DAS) foi determinado com paquímetro (indivíduos pequenos) ou fita métrica (indivíduos grandes) e a altura foi medida com uma fita métrica ou estimada, por comparação, com a altura de uma vara telescópica. Para a análise da estrutura de tamanho foram estabelecidas dez classes de diâmetro (>0,04 – 0,3; >0,3 – 0,5; >0,5 – 1,0; >1,0 – 2,0; >2,0 – 3,0; >3,0 – 4,0; >4,0 – 5,0; >5,0 – 7,0; >7,0) e dez classes de altura (0,02 – 0,1; >0,1 – 0,3; >0,3 – 0,5; >0,5 – 0,1; >0,1 – 1,50; >1,50 – 2,50; >2,50 – 3,50; >3,50 – 4,5; >4,5 – 5,5; >5,5). Utilizou-se o teste de Kolmogorov-Smirnov - KS - (SIEGEL, 1975) para verificar se houve diferenças na estrutura de tamanhos entre os diferentes períodos de coleta.

Para a análise da dinâmica da população, os indivíduos foram

divididos em três categorias (plântula - quando ainda apresentavam os cotilédones; jovens - indivíduos com até 1.5 m de altura e que não possuem cotilédones; adultos - acima desta altura, os indivíduos já apresentavam estruturas reprodutivas), levantando-se dados quanto a mortalidade e o recrutamento. A fecundidade dos adultos foi estimada dividindo o número de plântulas recrutadas no período pelo número de adultos presentes na área amostral no início do período estudado.

Para auxiliar a compreensão dos processos dinâmicos foram elaborados diagramas de caixas para as categorias definidas.

Para a análise do crescimento, taxas de incremento em altura (cm ano⁻¹) e diâmetro (cm ano⁻¹) foram calculada por meio da diferença entre os valores obtidos entre as amostragens.

Para verificar se as taxas de incremento em altura e diâmetro são dependentes do tamanho inicial dos indivíduos, foram realizadas análises de regressão linear entre o tamanho inicial e a taxa de crescimento anual.

3. Resultados e discussão

A estrutura de tamanho em altura desta população para os períodos de observação (2000 e 2003) apresenta a forma de J reverso (curva exponencial negativa), com mais de 50% dos indivíduos concentrados nas duas primeiras classes de altura (até 30 cm). O teste de KS indica que as curvas são diferentes, principalmente em razão da alteração numérica entre as duas primeiras classes de altura. Quanto ao diâmetro, as curvas também seguem um padrão de J reverso, com cerca de 60% dos indivíduos nas duas primeiras classes de diâmetro (até 0,5 cm). O teste de KS também indica diferença entre as curvas. A diferença na estrutura de tamanho entre os períodos indica possíveis diferenças temporais nas taxas de sobrevivência, crescimento e recrutamento dos indivíduos.

A população de *A. concolor* sofreu um decréscimo de 9,4% no período de 2000 a 2003. Comparado a amostragem de 2000, houve redução no número de indivíduos em todas as categorias. A principal redução ocorreu na categoria plântulas (46%). Neste período, 73% das plântulas morreram e foram recrutadas 44 novas plântulas. A alta mortalidade das plântulas pode ser correlacionada com inundações que ocorrem na área. Elas depositam grande quantidade de sedimentos em diversos pontos da área, provocando o soterramento de grande número de plantas. Possivelmente, o arraste de indivíduos devido à ação direta das águas correntes ou pela ação de troncos e galhos que foram arrastados pelas águas também contribuem para aumentar o número de mortes. Considerando as altas taxas de mortalidade de indivíduos pequenos em uma população (Bianchini, 1998; Pimenta, 1998) e os eventos reprodutivos que ocorreram entre os períodos de amostragem, pode-se sugerir que estas porcentagens estão subestimadas. A maioria dos indivíduos da população (cerca de 74%) pertencem a categoria dos jovens. A taxa de mortalidade dos jovens foi de aproximadamente 11%, principalmente entre os indivíduos menores. Cerca de 23% da população pertence a categoria de adultos com uma taxa de mortalidade de 4%. No período, cerca de 1,5% dos jovens foram recrutados para a categoria dos adultos. Embora a população tenha diminuído de tamanho no período, as principais alterações ocorreram na categoria de plântulas, que são muito sensíveis aos fatores bióticos e abióticos. Baseado nos dados de demografia, pode-se afirmar que a população mantém-se estável na área e possui grande potencial de regeneração dado ao grande número de indivíduos jovens. Deve-se considerar também que *A. concolor* apresenta reprodução supra-anual, o que provavelmente afeta o tamanho da população, principalmente a categoria de plântulas.

A taxa de crescimento médio em altura para a população foi de 4,6 ± 12 cm ano⁻¹. Esta taxa é maior que a encontrada para *Chrysophyllum gonocarpum* (3 cm.ano⁻¹) mesmo Parque (Bianchini, 1998). *C. gonocarpum* é uma espécie de dossel e os indivíduos que recebem maior quantidade de luz apresentam taxas de crescimento maior que a média (Bianchini, 1998). Como *A.*

concolor é uma espécie de subosque, ela provavelmente apresenta menor ponto de compensação lumínico, aproveitando melhor a luz incidente no seu desenvolvimento. As flutuações das taxas de crescimento estão relacionadas a grande heterogeneidade da cobertura do dossel (Bianchini *et al.*, 2001), cujos pontos mais iluminados são menos favoráveis ao crescimento de *A. concolor*.

A taxa de crescimento médio em diâmetro foi de 0.043 ± 0.19 cm ano⁻¹, valores próximos aos descritos na literatura para espécies tolerantes a sombra nas florestas tropicais (Clark & Clark, 1992; Bianchini, 1998; entre outros).

4. Conclusão

O padrão de distribuição dos indivíduos de *A. concolor* foi caracterizado por um grande número de indivíduos nas primeiras classes de tamanho, característica de populações estáveis e auto-regenerativas, embora tenha ocorrido redução no número de indivíduos na população.

5. Referências bibliográficas

Bianchini, E. (1998). *Estudo da dinâmica de população de Chrysophyllum gonocarpum (Mart & Eichler) Engl. No Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina. PR.* Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas-SP.

Bianchini, E.; Pimenta, J.A. & Santos, F.A.M. (2001). Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44: 269-276

Bianchini, E.; Popolo, R.S.; Dias, M.C. & Pimenta, J.A. (2003). Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, sul do Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, 17(3): no prelo.

Chagas, R.K.; Oliveira-Filho, A.T.; Berg, E. van den & Scolforo, J.R.S. (2001). Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. *Revista Arvore*, 25(1): 39-57.

Clark, D.A. & Clark, D.B. (1992). Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs*, 62: 315-344.

Conserva, A. dos S. & Piedade, M.T.F. (2001). Ciclos de vida e Ecologia de *Paspalum fasciculatum* WILLD. Ex Fluegge (Poaceae), na Várzea da Amazônia Central. *Acta Botânica*, 31(2):205-220.

Dematte, M.E.S.P. (1989). Recomposição de matas ciliares na região de Jaboticabal. p.160-170. In: *Anais do simpósio sobre mata ciliar*. L.M. Barbosa ed. Fundação Cargil, Campinas.

Dias, M.C.; Vieira, A.O.S.; Nakagima, J.N.; Pimenta, J.A. & Lobo, P.C. (1998). Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Pr. *Revista brasileira de Botânica*, 21(1): 183-195.

Green, M. (2000). *Estrutura populacional de Actinostemon concolor (Spreng.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae) no parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Norte do Paraná.* Monografia de Bacharelado. Universidade Estadual de Londrina-PR.

Marques, M.C.M. & Joly, C.A. (2000). Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. Em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Revista brasileira de Botânica*, 23(1):107-112.

Nakajima, J.N.; Soares-Silva, L.H.; Medri, M.E.; Goldenberg, R. & Correa, G.T. (1996). Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 6. Fazenda Monte Alegre, município de Telêmaco Borba, Pr. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 39:933-948.

Pimenta J. A. (1998). *Estudo Populacional de Campomanesia xanthocarpa O. Berg (Myrtaceae) no Parque Estadual "Mata dos Godoy", Londrina, PR.* Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP.

Rodrigues, R.R. (1989). Análise Estrutural das formações florestais Ripárias In: *Anais do simpósio sobre mata ciliar*. L.M. Barbosa ed. Fundação Cargil, Campinas.

Siegel, S. (1975). *Estatística não paramétrica para ciência do comportamento*. McGraw-Hill, Rio de Janeiro.

Silva, S.M.; Silva, F.C.; Vieira, A.O.S.; Nakagima, J.N.; Pimenta, J.A. & Colli, S. (1992). Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da Bacia do Rio Tibagi, Paraná: 2. Várzea do Rio Bitumirim, município de Ipiranga-PR. *Anais do 2º Congresso Nacional de Essências Nativas* 1:192-198.

Soares-Silva, L.H. & Barroso, G.M. (1992). Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta na porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina-PR, Brasil. *Anais 8º congresso SBSP*. 101-112.

Soares-Silva, L.H.; Kita, K.K.; Silva, F das C. (1998). Fitossociologia de um trecho de floresta de galeria no parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina-PR, Brasil *Boletim Herbário Ezechias Paulo Heringer*, 3:46-62.

Estudo Preliminar Fitossociológico de Fragmentos Florestais da Mata Ciliar do Rio Pardo no Município de Ribeirão Preto- SP

Carolina Silva Simões^a & Maria Inez Pagani^b

^a *graduação Ecologia Universidade Estadual Paulista*

(cssimoes@rc.unesp.br) - ^b *Departamento de Ecologia- Instituto de Biociências- UNESP- Campus de Rio Claro- SP*

1.Introdução

As matas ciliares são a massa de vegetação que se forma naturalmente às margens dos rios e de outros corpos d'água, mesmo em regiões de pluviosidade baixa e irregular nas quais as condições de clima e solo não permitem o desenvolvimento de árvores nas áreas mais distantes dos corpos d'água.(Ferraz,2001). Estes ecossistemas funcionam como Zona Tampão pois, assemelham-se a uma estação de tratamento de água, onde materiais em suspensão depositam-se ao atravessarem esta região.(Ribeiro e Leitão,2000)

A destruição de matas ciliares é resultado, geralmente, do curto prazo em que os agentes responsáveis ocupam e abrem as áreas além do fato destes não assumirem a responsabilidade pela maior parcela dos danos da destruição. Até hoje predomina na agricultura brasileira a prática do corte e queima da vegetação nativa, sem o menor cuidado em manter a vegetação natural de áreas frágeis, entre elas as matas ciliares.(Lopes,2001)

A legislação de 1965, Lei nº 4.771, (Código Florestal) no 2º artigo, considera área de preservação permanente as florestas ao longo de rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima é de 50 metros para cursos d'água que tenham de 10 a 50 metros de largura (no caso da área estudada os fragmentos estão altamente reduzidos em relação aos 50 metros de largura do rio na área) (Ministério do Meio Ambiente,2000).

As principais causas de degradação são o desmatamento nas propriedades rurais, expansão de áreas urbanas, incêndios, extração de areia nos rios e empreendimentos mal planejados.(Ferraz,2001)

Os dois fragmentos de mata ciliar estudados na presente pesquisa, estão situados na margem esquerda do Rio Pardo, entre as coordenadas (21º 04,0'S e 47º 42,5'W) a jusante e (21º 07,0'S e 47º 42,5 'W) sentido montante, dentro da Fazenda da Barra, no município de Ribeirão Preto – SP. A área ao redor dos fragmentos é uma planície tomada por grandes plantações de cana-de-açúcar, sorgo, capins com drenos artificiais na várzea do rio.

A escolha destes fragmentos a partir de fotos aéreas, baseou-se principalmente pela representatividade em tamanho destes em relação aos outros escassos remanescentes de mata ciliar no municí-

pio de Ribeirão Preto, revelando a grande necessidade de estudo destas áreas para recuperação e desenvolvimento das matas ciliares deste Rio na região.

O objetivo deste trabalho foi preliminarmente realizar o levantamento fitossociológico dos dois fragmentos remanescentes de mata ciliar presentes na área, subsidiando dados para uma posterior recuperação e com reflorestamento no local, à partir das espécies nativas coletadas na presente pesquisa e em outros trabalhos relacionados à região.

2. Métodos

Foi utilizado o método de pontos quadrantes, ou sem parcelas (Muller- Dombois & Elleberg, 1974) para o levantamento fitossociológico, que permitiu agrupar os dois fragmentos estimando parâmetros como: área amostrada em hectares (ha), distância média entre os indivíduos, densidade, área basal, volume, diâmetro, altura, frequência, dominância, e Índice de Diversidade "Shannon- Weaver".

Para se avaliar o comportamento e a distribuição das espécies na área estudada, a partir dos dados coletados foram calculados os parâmetros de: Densidade Relativa (DR), Frequência Relativa (FR), Dominância Relativa (DOR), Índice de Valor de Importância (IVI), Índice de Valor de Cobertura (IVC) e por fim o Índice de Diversidade "Shannon- Weaver", segundo as fórmulas a seguir:

- Densidade Relativa (DR): $DR=(Ni/N).100$;
- Frequência Relativa (FR): $FR=(FA/FAT).100$;
- Dominância Relativa (DOR): $DOR = (ABi/ABT).100$;
- Índice de Valor de Importância (IVI): $= (DR)+(FR)+(DOR)$.
- Índice de Valor de Cobertura (IVC): $=(DR)+(DOR)$.
- Índice de Diversidade "Shannon- Weaver ($H' = -\sum(p_i) (\log_2 p_i)$).

(Paoletti, 1994).

3. Resultados

A partir de 58 pontos quadrantes equidistantes entre si por 12 metros, foram amostrados ao todo 232 indivíduos e identificadas 45 espécies, 41 gêneros e 25 famílias, além de ser observado a baixa diversidade de espécies ($H' = 2,654$), comparativamente a outros trabalhos. A espécie *Unonopsis lindmanii* (Annonaceae) obteve os maiores valores de IVI e IVC respectivamente, (111.17 e 85.06) com elevada e significativa diferença para os números das outras espécies subsequentes, que obtiveram os maiores valores, foram: Não Identificadas (24.29 e 16.01); Mortas (13.81 e 8.08); *Protium heptaphyllum* (Mimosaceae) (11.05 e 7.23); *Cedrella sp* (Meliaceae) (10.79 e 8.88).

4. Discussão

A espécie *Unonopsis lindmanii* também conhecida como Pindaíva preta ou Pindaíba, é de grupo sucessional Secundária Tardia ou Clímax, ocorrendo em Mata Mesófila Semi-decídua e Mata Ciliar (Durigan e Nogueira, 1990). Esta espécie apresentou um desenvolvimento muito acima do esperado, ou seja, frequência e densidade muito elevadas comparando-se aos dados de outros trabalhos em diferentes áreas, onde ela ocorre. Neste caso o ambiente altamente degradado em que se encontra, possa ter possivelmente contribuído para o seu desenvolvimento, por se apresentar mais resistente do que as outras espécies à um ambiente tão alterado. Esta hipótese necessita de dados mais aprofundados, uma vez que na literatura existem poucos dados sobre a espécie *Unonopsis lindmanii*.

As espécies *Protium heptaphyllum* popularmente conhecida como Almecega, e *Cedrella sp* como Cedro, também são do grupo sucessional Secundária Tardia ou Clímax, mas ocorrem em biomas mais diversos que a *Unonopsis lindmanii*, além de Mata Ciliar, Floresta Estacional Semi-decídua, Floresta Ombrófila Densa, Mata de Brejo e Cerrado (Durigan e Nogueira, 1990).

O elevado número de espécies Mortas e a baixa diversidade de espécies ($H' = 2,654$ quando comparado a outras pesquisas da região, mostram o alto grau de degradação na área. A baixa frequência de espécies pioneiras e o maior número de espécies Secundárias

Tardias e Clímax, também a altura média dos indivíduos (7.41 m) que é baixa, pode ser considerado mais um índice que representa o fraco desenvolvimento dos fragmentos.

5. Conclusão

Pelos dados apresentados, pode se concluir que esses fragmentos estão altamente degradados, primeiramente devido ao reduzido tamanho dos mesmos, a grande intervenção antrópica no entorno deles, com plantações de cana-de-açúcar, sorgo e capins, que causam uma profunda modificação no solo e na paisagem circundante, além de árvores cortadas, capoeiras extensas e abundância de cipós no interior dos fragmentos. Finalmente foram constatados a baixa riqueza de espécies, o grande número de espécies mortas e a predominância da espécie *Unonopsis lindmanii* (Annonaceae) na área. Sabendo-se que esta espécie é encontrada com baixa frequência nos ecossistemas onde ela foi estudada, obtive-se a hipótese de que a mesma estaria se desenvolvendo por ter conseguido resistir ao ambiente degradado.

Considerando-se todas estas informações, constatou-se portanto a grande necessidade de recuperação e reflorestamento desta área.

6. Referências Bibliográficas

- Durigan, G; Nogueira, J. C. B. (1990). *Recomposição de Matas Ciliares: Orientações Básicas*. Disponível em :<<http://www.bdt.fat.org.br/ciliar/sp/tabela>>. Acesso em: 21 de abril de 2003.
- Ferraz, D. K. (2001). *Papel da vegetação na margem de ecossistemas aquáticos*: Primack, R. B. & Rodrigues, E. Biologia da Conservação- Editora Londrina., 108-109 p.
- Lopes, I. V. et al. (2001). *Gestão Ambiental no Brasil – Experiência e Sucesso*, Editora Fundação Getulio Vargas, 4ª edição, 185- 194 p.
- Ministério do Meio Ambiente. (2001). *Linhas Temáticas do Fundo Nacional do Meio Ambiente*- Extensão Florestal, 10 p.
- Paoletti, F. (1994). *Estudo Fitossociológico da Mata do Morro do Cuzuzinho- Analândia-SP- Proposta para sua Recuperação*, (Monografia) Instituto de Biociências, Rio Claro- SP, 39 p.
- Ribeiro, R; Leitão, H. F. F. (2000). *Matas Ciliares- Conservação e recuperação*; EdUSP, São Paulo-SP, 320 p.

Banco de sementes em uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil

Caroline Scherer^{ab} (cacabio@yahoo.com.br) & João André Jarenkow^b

^aMestranda, ^bPPG em Botânica, UFRGS

1. Introdução

O conhecimento da biologia de populações vegetais presentes em uma comunidade é de fundamental importância para o manejo da vegetação. Tratando-se de organismos que possuem estádios diversos em seus ciclos de vida, o estudo de populações de plantas é metodologicamente difícil, devido à ampla variedade de níveis de abordagens necessários para o desenvolvimento das pesquisas (Hutchings 1986). Populações de plantas podem ser estudadas em diferentes níveis de desenvolvimento ao longo de todo seu ciclo de vida. Dentro deste ramo pode-se destacar o conhecimento da biologia da semente, que segundo Vasquez-Yanes e Orozco-Segovia (1993), é essencial para o entendimento de processos como o estabelecimento de plantas, a sucessão e a regeneração natural.

A identificação da flora e a determinação da abundância de sementes estocadas no solo fornecem indicações do potencial de regeneração de uma determinada comunidade (Butler e Chazdon 1998). O banco de sementes do solo, segundo Thompson e Grime (1979), é definido como todas as sementes viáveis, detectáveis em um período específico, incluindo sementes presentes tanto acima quanto abaixo da superfície do solo. Conforme Harper (1977), o banco de sementes no solo é um sistema dinâmico e varia de acordo com o balanço de entradas e saídas de sementes.

Em comunidades vegetais, as sementes são continuamente

adicionadas ao solo mediante a dispersão ou chuva de sementes, com predomínio da dispersão local, contudo, sementes provenientes das proximidades, podem alcançar o solo por ação de agentes de dispersão, e a germinação e morte constituem formas de saída (Harper 1977). A composição do banco de sementes apresenta variações espaciais e temporais, cujos resultados podem variar com as épocas do ano nas quais foram realizadas as amostragens, pois existem sementes que podem ser incluídas ou excluídas, de acordo com a data de coleta (Garwood 1989).

No Rio Grande do Sul, trabalhos que tratem da composição e dinâmica do banco de sementes em áreas florestais, até o momento não foram publicados. Assim, o presente estudo teve como objetivos determinar a composição e a distribuição de espécies arbóreas no banco de sementes de uma floresta estacional em encosta de morro granítico, relacionando-o à composição da sinúsia arbórea, com vistas ao melhor conhecimento dos processos locais de regeneração, assim como para fins de manejo e conservação.

2. Material e Métodos

Área de estudo: localiza-se no Parque Estadual de Itapuã, no município de Viamão, Rio Grande do Sul. O parque é constituído por 5.566ha de área, entre as coordenadas 30°20' a 30°27'S e 50°55' a 51°05'W, com altitudes entre cinco e 263m do nível do mar, tendo sido selecionado, para o estudo, a encosta sul do morro do Campista, coberta por floresta alta e bem preservada, em frente à praia do Tigre, em zona primitiva, que tem como característica pouca intervenção humana no passado. Os grupos de solos são oriundos da intemperização do granito e, em menor escala, derivados de sedimentos arenosos em zonas de praias e de áreas inundáveis. O clima da região é classificado como Cfa, conforme Köppen, com temperatura média anual de 17,5°C e a precipitação média anual de 1.322 mm (Rio Grande do Sul 1997). A região onde se encontra o parque é condicionada por fatores ecológicos especiais, definindo-a como "área de tensão ecológica" (Veloso e Góes-Filho 1982). Estas áreas são constituídas pelo contato entre duas ou mais regiões fitoecológicas, onde a vegetação sofre a influência da transição savana/floresta estacional.

Banco de sementes: a amostragem do banco de sementes foi feita a partir de coletas de solo em uma parcela permanente de 0,5ha, constituída de 50 unidades amostrais de 10m de lado (100m²). As coletas de solo realizaram-se na segunda quinzena de setembro (final do inverno). Nas 50 unidades amostrais, marcaram-se dois pontos nos quais coletou-se o solo com um amostrador de metal (20cm de diâmetro e 5cm de altura). Inicialmente, retirou-se uma primeira amostra do solo entre a superfície e 5cm de profundidade e, em seguida, outra entre 5cm e 10cm. Ambas as amostras tomadas em cada unidade amostral foram misturadas e acondicionadas em sacos plásticos, rotuladas e transportadas para casa de vegetação da Faculdade de Agronomia, UFRGS. Das 50 coletas de solo, de cada profundidade, uma camada de cerca de 2cm foi disposta em duas bandejas, sobre uma base de vermiculita, e colocadas a germinar em tratamentos distintos: sob incidência de luz natural e com recobrimento de sombrite 50%, ambas em casa de vegetação com teto de vidro. As bandejas foram regadas quando necessário, de modo a manter as condições do solo adequadas à germinação. O método utilizado para quantificar o número de sementes de espécies arbóreas no solo foi o de emergência de plântulas ou germinação (Gross 1990, Brown 1992). A germinação foi acompanhada semanalmente durante cinco meses, retirando-se da bandeja os indivíduos cujas espécies eram conhecidas, tendo cuidado para não remover o solo. Os indivíduos jovens, cujas identificações permanecessem duvidosas, eram transplantados para recipientes maiores, até desenvolverem-se a ponto de possibilitar o seu reconhecimento. A identificação foi feita usando-se bibliografia específica ou por comparação com material de herbário. No sexto mês de acompanhamento, o solo foi revolvido para promover a germinação de sementes que eventualmente tivessem ficado sem condições de de-

envolvimento. Para a composição total do banco de sementes, estimaram-se o índice de diversidade de Shannon (H') e a equabilidade de Pielou (J'), segundo Magurran (1988).

3. Resultados e Discussão

Em ambos tratamentos, germinaram 871 indivíduos pertencentes a 17 espécies arbóreas, de 14 gêneros e 13 famílias, sendo uma identificada ao nível de família (Myrtaceae), e ainda outra tratada como morfoespécie. As espécies com os maiores números de indivíduos germinados foram *Ficus organensis*, com 331, o equivalente a 38%, *Trema micrantha* com 249 (28,6%), e *Banara parviflora* com 160 (18,4%). Estas três espécies acumularam 85% do total de indivíduos germinados. A família que apresentou o maior riqueza foi Solanaceae, com três espécies, seguida de Flacourtiaceae, Moraceae e Cecropiaceae, com duas, e as demais nove com somente uma espécie.

Das 17 espécies identificadas que germinaram no banco de sementes do solo, apenas sete foram comuns ao levantamento fitossociológico realizado na área: *Banara parviflora*, *Casearia silvestris*, *Coussapoa microcarpa*, *Patagonula americana*, *Sebastiania serrata*, *Solanum sanctaecatharinae* e *Zanthoxylum rhoifolium* (Kray com. pes.). Tanto em florestas temperadas como tropicais, raramente encontra-se similaridade florística entre o estoque de sementes e a vegetação local (Thompson 1978). O banco de sementes, na verdade expressa a composição potencial após perturbações, como por exemplo, a formação de clareiras.

As sete espécies que apresentaram maior número de indivíduos germinados representaram 96,1% do total, e destas, seis foram comuns a todos os tratamentos: *Ficus organensis* (331), *Trema micrantha* (249), *Banara parviflora* (160), *Ficus luschnathiana* (40), *Solanum mauritianum* (22) e *Cereus hildmannianus* (14), excetuando-se *Casearia silvestris* (21), que germinou apenas nos tratamentos recobertos com sombrite. As 10 espécies restantes, o indivíduo pertencente a Myrtaceae e mais a morfoespécie, representaram 3,9% (34) dos indivíduos germinados.

Na condição de sombra, germinaram 632 indivíduos (72,6%), onde estiveram representadas todas as espécies, mais o indivíduo pertencente a Myrtaceae e a morfoespécie. Quanto à profundidade, os maiores valores em relação ao número de indivíduos ocorreram na profundidade entre a superfície e 5cm (499 ou 57,3%), e entre 5cm e 10cm de profundidade, o restante (372 ou 42,7%). Em relação à riqueza, houve igualmente um decréscimo de 17 para 12 espécies. Segundo Garwood (1989), a habilidade das sementes germinarem geralmente decresce com a profundidade, sendo influenciada tanto pelo tipo de solo, quanto pelo tamanho da semente.

Sete espécies que germinaram na amostragem total pertencem à categoria sucessional de pioneira (41,2%), contribuindo com 298 indivíduos arbóreos (38,9%). As secundárias iniciais estiveram representadas por seis espécies (35,3%) e 194 indivíduos germinados (22,3%) e as secundárias tardias por quatro espécies (23,5%) e 377 indivíduos (43,4%). Entre as pioneiras, *Trema micrantha* com o segundo maior número de indivíduos na amostragem total, teve mais sementes germinadas na profundidade entre 5cm e 10cm, do que na camada superior. Esta espécie, assim como as demais pioneiras (*Solanum mauritianum*, *S. pseudoquina*, *Cecropia pachystachya*, *Cereus hildmannianus*, *Salix humboldtiana* e *Baccharis* sp.), não foram amostradas no levantamento fitossociológico do componente arbóreo local (Kray com. pes.). Rodrigues (1995) salienta que espécies pioneiras têm a função de atuarem como cicatrizadoras de ambientes perturbados e apresentam como características ecológicas a distribuição de sementes por toda a floresta, que podem estar dormentes no solo (banco de sementes) ou então sendo continuamente dispersas pelos animais entre clareiras de diferentes idades. Os resultados evidenciaram que a maioria das sementes presentes no solo é de espécies colonizadoras de áreas abertas (pioneiras e secundárias iniciais). Segundo Garwood (1989), pioneiras podem representar entre 18% e 90% do total de espécies

encontradas nos bancos.

O índice de diversidade de Shannon e a equabilidade, estimados para o banco de sementes, foram de 1,642 (nats) e 0,558, respectivamente. O baixo valor da equabilidade deve-se a alta concentração de indivíduos germinados em um pequeno número de espécies. O índice de diversidade mostra-se baixo ao lado daqueles estimados em levantamentos fitossociológicos do componente arbóreo em florestas na região, que variam de 1,886 a 2,409 em florestas de restinga (Wächter e Jarenkow 1998, Wächter *et al.* 2000) até 3,52 para florestas estacionais (Vasconcellos *et al.* 1992, Bencke e Soares 1998, Jarenkow e Wächter 2001).

4. Conclusão

O banco de sementes do solo não reflete a riqueza arbórea local, tendo sido encontradas diversas espécies que estiveram ausentes no banco, assim como aquelas heliófilas (pioneiras) que estão no solo, mas não na composição atual. Essa tendência segue o constatado para florestas tropicais. A presença de espécies heliófilas, principalmente a de *Trema micrantha*, revela por sua vez o potencial de regeneração da floresta em caso de abertura de clareiras ou outro elemento desestabilizador que venha alterar a estrutura presente.

Uma nova amostragem do banco em uma estação distinta e o acompanhamento da chuva de sementes, presentemente em execução, possibilitarão inferências mais definitivas sobre a dinâmica local da floresta, como também, estudos fitossociológicos locais poderão subsidiar inferências mais concretas. Atualmente há uma carência de trabalhos publicados sobre a regeneração natural em florestas sul-brasileiras, o que limita uma avaliação comparativa com os resultados obtidos. Estudos semelhantes devem ser incentivados, com padronização e adequação da metodologia para permitirem análises comparativas entre as diferentes florestas sul-brasileiras.

(Agradecemos à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento do projeto, ao DUC/DEFAP/SEMA-RS pelo apoio logístico e ao CNPq pela bolsa de mestrado).

5. Referências Bibliográficas

- Bencke, C.S.C.; Soares, C. (1998). Estudo fitossociológico da vegetação arbórea de uma área de floresta estacional em Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa, Série Botânica*, 10:37-57.
- Brown, D. (1992). Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Canadian Journal of Botany* 70:1603-1612.
- Butler, B.J.; Chazdon, R.L. (1998). Species richness, spatial variation, and abundance of soil seed bank of a secondary tropical rain forest. *Biotropica* 30:214-222.
- Garwood, N.C. (1989). Tropical soil seed banks: a review. In: Leck, M.A.; Parker, V.T.; Simpson, R.L. (Eds.). *Ecology of soil seed banks*. San Diego, Academic. p. 149-209.
- Gross, K.L.A. (1990). A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Ecology* 78:1079-1093.
- Harper, J.L. (1977). *Population biology of plants*. London, Academic Press. 892p.
- Hutchings, M.J. (1986). Plant population biology. In: Moore, P.D.; Chapman, S.B. (Eds.). *Methods on the plant ecology*. London, Blackwell. p. 377-436.
- Jarenkow, J. A.; Wächter, J.L. (2001). Estrutura de floresta estacional no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Botânica* 24:263-272.
- Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. London, Croom Helm. 179p.
- Rio Grande do Sul. (1997). *Plano de manejo do Parque Estadual de Itapuã, RS*. Porto Alegre, Departamento de Recursos Renováveis/Pró-Guaíba. 175p.
- Rodrigues, R.R. (1995). A sucessão florestal. In: Leitão Filho,

H.F.; Morellato, L.P. (Eds.). *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana*. Reserva de Santa Genebra. Campinas, Editora da Unicamp. p. 30-35.

Thompson, K. (1978). The occurrence of buried viable seeds in relation to environmental gradients. *Journal of Biogeography* 5:435-430.

Thompson, K.; Grime, J.P. (1979). Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67:893-921.

Vasconcellos, J.M.O.; Dias, L.L.; Silva, C.P.; Sobral, M. (1992). Fitossociologia de uma mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, RS. *Revista do Instituto Florestal* 4:252-259.

Vasquez-Yanes, C.; Orozco-Segovia, A. (1993). Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24:69-87.

Veloso, H.P.; Góes-Filho, L. (1982). Fitogeografia brasileira: classificação fisionômica-ecológica da vegetação neotropical. *Bol. Téc. Projeto RADAMBRASIL, Sér. Vegetação*, 1:1-80.

Wächter, J.L.; Jarenkow, J.A. (1998). Composição e estrutura do componente arbóreo nas matas turfosas do Taim, Rio Grande do Sul. *Biotemas* 11:45-69.

Wächter, J.L.; Müller, S.C.; Breier, T.B.; Venturi, S. 2000. Estrutura do componente arbóreo em uma floresta subtropical de planície costeira interna. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, 5, Vitória, 2000. *Anais...* São Paulo, ACIESP. v. 3. p. 92 - 112.

Estudos etnobotânicos na Serra de Maranguape, CE.

Celina Moreira Lima, e-mail: celina_lima@universiabrasil.net. Bolsista do PET, Departamento de Geografia e Prof. Dr. Edson Vicente da Silva, Departamento de Geografia.

1. Introdução

Etnociência é o estudo do conhecimento do homem sobre o meio ambiente na qual na qual a comunidade está inserida, considera portanto o saber popular e a utilização dos recursos naturais, principalmente, das interpretações entre humanidade, plantas e animais. De acordo com Martin (1995), o prefixo *etno* reflete a maneira das pessoas olharem o mundo e quando é usado antes do nome de uma disciplina acadêmica como a botânica, por exemplo, implica que esta pesquisa está explorando a população local na percepção do conhecimento científico e cultural. Portanto, pode-se considerar que Etnobotânica seja o conhecimento popular com relação às plantas e a forma como estas são utilizadas pelas comunidades.

2. Metodologia

Almejando alcançar estes objetivos conservacionistas, deseja-se fazer estudos etnobotânicos, em comunidades na Serra de Maranguape, que está localizada ao sul da Região Metropolitana de Fortaleza. É considerada uma serra úmida, uma vez que possui peculiaridades ambientais que a diferencia profundamente do domínio semi-árido regional, possuindo uma rica diversidade de espécies da flora e fauna, e ainda desempenham importante papel na atividade agrícola do Estado. Conforme Souza (1997), os contrastes entre serras e sertões não assumem características estritamente geomorfológicas, tem conotação mais amplas e de caráter ecológico, implicando profundas mudanças do ponto de vista da utilização da terra, constitui-se verdadeiras "ilhas" úmidas no meio do sertão.

Como objetivo geral desta pesquisa tem-se a realização de análises etnobotânicas junto a comunidades, tentando resgatar o saber popular com relação a forma de utilização das plantas. Como objetivos específicos se deseja analisar o envolvimento da comunidade com o espaço (meio natural) em que vivem; fazer um levantamento das informações etnobotânicas; conhecer as potencialidades da flora na comunidade; propor alternativas de conscientização sobre o conhecimento das plantas através da Educação Ambiental.

3. Área de Estudos

Com relação a área de estudo, a Serra de Maranguape localiza-se entre coordenadas 3° 53' 27" de Latitude Sul, 34° 41' 08" de Longitude Oeste e possui cotas altimétricas acima de 500m. Quanto às condições geambientais, as rochas são cristalinas de idade geológica do Pré-cambriano, sendo considerada um maciço residual com formas dissecadas e com feições de cristas e colinas, fazendo parte do complexo cristalino, sendo que altitude média varia de 500 a 700m. O solo predominante no maciço é o Podzólico Vermelho-amarelo, sendo solos são profundos e raramente rasos, com textura variando de média a argilosa, geralmente bem drenados e porosos possuindo um alto potencial agrícola. Por ser uma região elevada o clima sofre influência direta da altitude, com chuvas orográficas de precipitação média anual de 1000 a 1350 mm e temperatura que variam entre 22 e 26 °C, característico do tipo climático tropical quente e úmido.

A vegetação encontra-se com uma fisionomia diferenciada, devido a fatores condicionados pela altitude e condições pedológicas. De acordo com Figueiredo (1997), a descrição da vegetação no Estado do Ceará, "foi feita tanto quanto possível, baseada na vegetação natural, visto que o homem impôs profundas alterações na fisionomia vegetal como consequência de uma exploração descontrolada, restando atualmente pequenas manchas como remanescentes da vegetação nativa".

Há na Serra de Maranguape dois tipos predominantes de vegetação como a mata seca, classificada por Figueiredo (1997) como Floresta Subcaducifolia Tropical Pluvial, e a mata úmida, como sendo Floresta Subperene-folia Tropical Plúvio-nebular. A primeira encontra-se nos níveis mais elevados dos relevos cristalinos, são menos favorecidas pelas chuvas e onde podemos encontrar espécies da caatinga arbórea e da mata úmida. A segunda unidade fitoecológica sofre mais influência da altitude e da exposição dos ventos úmidos que são determinantes da ocorrência destas florestas, possuindo um dossel mais fechado, com maior biodiversidade e um caráter perenifólio mais acentuado.

4. Resultados e Discussão

Ao se estudar o conhecimento das comunidades tradicionais, imagina-se que haja uma boa relação destas com o ambiente - conforme Diegues (1998) estas comunidades são consideradas como de fundamental importância para o manejo adequado dos recursos naturais e até mesmo na implantação de Unidades de Conservação. Porém, observa-se que ao longo do período de crescimento das sociedades, com a implantação de técnicas modernas de cultivo e exploração do solo, a introdução de culturas de outros lugares, o homem apropriando-se da natureza e transformando-a de forma geralmente desfavorável ao ambiente. Com isso, as informações etnobotânicas que são passadas de geração para geração estão, teoricamente, aos poucos se perdendo, não só por falta de estudos que incentivem a continuação do resgate deste saber, mas também por falta de um manejo adequado dos recursos naturais. Para tanto, é que se faz necessário, uma conscientização da importância de manter a diversidade biológica de uma dada região. A Educação Ambiental constitui um dos instrumentos que se pode utilizar para esta conscientização, primando pelo feito de assumir uma postura interdisciplinar.

É preciso reforçar que a Etnobotânica só servirá ao papel da conservação se estudos com essa intenção forem multiplicados e enfocados nos diferentes ecossistemas brasileiros, devendo seus objetivos serem claramente definidos para a busca de dados que subsidiem abordagens no binômio conservação/biodiversidade (Albuquerque, 2002).

5. Conclusões

A metodologia utilizada nesta pesquisa, iniciada pela pesquisa bibliográfica a respeito das abordagens teóricas sobre etnobotânica e posteriormente calibrada por questionário, ponderando dados sobre as formas de utilização das plantas pela população. Em uma primeira

visita, em que se conversou com moradores locais sobre os seus saberes com relação às plantas da Serra, houve uma demonstração de amplo conhecimento a respeito delas. Nessas entrevistas, percebeu-se também que o nível de conhecimento dos moradores da região em à Etnobotânica não foram perdidas e sim melhoradas com o passar do tempo. Para melhor confirmar essas conclusões preliminares, será realizada uma quantitativa das informações.

6. Referências bibliográficas

- AGRA, Maria F. **Plantas medicinais dos Cariris Velhos**, Paraíba: um projeto interdisciplinar.
- ALBUQUERQUE, Ulisses P. **Etnobotânica para conservação e uso sustentável da biodiversidade**. *In*: Biodiversidade, Conservação e uso sustentável da flora do Brasil. Recife: UFRPE/Imprensa universitária, 2002. 298p.
- DIEGUES, Antonio C. S. **O mito moderno da natureza intocada**, São Paulo: Hucitec, 1998.
- MARTIN, Gary J. **Ethnobotany: a methods manual**. London: Chapman & Hall, 1995, 298p.
- SAMPAIO, Everardo V.S. GAMARRA-ROJAS, Cintia F.L. **Usos das plantas de Pernambuco**. *In*: Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco. Recife: Ed. Massangana, 2002.

Herbivoria foliar em *Heliconia episcopalis* (Vellozo) (Heliconiaceae-Zingiberales)

Cesar de Sá Carvalho Neto^a, Julio Cesar Rodrigues Fontenelle^b, Sérgio Pontes Ribeiro^c, Rogério Parentoni Martins^d
^aGraduação na PUC-MG e Bolsista do Programa de Iniciação Científica-PROFEX/CNPq(cesarza@yaho.com.br)^bDoutorando em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, UFMG ^cProfessor de Ecologia da UFOP ^dProfessor de Ecologia da UFMG

1-Introdução

Diversos tipos de organismos utilizam plantas como alimento ou abrigo. A interação inseto-planta é um dos estudos que mais cresce na ecologia, e as pesquisas dos últimos anos demonstram que as relações entre plantas e herbívoros são tão complexas quanto às de polinização (Lowman, 1985). A herbivoria tem grande importância econômica e biológica (Watt, 1997). As taxas de herbivoria variam entre espécies de planta e entre espécies de herbívoro, e dependem da condição nutricional da planta, envelhecimento da folha e níveis de defesa da planta, entre outros. Em florestas tropicais, herbívoros removem de 10 a 30% da área foliar por ano. Amostragens instantâneas, revelam danos entre 3 e 10% de área foliar perdida (Lowman, 1985; Howlett, 2001).

As helicônias são ervas rizomatosas, suas folhas têm limbos grandes e lanceolados. O gênero *Heliconia* tem cerca de 200 espécies na região Neotropical e Malásia (Andersson, 1988). *Heliconia episcopalis*, conhecida como Chapéu-de-frade, ocorre na Amazônia e no Sudeste do Brasil, em locais totalmente ensolarados ou com no máximo 70% de sombra. Sua inflorescência tem de 18 a 24 brácteas, com coloração vermelha nos 2/3 proximais esmaecendo para laranja-amarelado e amarelo-esverdeado no ápice (Berry & Kress, 1991). Substâncias secundárias de Helicônias não revelam toxicidade ou efeito inibidor aos fitófagos. No entanto, helicônias são pobres em nutrientes (Auebrach & Strong, 1981). Entre os herbívoros de *Heliconia*, existem larvas e adultos de Coleoptera, Chrysomelidae, larvas de Lepidoptera das famílias Castiniidae, Brassolidae e Amatidae e de Microlepidoptera (Auebrach e Strong, 1981; Gage e Strong, 1981; McCoy, 1984; Assis *et al.*, 2002).

Este trabalho visa descrever e quantificar danos em folhas de *H. episcopalis* e, além disso, identificar as principais causas destes danos e testar hipóteses de variação, regional e temporal, de suas frequências de ocorrência e das porcentagens de área foliar danificadas.

2- Métodos

Este trabalho foi realizado no Parque Estadual do Rio Doce (PERD-MG), a maior área de Mata Atlântica preservada no Estado de Minas Gerais, com aproximadamente 36.000 ha, situado entre os paralelos 19° 48' 18" – 19° 29' 24" S e os meridianos 42° 38' 30" – 42° 28' 18" W. O clima da região é tropical úmido mesotérmico de savana com a estação chuvosa ocorrendo de outubro a março e a seca de abril a setembro (IEF, 1994). A vegetação do parque é considerada como floresta estacional semidecidual sub-montana (Lopes, 1998).

Foram estudadas duas populações de *H. episcopalis*, uma população ocorre em terreno inclinado e ensolarado sob uma mata secundária baixa (Porto Capim) e outra população que ocupa uma área bem maior de um terreno plano e sombreado, sob mata primária (Campolina). Em cada uma dessas populações foram demarcados quatro plots de 5m² e todos módulos de *H. episcopalis* dentro destes plots foram analisados. As amostragens foram realizadas no início dos meses de agosto e de novembro de 2002. A quantificação dos danos foi feita, sempre quando possível, na segunda folha mais nova de cada módulo. Foram registrados o estado da folha (verde, esmaecida ou podre) e as medidas de comprimento e largura do limbo foliar. Quantificou-se a número de danos causados por cada herbívoro ou de danos causados por vento ou queda de galhos. Danos cuja causa não pode ser identificada foram registrados como outros. Foram estabelecidas classes de danos para proporção de área foliar danificada com intervalos pré-definidos: classe 1 de 0 a 5%, 2 de 6% a 25%, 3 de 26% a 50%, 4 de 51% a 75%, 5 de 76% a 95% e 6 de 96% a 100%. Nas análises estatísticas foram utilizadas as proporções médias de cada classe. As folhas mais novas foram monitoradas apenas qualitativamente (presença ou ausência de dano). Foram feitas observações e coletas (somente fora dos plots) de insetos encontrados se alimentado em helicônia, para a identificação das espécies e dos tipos de danos que elas causam.

3- Resultados e discussão

A densidade de módulos foi maior na segunda amostragem, e em ambas amostragens foi maior na população do Porto Capim. Na primeira amostragem, foram analisados 199 módulos no total, estando 89 no Campolina (4,45 módulos/m²) e 110 no Porto Capim (5,5 módulos/m²), na segunda amostragem foram analisados 289 módulos, 94 no Campolina (4,7 módulos/m²) e 114 no Porto Capim (5,7 módulos/m²). Muito provavelmente, o aumento na densidade na segunda amostragem em novembro pode ser uma resposta às chuvas que iniciaram no final de agosto e a maior densidade encontrada no Porto Capim pode talvez ser explicada pela maior incidência de luz.

Os limbos das folhas de *H. episcopalis* podem chegar a 1,5 metros de comprimento e a 36 centímetros de largura. A maioria das folhas analisadas tinham perda de área foliar na classe de dano 1 (0 a 5%). No entanto, a porcentagem média de área foliar perdida foi de 11,28; um pouco acima da faixa encontrada para florestas tropicais (Lowman, 1985), o que pode ser resultante da baixa toxicidade de helicônia a fitófagos (Auebrach & Strong, 1981) ou da inclusão de danos físicos em nossas análises.

Os danos mais numerosos foram os causados por larvas de Amatidae (27,45) seguida por danos físicos (10,34), Orthoptera (6,55), outros herbívoros (4,66), larvas de Microlepidoptera (2,80) e larvas de Hesperidae (0,003). Com relação à porcentagem de área foliar perdida, os mais importantes foram os danos físicos (3,76%), seguidos pelos causados por Orthoptera (3,75%), larvas de Microlepidoptera (3,29%), larvas de Amatidae (2,27%), outros herbívoros (0,68%) e larvas de Hesperidae (0,008%).

O fato de *H. episcopalis* ser uma planta de sub-bosque e ter folhas grandes, torna muito fácil à ocorrência de danos físicos, ocasionados principalmente pela queda de galhos das árvores que formam o dossel. Estes danos são bastante variados, rasgos na borda das nervuras são mais comuns, mas ocorrem também per-

rações, dobras e quebras.

As larvas de Amatidae (Lepidoptera), provocam danos bastante característicos entre as nervuras secundárias da folha. Quando jovens elas apenas raspam a superfície adaxial da folha, mas quando maiores perfuram totalmente o limbo entre as nervuras formando aberturas retangulares. Assis *et al.* (2002) relatam a ocorrência de *Antichloris eriphia* (Amatidae) em cultivos de helicônias com a mesma descrição de danos e dos insetos. As larvas têm 30 mm, corpo recoberto de densa e fina pilosidade de coloração branco-creme e os adultos, mimicos de vespas, têm coloração preta com estrias verdes brilhantes no corpo (Assis *et al.*, 2002). Estes herbívoros são dificilmente encontrados nas plantas durante do dia, supõe-se que se desloquem para a serrapilheira, voltando para a planta apenas à noite. Cada vez que uma larva retorna a planta ela deve produzir um novo dano, por isso os danos desta lagarta são os mais numerosos, mas não têm a maior porcentagem de área removida, pois uma grande parte deles são pequenos e superficiais.

Orthoptera, em geral, são responsáveis por cortes irregulares encontrados principalmente nas bordas das folhas. Alguns indivíduos se alojam dentro de folhas de *H. episcopalis* quando ainda estão novas e enroladas. Estas folhas são perfuradas e quando se desenrolam ficam com estas perfurações dispostas em seqüência, atravessando a folha de uma borda à outra. A porcentagem de área foliar removida por Orthoptera é grande, pois eles são numerosos e vorazes. Observa-se o predomínio de uma espécie ainda não identificada, porém outros Orthoptera além de outros herbívoros mais raros podem também causar este tipo de dano irregular.

Larvas de Microlepidoptera são pequenas, de corpo transparente e são encontradas geralmente, sobre as superfícies adaxial das folhas de *H. episcopalis*, protegidas por fragmentos de folhas que caem do dossel. Elas raspam a epiderme das folhas de helicônia, dos dois lados, deixando a folha translúcida. O abrigo sob as folhas caídas retém umidade e protegem as larvas contra predação (McCoy, 1984), vários indivíduos podem ficar agregados provocando danos extensos sob e ao redor destes abrigos. Assim, várias larvas, em uma folha, podem causar poucos ou mesmo um único dano, no entanto, podem consumir uma grande porcentagem da área foliar.

As larvas de Hesperidae (Lepidoptera) são grandes, mas não são numerosas. Nunca são encontradas mais de uma larva por folha. As larvas são verdes sem pilosidade e os adultos possuem as asas marrons escuras com algumas manchas amarelas. Elas também ficam restritas a abrigos, que elas mesmas constroem dobrando o limbo foliar e juntado-o com fios de seda. Alimenta-se do limbo em volta do abrigo fazendo cortes em forma de meia lua. Como são bastante raras provocam poucos danos em *H. episcopalis*.

Dentre todos os tipos de danos apenas às porcentagens de área foliar removida por Orthoptera foram estatisticamente diferentes entre as populações ($F=7,6$ $p=0,006$), em média 5,37% no Campolina e 2,5% no Porto Capim. Como estes insetos ficam expostos sobre as folhas pode ser que a maior insolação encontrada no Porto Capim seja prejudicial a estes insetos. Entre as duas amostragens foram encontradas diferenças significativas para os danos causados por Amatidae ($F=10,2$ $p=0,001$), outros herbívoros ($F=5,5$ $p=0,019$) e para os danos totais na folha ($F=4,66$ $p=0,031$). A média de área foliar removida por Amatidae diminuiu de 2,75 para 1,80 de agosto a novembro, outros herbívoros diminuiu de 1,23 para 0,13 e para danos totais, a média diminuiu de 11,76 para 10,81. Muito provavelmente, a herbivoria em *H. episcopalis* é maior na estação seca, quando suas folhas tenras garantem suprimento para diversas larvas de insetos, cujos adultos emergem no início da estação chuvosa para o acasalamento.

4- Conclusões

A porcentagem média de área foliar danificada em *H. episcopalis* foi uma pouco acima da faixa encontrada para florestas tropicais, e os herbívoros mais importantes foram Orthoptera, larvas de Microlepidoptera, e de Amatidae. Os danos de Orthoptera varia-

ram regionalmente e os de Amatidae, assim como os danos totais variaram temporalmente.

5- Referências Bibliográficas

- Andersson, L. (1988). Heliconiaceae. In: *The families and genera of vascular plants IV: Flowering Plants. Monocotyledons*. Kubitzki, K. (ed), pp. 226-229.
- Assis, S.M.P., Mariano, R.R.L., Gondim Jr, M.G.C., Menezes, M., Rosa, R.C.T. (2002). Doenças e Pragas das Helicônias – Diseases and Pests of *Heliconias* Recife, Brasil: UFRPE. 102p.
- Auebrach, M.J & Strong, D. (1981). Nutritional ecology of *Heliconia* herbivores: experiments with plant fertilization and alternative hosts. *Ecological Monographs* 51(1): 63-83.
- Berry, F. & Kress, W.J. (1991). *Heliconia: an identification guide*. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 334 pp.
- Gage, D.A. & Strong, D.R.Jr. (1981). The chemistry of *Heliconia imbricata* and *H. latispata* and the slow growth of hispine beetle herbivore. *Biochemical Systematics and Ecology*, 9(1): 79-82.
- Howlett, B.E & Davidson, D.W. (2001). Herbivory on planted dipterocarp seedling in secondary logged forest and primary forest of Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 285-302.
- IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS, (1994). *Pesquisas prioritárias para o Parque Estadual do Rio Doce*, Brasil. Belo Horizonte, 35 p.
- Lopes, W.P. (1998). *Florística e fitossociologia de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce*, Minas Gerais. Tese de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, 72 p.
- Lowman, M.D. (1985). Temporal and spatial variability in insect grazing of the canopies of five Australian rainforest tree species. *Australian Journal of Ecology* 10 : 7-24.
- McCoy, E. D. (1984). Colonization by herbivores of *Heliconia* spp. plants (Zingiberales: Heliconiaceae). *Biotropica* 16(1): 10-13.
- Watt, A.D , Stork, N.E & Hunter, M.D. (1997). Forests and Insects. Londron: Chapman & Hall pp.70-76 & pp.136-146.

Monitoramento da Ictiofauna nos períodos de pré e pós-enchimento da UHE Guaporé.

Cesar E. de Melo¹ ; Vanessa C. Antunes¹; Samuel E. da Silva¹ & Jane Dívana Lima¹

¹ Laboratório de Ictiologia e Limnologia - Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus Universitário de Nova Xavantina. meloce@yahoo.com & vanessa_eco@bol.com.br

1. Introdução

Nas últimas décadas a preocupação global com a conservação da diversidade biológica conduziu a uma nova mentalidade do governo, comunidade científica e população em geral em relação à utilização dos recursos naturais (Primack e Rodrigues, 2001). Entre estes recursos a água é um dos mais importantes, pois de sua conservação depende a sustentabilidade da maioria das regiões do mundo (Moss, 1998). Devido a crescente demanda de energia elétrica e a opção por fontes hidrológicas para a sua produção, a construção de reservatórios torna-se necessária, afetando direta ou indiretamente o regime hidrico dos principais cursos d'água (Hahn et al, 1992).

A construção de uma barragem implica no imediato aumento de residência da água no antigo sistema lótico, tornando a principal responsável por uma série de alterações limnológicas, alterando o comportamento térmico da água, a dinâmica dos gases, a ciclagem de nutrientes e a estrutura das comunidades aquáticas (Tundisi et al, 1993).

Portanto, deve-se considerar a possibilidade de minimizar os impactos sobre a ictiofauna, conduzindo estudos que permitam conhecer as espécies de peixes presentes nestes locais, a estrutura

das comunidades e suas principais características e necessidades ecológicas, o que permite a obtenção de dados para avaliar os impactos causados sobre os peixes na área atingida pela alteração. (Ferreira, 1993; Agostinho e Gomes, 1997).

Este trabalho tem como objetivo analisar as alterações na estrutura da ictiofauna provocados pelo reservatório de UHE – Guaporé, considerando os períodos de pré e pós-enchimento da barragem.

2. Métodos

O presente estudo foi realizado no Alto Rio Guaporé na área de influência da Usina Hidrelétrica do Guaporé (UHE), aproximadamente 70 Km à jusante das nascentes do rio. As amostras da ictiofauna foram realizadas em 11 campanhas bimestrais, sendo 6 na fase de pré-enchimento e 5 na fase de pós-enchimento, distribuídas em dois anos de estudo, em quatro pontos de coletas descritas a seguir: ponto I, localizado no ribeirão do Machado (15° 4'32.4"S e 58° 56'46"W), tributário do rio Guaporé, à montante do limite superior da cota de inundação do reservatório. Ponto II e III, localizados no rio Guaporé na área de inundação do reservatório (15°6'49"S e 58°57'12.2"W). Ponto IV – localizado no rio Guaporé, à jusante da casa de força da UHE (15°8'17.1"S e 58°58'53.5"W).

Foram utilizadas tarrafas de nylon monofilamento com malhas de 2,5 cm entre nós opostos, rede de arrasto malhas 0,5 cm e 15 anzóis armados com iscas durante 24 horas consecutivas em cada ponto, redes de espera simples de nylon monofilamento, com malhas de 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 18 cm entre nós opostos, com 10 metros de comprimento e 2,5 metros de altura, em períodos de exposição de 24 horas em cada ponto, com revista periódica de 4 em 4 horas. Entre as revistas foram realizadas coletas com puçá de 60 cm de diâmetro com malha de 0,5 cm para a coleta de peixes de menor porte.

O material coletado foi fixado e incorporado à coleção de peixes do laboratório de Ictiologia e Limnologia, da Universidade do Estado de Mato Grosso.

A diversidade de espécies foi obtida por meio do índice de diversidade de Shannon-Wiener, em *bits* por indivíduo .

3. Resultados e Discussão

O Alto Rio Guaporé, na área de influência da UHE Guaporé, apresenta ictiofauna muito pobre, quando comparado com a maioria dos rios Amazônicos (Ferreira, 1993; Merona, 1986/87), mesmo em trechos próximos às nascentes a maioria dos cursos d'água desta região apresentam ictiofauna muito mais rica (Lowe-McConnell, 1987). Na análise dos quatro pontos de coleta, no período de pré-enchimento foram registradas 22 espécies, distribuídas em 18 gêneros e 9 famílias. A diversidade de espécie foi H= 2,249 e a uniformidade foi de U=0,512. A espécie dominante foi *Bryconops melanurus*, com 46,27% de indivíduos capturados. A segunda espécie mais capturada foi *Bryconamericus* sp. com 27,03%, seguida por *Astyanax guaporensis* com 11,66%.

A diversidade encontrada no período de pré-enchimento é baixa, resultado de dois fatores principais: o primeiro seria as barreiras geográficas (Wilson, 1997), representada neste caso pelas cachoeiras, que se tornam as principais responsáveis pela restrição do acesso de várias espécies a montante do rio; a segunda seria a pobreza de nutrientes do rio, tendo assim como principal fonte de recursos alimentares para as espécies, a mata ciliar. Esse fator favorece a ocorrência de espécies dominantes, que nesse caso, contribuiu diretamente para que o índice de diversidade e de uniformidade encontrados fossem baixos.

Após o fechamento da barragem e formação do lago, houve uma acentuada alteração na composição da ictiofauna. Neste período foram realizadas cinco campanhas, onde foram capturadas 20 espécies, distribuídas em 17 gêneros e 10 famílias. No presente estudo foi verificado que a espécie dominante foi *Mylesinus* sp. com 23,12% de indivíduos capturados, seguido de *Astyanax guaporensis* com 22,19% de indivíduos e *Creagrutus* sp. com 20,45% de indivi-

duos capturados. A esse propósito, Hahn et al. (1992), comenta que durante o processo de colonização de um reservatório verificase a depleção de algumas populações e o aumento de outras. Isso ocorre devido a vários fatores que alteram as características físicas, químicas e biológicas da água (Júlio Jr., 1997).

No período de pós-enchimento houve um aumento na diversidade de espécie ($H' = 3,007$) e na uniformidade ($U = 0,708$). Isto pode ser justificado pelo fato de que espécies que antes dominavam como *Bryconops melanurus* e *Bryconamericus* sp., que utilizavam insetos de origem alóctone em sua dieta, diminuíram, o que aumentou a uniformidade e conseqüentemente a diversidade. O índice de diversidade também foi calculado em pontos específicos das áreas de coletas. Os pontos escolhidos para esta análise foram os pontos II e III, que são os pontos que sofreram uma maior influência com a construção do reservatório, já que foram inundados.

No ponto II, no período de pré-enchimento, o índice de diversidade encontrado foi de $H' = 1,121$ e a uniformidade foi de $U = 0,353$. A espécie dominante foi *Bryconops melanurus* que teve 72,49% de indivíduos capturados neste período. A segunda espécie mais abundante foi *Bryconamericus* sp. com 22,76% de indivíduos, seguida de apenas uma pequena quantidade de *Mylesinus* sp. (2,58%). No período de pós-enchimento, devido as novas condições do ecossistema aquático, houve redução no número de espécies encontradas. No entanto, a diversidade subiu para $H' = 1,444$, diminuiu a dominância e em conseqüência a uniformidade aumentou para $U = 0,621$. A espécie dominante foi *Mylesinus* sp. com 68,60% de indivíduos, seguida por *Aequidens duopunctatus* com 15,11% dos indivíduos e *Astyanax guaporensis* com 10,46%.

As espécies *Bryconops melanurus* e *Bryconamericus* sp. que representam cerca de 95,25% dos indivíduos coletados no período de pré-enchimento, no ponto II, não foram capturados no período de pós-enchimento. Embora ainda ocorram no local, são raros e dispersos pelas margens. No ponto III, também localizado em área de influência direta do reservatório, os índices de diversidade e uniformidade foram muito alterados. No período de pré-enchimento o índice de diversidade foi de $H' = 1,268$ bits por indivíduo e a uniformidade 0,451. Nesse período duas espécies foram mais abundantes, *Bryconops melanurus* e *Bryconamericus* sp. que juntos representam 95,94% da quantidade total dos peixes coletados. Os outros 4,06% de espécies capturadas ficaram distribuídos entre *Mylesinus* sp., *Moenkhausia sanctae-filomenae*, *Astyanax fasciatus* e *Aequidens duopunctatus*. O período de pós-enchimento, no ponto III, foi caracterizado por um aumento considerável de espécies capturadas, tendo a uniformidade de 0,776 e a diminuição da dominância, o que resultou no aumento do índice de diversidade ($H' = 2,462$) em relação ao período de pré-enchimento. A espécie *Mylesinus* sp., que antes representava 1,56% do total coletado, no pós-enchimento representa 33,82%. Nesse período também algumas espécies como *Astyanax fasciatus* e *Moenkhausia sanctae-filomenae* desapareceram.

Segundo Agostinho et al. (1994), existe uma forte tendência de predominarem nesse período espécies até então pouco representativas no sistema anterior. Isso foi observado nesse ponto com espécies da família Cichlidae, que no período de pré-enchimento representava apenas 0,07% do total capturado e no período de pós-enchimento passou a representar 22,67%. Essa espécie foi favorecida em função da sua preferência por habitats com águas mais lentas e alimentação pouco especializada, além do cuidado com a prole que torna essa espécie importante colonizadora de novos ambientes aquáticos.

4. Conclusões

No período de pós-enchimento houve um aumento significativo na diversidade proporcionado principalmente pela diminuição na dominância de algumas espécies.

A família Cichlidae, rara no período de pré-enchimento apresenta acelerado processo de ocupação do reservatório.

Houve acentuado processo tanto de substituição como de adição de espécies após o enchimento do reservatório.

5. Referências Bibliográficas

- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (1997). Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. *Tr. Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (eds) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, EDUEM, p.319-364.
- Ferreira, E. J. G. (1993). Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 23 (1/4): 1-89.
- Hahn, N. S.; Fugli, R.; Almeida, V. L. L.; Russo, M. R.; Loureiro, V. E. (1997). Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. *Tr. Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (eds) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, UEM-NUPELIA, p.141-159.
- Julio Jr., H. F.; Bonecker, C. C.; Agostinho, A. A. (1997). Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu. *Tr. Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (eds) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, UEM-NUPELIA, p. 01-17.
- Lowe-McConnell, R. H. (1987). *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge, Cambridge University Press, 382 p.
- Mérona, B. (1986/87). Aspectos ecológicos da ictiofauna no baixo Tocantins. *Acta Amazônica*, 16/17: 109-124.
- Moss, B. (1988). *Ecology of freshwaters: man and medium, past to future*. 3ª ed. Oxford, Blackwell Science, 557p.
- Primack, R. B.; Rodrigues, E. (2001). *Biologia da conservação*. E. Rodrigues, Londrina, 327p.
- Thomaz, S. M.; Bini, L.M.; Alberte, S. M. (1997). Limnologia do reservatório de segredo: padrões de variação espacial e temporal. *Tr. Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (eds) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, UEM-NUPELIA, p.19-37.
- Tundisi, J. G. (1999). Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para seus usos múltiplos. *In: Henry, R. Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, FUNDIBIO: FAPESP, p.19-38.
- Wilson, E. O. (1997). Situação atual da diversidade biológica. *In: Wilson, E. O. (org) Biodiversidade*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, p. 3-24.

Formação de Micorriza Arbuscular em Espécies Florestais Nativas num Fragmento de Floresta Estacional Semidecídua Montana

Chagas, R.K.¹; Mantovani, W.²; Carvalho, D.³; Siqueira, J.O.⁴

1. Introdução

O desmatamento vem aumentando consideravelmente nas últimas décadas, dando lugar a fragmentos de floresta, pastagens, monoculturas de espécies agrícolas e áreas degradadas. Por sua vez, ecossistemas degradados apresentam baixa resiliência e o retorno para às condições semelhantes às originais, após a perturbação, pode não ocorrer ou ser extremamente lento (Barbosa, 1997).

Nos trópicos, a baixa fertilidade do solo e a disponibilidade limitada de P, em alguns sistemas, favorecem associações de fungos micorrízicos com uma grande diversidade de plantas (Janos, 1983).

O estabelecimento de micorrizas é a mais comum das simbioses que ocorrem entre plantas e fungos, principalmente as denominadas micorrizas arbusculares (MAs). As MAs são abundantes em solos na maioria dos ecossistemas; estes fungos formam associações mutualísticas simbióticas com as raízes de ~80% de todas as espécies de plantas terrestres, agindo como uma extensão do sistema radicular da planta e aumentando a absorção de nutrientes minerais e água, especialmente fósforo, além de prolongar a vida da raiz

e proteger a planta de patógenos (van der Heijden, et al., 1998; Abbott e Robson, 1991). Entre as plantas, ocorrem em membros da maioria das angiospermas e gimnospermas, além de ocorrerem em epífitas e briófitas (Trappe, 1987).

Os microrganismos que formam simbioses radiculares, tais como as MAs, realizam funções ecológicas importantes nos diferentes estádios sucessionais de regeneração da floresta, os quais estão muito relacionados a diferentes habilidades competitivas das comunidades de populações de plantas que ali se desenvolvem (Siqueira et al., 1994; Fischer et al., 1994; Bethenfalvy, 1992). Podem servir de ponte de ligação entre as plantas adultas e plântulas, aumentando as chances de sobrevivência, estabelecimento e diversidade das espécies (Francis e Read, 1984; Grime et al., 1987; Newman, 1988).

As MAs relacionam-se com a sucessão ecológica, havendo indicações de que o grau de micotrofia aumenta desde a fase das pioneiras, geralmente não micotróficas a micotróficas facultativas, até às espécies climácicas, que dominam o ecossistema, as quais são micotróficas obrigatórias e muito dependentes da simbiose (Janos, 1980). A integração inicial das raízes das plântulas dentro da rede de micélio já estabelecida, amplia consideravelmente a superfície de absorção a custo energético relativamente baixo, proporcionando à plântula o acesso aos recursos do solo ou aos recursos extraídos de outras plantas, a partir da interconexões pelas hifas das MAs (Zangaro F^o, 1997).

Esse trabalho tem como objetivo avaliar a ocorrência de fungos micorrízicos de forma qualitativa em espécies arbóreas mais abundantes, encontradas no início da sucessão ecológica em um fragmento de floresta estacional semidecídua montana, relacionando a infecção micorrízica, a densidade, e o estágio sucessional das espécies.

2. Material e Métodos

A área estudada situa-se no campus da Universidade Federal de Lavras (UFLA), denominada Reserva Florestal da UFLA, nas coordenadas geográficas aproximadas de 21°13'40" S e 44°57'50" W, em altitude média de 935m e área total de 5,8ha.

O tipo climático regional é Cwb, na classificação de Köppen, com temperatura média de 19,4°C e precipitação anual média de 1530mm. A média pluviométrica mensal na estação chuvosa (dezembro a fevereiro) é de 254mm e na estação seca (maio a julho) é de 25mm (DNMet, 1992). O solo é do tipo Latossolo roxo distrófico (epialco), textura muito argilosa (Curi et al., 1990).

Conforme Oliveira Filho, Scolforo e Mello (1994, 1997), que obtiveram informações junto aos funcionários da UFLA, a atual Reserva Florestal não sofreu corte raso e têm mantido aproximadamente os mesmos limites desde a década de 1920. Porém, os mesmos autores citam que a retirada de lenha e pequenas peças de madeira, bem como a abertura de trincheiras para estudos de perfis de solo, eram freqüentes até 1986, quando a Reserva foi declarada área de preservação permanente e cercada.

A mata estudada é do tipo floresta estacional semidecídua montana (Veloso et al., 1991) que caracteriza-se por apresentar um percentual de árvores caducifolias entre 20% e 50% e está relacionada com um clima tropical de altitude com duas estações bem definidas, uma chuvosa de verão e outra seca de inverno.

No ano de 1987 foi demarcada, na Reserva Florestal da UFLA, uma rede de 126 parcelas contíguas de 400m² (20 x 20m), para realização do censo das árvores com diâmetro do fuste à altura do peito (DAP) ³ 5cm (Mello, Oliveira-Filho e Scolforo, 1996). Naquele mesmo ano, as árvores foram medidas (DAP), identificadas e numeradas com plaquetas de alumínio. Os resultados deste inventário encontram-se em Oliveira-Filho et al. (1994a,b).

Foram calculados no presente estudo parâmetros fitossociológicos como densidade e dominância (Mueller-Dombois e Ellenberg 1974, Matteucci e Colma, 1982), para espécies no estágio inicial da sucessão, objetivando verificar a ocorrência de

infecção micorrízica por espécie/área e sua respectiva contribuição na biomassa dessas espécies.

Para as análises microbiológicas, sortearam-se seis parcelas, perfazendo uma área de 2400m² e coletaram-se as raízes das espécies arbóreas que apresentaram os maiores somatórios de densidade e freqüência (SDF). O solo foi coletado em três repetições compostas por cinco amostras, das quais foram retirados 300g para observação, contagem e identificação de esporos de MAs. Raízes de cinco indivíduos das mesmas espécies foram coletadas em três repetições, com peso da amostra de 0,5g para observação de infecção micorrízica em raízes. Nesta avaliação, a amostra de raízes finas foi clarificada com KOH 10% por 12 horas e aquecida a 90°C por 5 minutos. Em seguida, as raízes foram lavadas com água destilada e alvejadas com H₂O₂ alcalina por 10 minutos e colocadas em HCl 1% por três minutos. Posteriormente estas foram coradas com azul de tripano 0,2% por 10 minutos à temperatura de 90°C. Para avaliação da percentagem de colonização utilizou-se o método da placa quadriculada (Giovannetti e Mosse, 1980), fazendo-se as contagens das raízes colonizadas ou não por meio de observações em um microscópio estereoscópico (40x).

A classificação das espécies foi feita segundo Carneiro, et al. (1998), que classificou a colonização em alta, média, baixa e sem colonização, quando apresentavam grau de colonização > 50%, 49-20%, 19-1% e ausência de colonização, respectivamente.

3. Resultados e Discussão

O solo apresenta acidez elevada, com altos teores de alumínio trocável e baixo nível de nutrientes, inclusive fósforo. A densidade de fungos micorrízicos variou de 0 a 62 esporos por 10ml, com média de 10 esporos/10ml de solo. Apenas esporos de *Glomus occultum* Walker e *Gigaspora* sp. apresentaram-se viáveis para colonização por MAs, sendo os demais velhos e danificados. De acordo com Janos (1985), em solos de baixa fertilidade, as espécies micotróficas obrigatórias serão competitivamente superiores às facultativas, portanto as MAs podem influenciar no resultado da competição, especialmente se existe resposta diferencial para a colonização em cada indivíduo hospedeiro (Zangaro, 1997).

As espécies que apresentaram os maiores (SDF) foram *Miconia pepericarpa* (12%), *Ocotea corymbosa* (11%), *Myrsine lancifolia* (10%), *Amaioua guianensis* (10%), *Miconia hispida* (6%), *Erytroxylum campestre* (6%), *Myrcia rostrata* (6%), *Xylopia brasiliensis* (5%) e *Sclerolobium rugosum* (4%) respectivamente, classificadas em suas etapas sucessionais como pioneiras: *Miconia pepericarpa*, *Miconia hispida* e *Myrsine lancifolia*, secundárias iniciais: *Amaioua guianensis*, *Myrcia rostrata* e *Sclerolobium rugosum* e secundárias tardias: *Ocotea corymbosa* e *Erytroxylum campestre*.

Foi verificada correlação significativa entre a densidade e a colonização pelo índice de Kendal ($r = 0,42$; $p = 0,04$), indicando uma provável importância da simbiose micorrízica no estabelecimento e competitividade das espécies durante a sucessão. Todos os indivíduos coletados apresentaram colonização por MAs, porém somente *Myrsine lancifolia* apresentou alta colonização por MAs (56%), enquanto *Sclerolobium rugosum*, *Amaioua guianensis*, *Erytroxylum campestre*, *Miconia hispida*, *Xylopia brasiliensis* e *Miconia pepericarpa* apresentaram média colonização (49-20%) e *Ocotea corymbosa* e *Myrcia rostrata* apresentaram baixa colonização (19-1%).

As espécies pioneiras estudadas representam ~40% dos indivíduos arbóreos mais abundantes, em estágio inicial da sucessão, considerando as dez espécies de maior ocorrência. Apresentam ainda alta ou média colonização micorrízica, possivelmente de ocorrência facultativa, interferindo favoravelmente no processo sucessional em relação às outras espécies arbóreas. Entretanto, as demais espécies não apresentaram padrões distintos entre a incidência de MAs e o estágio sucessional, sendo necessário coletar as raízes das demais espécies ocorrentes na área, em diferentes estádios sucessionais e idades para avaliar a existência de padrões estabelecidos para as espécies arbóreas em função da colonização por MAs.

4. Referência Bibliográfica

- ABBOTT, L. K. e ROBSON, A. D. Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 35, p. 121-150, 1991.
- BARBOSA, L. M. Ecological significance of gallery forests, including biodiversity. I: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ASSESSMENT AND MONITORING OF FOREST IN TROPICAL DRY REGIONS, 1997, Brasília. Anais... Brasília: CNPq/UNB/GTZ, p. 157-181, 1997.
- BETHLENFALVAY, G. J. Micorrizas e crop productivity. In: *Mycorrhizae in Sustainable Agriculture*. BETHLENFALVAY, G. J. e LINDERMAN, R. G. (Eds). ASA Special Publication Number 54, p. 1-27, 1992.
- CARNEIRO, M. A. et al. Micorriza arbuscular em espécies arbóreas e arbustivas nativas de ocorrência no sudeste do Brasil. *Cerne*, v. 4, n. 1, p. 129-145, 1998.
- CHAGAS, R.K.; BOTELHO, S.A.; VOLPATO, M.M.L.; SIQUEIRA, J.O. Influência de fatores edafoclimáticos sobre a regeneração natural em um fragmento de floresta estacional distrófica Semidecídua Montana localizada no município de Lavras - MG. p. 65, 1996 (Monografia), UFLA.
- CURI, N.; LIMA, J. M.; ANDRADE, H.; GUALBERTO, V. Geomorfologia, física, química e mineralogia dos principais solos da região de Lavras (MG). *Ciência e Prática*, Lavras, v. 14, p. 297-307, set./dez. 1990.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE METEOROLOGIA, Ministério da Agricultura, Normas climatológicas (1961-1990), Brasília: DNMet, p. 132, 1992.
- FISHER, C. R., et al. Mycorrhiza inoculum potentials in tropical secondary succession. *Biotropica*, v. 26, p. 369-377, 1994.
- FRANCIS, R. e READ, D. J. Direct transfer of carbon between plants connected by vesicular-arbuscular mycorrhizal mycelium. *Nature*, v. 307, p. 53-56, 1984.
- GIOVANNETTI, M.; MOSSE, B. An evaluation of techniques to measure vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist*, Oxford, v. 84, n. 3, p. 484-500, 1980.
- GRIME, J.P. et al. Floristic diversity in a model system using experimental microcosms. *Nature*, v. 328, p. 420-422, 1987.
- JANOS, D.P. Mycorrhizae influence tropical succession. *Biotropica*, Washington, v. 12, supl. 2, p. 56-64, 1980.
- JANOS, D. P. Tropical mycorrhizas nutrient cycles and plant growth. I: Tropical Tain Forest: Ecology and Management. SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C. e CHADWICK, A. C. (Eds) Publications, Oxford, U. K., p. 327-345, 1983.
- MATTEUCCI, S. D. e COLMA, A. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, 1982.
- MELLO, J. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S. Comparação entre procedimentos de amostragem para avaliação estrutural de um remanescente de floresta estacional semidecidual montana. *Cerne*, Lavras, v.2, n. 2, p.1-14, 1996.
- MUELLER-DOMBOIS, D. e ELLEMBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley e Sons, New York, 1974.
- NEWMAN, E. I., Mycorrhizal links between plants: Their functioning and ecological significance. *Adv. Ecol. Res.*, v. 18, p. 243-270, 1988.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecidual montana em Lavras (MG). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.17, n. 2, p. 159-174, 1994a.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L.; CARVALHO, D. A. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais. *Edinburgh Journal of Botany*, Edinburgh, v.51, n.3, p.355-389, 1994b.
- OLIVEIRA FILHO, A. T.; SCOLFORO, J.R.S.; MELLO, J.M. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology*, Dordrecht, v. 131, p. 45-66, 1997.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S. Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental. EMBRAPA, Brasília: EMBRAPA, p. 142, 1994.
- TRAPPE, J.M. Phylogenetic and ecologic aspects of mycotrophy in the angiosperms from an evolutionary standpoint. In: *Ecophysiology of VA Mycorrhizal Plant*. SAFIR, G. R. (Ed). CRC Press, inc. Florida, p. 5-25, 1987.
- van der HEIJDEN, M. G. A., et al. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, v. 39, p. 69-72, nov. 1998.
- VELOSO, H.P. et al. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. MEFP, FIBGE, p. 123, 1991.
- ZANGARO, W. Micorrizas arbusculares em espécies arbóreas nativas da bacia do Rio Tibagi (PR) e suas relações com os grupos sucessionais. p. 171, 1997. (Tese doutoramento) – USP.
- 1 Doutorando IB/USP; rchagas@usp.br; 2 Prof. Tit. IB/USP; 3 Profa. DCF/UFLA; 4 Prof. DCS/UFLA.

Padrões de ataque de um inseto galhador (diptera: cecidomyiidae) em *astronium fraxinifolium* (anacardiaceae)

Cintia Lepesqueur Gonçalves^g, Marcílio Fagundes^h, Hisaias de Souza Almeida^a.

^a Bolsistas PROBIC-FAPEMIG/Unimontes, ^b DBG/CCBS/Unimontes (marcilioof@unimontes.br).

1. Introdução

Vários atributos da planta hospedeira, tais como a produção de compostos de defesa, a qualidade nutricional dos tecidos e a arquitetura da planta têm sido usados para explicar a variação na riqueza e na abundância de herbívoros associados a um hospedeiro particular. Por exemplo, a Hipótese de Vigor da Planta (Price 1991) prediz que plantas ou módulos de plantas que crescem mais vigorosamente são preferencialmente atacados pelos insetos herbívoros, porque estes ramos constituem habitat de melhor qualidade para os herbívoros. Por outro lado, a Hipótese da Arquitetura da Planta (Feeny 1973, Lawton 1983) sugere que plantas maiores suportariam populações mais numerosas de herbívoros, especialmente por apresentarem maior complexidade estrutural. Contudo, estas Hipóteses foram elaboradas a partir de dados oriundos de ambientes temperados, existindo a possibilidade que sistemas tropicais não sigam rigidamente estes padrões (e.g. Faria & Fernandes 2001, Cornelissen & Fernandes 2001). Neste caso, o teste destas hipóteses e a eventual sugestão de novos mecanismos que dirijam as interações herbívoros/ planta hospedeira em ambientes tropicais constituem prioridades para a ecologia da conservação. De fato, a adoção de estratégias errôneas, baseadas em um arcabouço teórico originário de ambientes temperados, pode causar prejuízos relevantes em termos da conservação da biodiversidade em ambientes tropicais. Assim, este trabalho teve como objetivo caracterizar o padrão de ataque de um inseto galhador (Diptera: Cecidomyiidae) em *Astronium fraxinifolium* Schott (Anacardiaceae), testando as Hipóteses do Vigor e da Arquitetura da Planta Hospe-

deira. Neste caso, deve-se salientar o pequeno número de trabalhos que envolvem a descrição de padrões de herbivoria em espécies arbóreas, especialmente do semi-árido brasileiro.

2. Materiais e Métodos

Local do Experimento. O trabalho foi desenvolvido na Área de Preservação da Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA S. A. (16° 46' 20" S e 43° 39' 56" W), Município de Juramento (MG), durante a segunda quinzena de maio. Neste período as galhas encontram-se em fase final de desenvolvimento e a planta hospedeira ainda não iniciou a queda de folhas. Fisionomicamente, esta região pertence aos domínios do Cerrado/Caatinga (Rizzini 1997), sendo que a formação de Mata Seca (Floresta Estacional Decidual) é predominante na área de estudo. O clima da região é do tipo semi-árido, com duas estações bem definidas. A precipitação média anual é de aproximadamente 1100 mm, com as chuvas concentradas nos meses de novembro a janeiro.

O Sistema Estudado. A planta hospedeira (*Astronium fraxinifolium*) apresenta porte arbóreo, podendo atingir até 20 m de altura. No Norte de Minas Gerais, a fenologia de *A. fraxinifolium* apresenta eventos marcantes, caracterizados pelo enfolhamento a partir de setembro, início de queda de folhas em março e decíduidade completa entre julho e outubro (Mendonça 2003). As folhas de *A. fraxinifolium* são compostas, sendo que os folíolos geralmente são atacados por um herbívoro galhador (Diptera: Cecidomyiidae). Este galhador induz a formação de galhas na superfície adaxial dos folíolos, próximo às nervuras. As galhas são fusiformes, com 0,3 a 0,6 cm de comprimento e apresentam uma única câmara onde se desenvolve apenas uma larva do galhador. Provavelmente, este galhador é univoltino, sendo que a oviposição das fêmeas ocorre durante o período de emissão de folhas jovens pela planta hospedeira. Além disto, as galhas que não conseguem se desenvolver, devido à resistência da planta hospedeira, formam manchas acinzentadas nos folíolos. Estas manchas apresentam cerca de 0,6 cm de diâmetro, podendo ser facilmente identificadas no limbo foliar.

Método de Amostragem. Na área de trabalho, foram selecionados aleatoriamente dez indivíduos de *A. fraxinifolium* dos quais foram medidos a altura e o diâmetro da copa para se estimar o volume da planta, usando-se o volume do cone como modelo. O crescimento dos ramos foi estimado coletando-se dez ramos terminais de cada uma destas plantas, que foram levados para o Laboratório de Ecologia da Unimontes, determinando-se o comprimento do ramo e o número de folhas por ramo. Assim, pode-se estimar a taxa de crescimento dos ramos calculando-se o tamanho dos entrenós, através da divisão do tamanho dos ramos pelo número de folhas. Além disto, todas as galhas vivas, assim como o número de galhas mortas devido à resistência da planta, presentes nas folhas destes ramos, também foram contadas. Os efeitos do crescimento dos ramos e do volume das plantas no ataque do galhador (número de galhas formadas e número de galhas mortas devido a resistência da planta) foram avaliados através de análises de regressão linear (Zar 1996). O número total de galhas por planta foi transformado para a escala logarítmica para melhor linearização dos dados.

3. Resultados e Discussão

Apesar do elevado número de ataques do galhador na planta hospedeira, apenas uma pequena parcela destes ataques (8,32%) resultou na formação de galhas. Assim, deve-se ressaltar a importância da resistência da planta hospedeira no controle da população do galhador, uma vez que este fator de mortalidade reduziu o sucesso do galhador em aproximadamente 91%. De fato, em ambientes tropicais, a resistência da planta hospedeira parece constituir um fator importante para a regulação das populações de insetos herbívoros, especialmente galhadores (veja Fernandes 1998), salientando que este fenômeno deve ser melhor investigado em sistemas tropicais.

O número de galhas formadas por ramo não mostrou relação

com o crescimento dos ramos ($F = 0,796$, $p = 0,374$, $r^2 = 0,0080$, $y = 16,528 - 2,170x$). Entretanto, o número total de ataques da fêmea do galhador (galhas formadas + resistência) mostrou relação positiva com o crescimento dos ramos ($F = 41,236$, $p = 0,001$, $r^2 = 0,3027$, $y = 50,845 + 106,621x$), sugerindo que as fêmeas do galhador escolhem ramos mais vigorosos para a oviposição, corroborando a Hipótese do Vigor da Planta. Além disto, o número de resistência também mostrou relação positiva com o crescimento da planta hospedeira ($F = 45,220$, $p = 0,001$, $r^2 = 0,3225$, $y = 34,320 + 108,791x$) indicando que ramos mais vigorosos oferecem maior resistência ao desenvolvimento das galhas.

O volume da planta hospedeira não afetou o número de galhas ($F = 0,1452$, $p = 0,7144$, $r^2 = 0,0202$, $y = 2,0715 + 0,001x$). Por outro lado, observou-se uma relação positiva entre o número de ataques do galhador (galhas formadas + resistência) e o volume da planta hospedeira ($F = 5,7220$, $p = 0,0001$, $r^2 = 0,4483$, $y = 3,3201 + 0,009x$). Similarmente, o número de galhas que não se formaram, devido à resistência da planta hospedeira, também apresentou relação positiva com o volume da planta ($F = 5,5001$, $p = 0,0001$, $r^2 = 0,4374$, $y = 2,901 + 0,008x$). Estes resultados sugerem que o galhador tende a atacar plantas maiores, corroborando a Hipótese da Arquitetura da Planta. Entretanto, como plantas maiores também apresentaram maior resistência, a performance do galhador, expressada com o número de galhas formadas por planta, não variou em função do volume das plantas.

A maioria dos estudos relativos a preferência e performance de insetos galhadores associados a hospedeiros particulares enfocam apenas o número de galhas que se formaram com sucesso. Assim, outros fatores de mortalidade, como a resistência da planta, são negligenciados nestes estudos (Fernandes 1998). No sistema estudado, se fossem consideradas apenas o número de galhas que se formaram com sucesso, haveria uma tendência de se refutar as Hipóteses do Vigor e da Arquitetura da planta. Entretanto, estas hipóteses fazem referência à preferência das fêmeas e, portanto, seria mais adequado tratar todos os ataques da fêmea do galhador, incluindo aqueles que não resultaram na formação de galhas no teste destas hipóteses. Nesse caso, os resultados deste estudo corroboram as hipóteses testadas, indicando que as fêmeas do galhador seleciona ramos mais vigorosos para a sua oviposição e que plantas maiores são mais facilmente colonizadas pelo herbívoro. Finalmente, deve-se salientar que a resistência das plantas parece ser um fenômeno freqüente em ambientes tropicais (e.g. Fernandes 1998, Espírito-Santo et al. 2002), que deve ser melhor evidenciado nos estudos envolvendo as interações herbívoro/planta, especialmente quando se trata de insetos galhadores. (Apoio COPASA S.A. e FAPEMIG).

4. Bibliografia

- Cornelissen T. G., Fernandes G. W. 2001. Patterns of attack by herbivores on tropical shrub *Bauhinia brevipes* (Leguminosae): Vigour or chance? *European Journal of Entomology* 98: 37-40.
- Espírito-Santo M.M., Madeira B.G. Faria M.L., Fagundes M., Fernandes G.W. 2003. Sexual differences in reproductive phenology and their consequences to the demography of *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae) *Annals of Botany* 91: 13-19.
- Faria M. L., Fernandes G. W. 2001. Vigour of a dioecious shrub and attack by a galling herbivore. *Ecological Entomology* 26: 37-45.
- Feeny P. 1976. Plant appearance and the diversity of phytophagous insects. *Recent Advances in Phitochemistry* 10: 1-22.
- Fernandes G. W. 1998. Hypersensitivity as a phenotypic basis of plant induced resistance against a galling insect (Diptera: Cecidomyiidae). *Environmental Entomology* 27: 260-267.
- Lawton J. H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* 28: 23-39.
- Mendonça R. L. 2002. Fenologia, germinação e viabilidade de

sementes de *Astronium fraxinifolium* Schott (Gonçalo-alves). (Monografia de Graduação - Unimontes).

Price P. W. 1991. The plant vigor hypothesis and herbivore attack. *Oikos* 62: 244-251.

Rizzini C. T. 1997. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. 2ª edição. Rio de Janeiro, Âmbito Cultural. 747P.

Zar J. H. 1996. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

Distribuição diamétrica e de altura de uma comunidade arbórea ciliar na bacia do rio Tibagi, norte do Paraná.

Cristina Cunha Garcia¹, Carla Gomes de Araujo² & Edmilson Bianchini³

¹ Estagiária de iniciação científica do curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina.

² Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina.

³ Professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal - CCB, Universidade Estadual de Londrina. Cx. P. 6001, Londrina - PR, 86051-970 (bianchi@uel.br).

1. Introdução

A análise da distribuição de tamanho dos indivíduos em uma comunidade contribui para o entendimento da estrutura da vegetação e permite interpretações sobre o status de conservação e sobre a ocorrência de perturbações na mesma. Este tipo de informação é importante principalmente em uma paisagem altamente fragmentada, como a região norte do Estado do Paraná. A vegetação natural desta região foi drasticamente reduzida em razão da expansão da cafeicultura na primeira metade do século XX, restando, atualmente, cerca de 1% de vegetação nativa (Soares & Medri, 2002). Todos os tipos de formações vegetais foram devastadas, inclusive as florestas ciliares. Assoreamento de mananciais, contaminação das águas e cultivos agrícolas às margens dos rios podem ser observados nesta região. Nesta paisagem fragmentada, os remanescentes florestais assumem importância vital pois, além de serem um banco de germoplasma, eles constituem unidades de estudos. Conhecer estes fragmentos é contribuir para o conhecimento da vegetação que cobria esta região e subsidiar projetos de recuperação de suas áreas degradadas. O fragmento florestal da Fazenda Doralice no Município de Ibiporã - PR é um dos mais importantes remanescentes da região do baixo Tibagi. Estudos sobre florística e fitossociologia (Soares-Silva *et al.*, 1992; Do Carmo, 1995), autoecologia de algumas espécies de plantas (Do Carmo, 2000), culicídeos (Lopes, 2002), mamíferos (Peracchi *et al.*, 2002), primatas (Aguiar, 2002; Ludwig, 2002) e anfíbios (Padilha, 2002) foram desenvolvidos neste fragmento. Visando contribuir para o conhecimento deste remanescente, este trabalho tem por finalidade descrever a estrutura diamétrica e de altura da comunidade arbórea e avaliar a regeneração da mesma.

2. Métodos

O fragmento florestal da Fazenda Doralice situa-se na margem esquerda do rio Tibagi nas coordenadas 23°16' S e 51°03' W. Ele possui cerca de 100 hectares e é coberto por floresta estacional semidecidual (Soares-Silva *et al.*, 1992). *Aspidosperma polyneuron* e *Gallesia integrifolia* são espécies características desta formação na região norte do Paraná. O clima da região é do tipo Cfa, com temperatura média anual de 21,8°C e precipitação média anual de 1570 mm. O solo, com textura argilosa, apresenta-se com baixa acidez e níveis de fertilidade de médio a alto (Soares-Silva *et al.*, 1992).

O estudo foi desenvolvido em uma área de 1 hectare, dividida em 100 parcelas de 10 m x 10 m, demarcadas a partir da margem do rio Tibagi. Todos os indivíduos com diâmetro a altura do peito

(DAP) igual ou maior que 5 cm foram amostrados. Estes indivíduos foram identificados, mapeados e medidos. O DAP foi determinado com o uso de uma fita métrica e a altura foi estimada por comparação com uma vara telescópica. Os intervalos de classe de altura foram definidos pela razão entre a amplitude total e número de classes definidas. Para o diâmetro estabeleceu-se o intervalo de 5 cm (exceto as duas últimas classes).

3. Resultados e Discussão

A distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro segue uma curva exponencial negativa (J invertido) com a maioria dos indivíduos (62%) concentrados na primeira classe (5 - 10 cm). O diâmetro médio (média \pm desvio padrão) obtido foi de 12,5 \pm 10,8 cm e mediana de 8,6 cm. Isto mostra que a comunidade é formada por um grande número de indivíduos de pequeno porte pertencentes tanto a espécies do subosque florestal (*Sorocea bonplandii*, *Trichilia casaretti*, *Actinostemon concolor* entre outras), quanto de indivíduos jovens de espécies do dossel (*Aspidosperma polyneuron*, *Balfourodendron riedelianum*, *Chrysophyllum gonocarpum*, entre outros). Menos de 15% dos indivíduos possuem diâmetro acima de 20 cm de DAP. A distribuição da altura também segue uma curva exponencial negativa com 70% dos indivíduos concentrados nas duas primeiras classes (1,5 - 5 e 5 - 8 m). Os indivíduos com altura entre 1,5 - 5 m, em geral, possuem diâmetro inferior a 5 cm (critério de inclusão) justificando o menor número de indivíduos na primeira classe comparado com a segunda. A altura média (média \pm desvio padrão) foi de 7,8 \pm 4,4 m e a mediana de 6,5 m. A análise dos dados de altura também confirma que esta comunidade é formada por indivíduos de pequeno porte, possuindo apenas alguns indivíduos (3,5%) com altura superior a 20 m, caracterizando-se como emergentes na área (espécimes de *Aspidosperma polyneuron*, *Ficus glabra*, *Gallesia integrifolia*, *Astronium graveolens*, *Balfourodendron riedelianum*, entre outros). A maior densidade de copas encontra-se entre 5 a 8 m de altura caracterizando um subosque denso e o dossel apresenta altura entre 8 e 14 m, não havendo a formação de estrato contínuo, como é típico nas florestas estacionais semidecíduais. Na primeira classe de altura (1,5 - 5 m) são encontrados indivíduos de espécies do dossel (*Chrysophyllum gonocarpum*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Myroxylum peruiferum*, *Machaerium paraguayense*, entre outras) e emergentes (*Aspidosperma polyneuron*, *Ficus glabra*, *Gallesia integrifolia*, *Astronium graveolens*, entre outras), confirmando o potencial de regeneração desta comunidade. Soares-Silva *et al.* (1992) ressaltam o grande número de indivíduos mortos na área sugerindo que perturbações do ambiente, naturais ou antrópicas, são as causas de morte. O pequeno número de indivíduos de grande porte também sugere que extração seletiva de madeira pode ter ocorrido na área em épocas passadas. Atualmente não há evidências desta atividade na área.

4. Conclusão

O padrão de distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro e de altura caracteriza esta comunidade florestal como autoregenerante.

5. Referências Bibliográficas

Aguiar, L.M. (2002). *Área de vida de Alouata guariba (Humboldt, 1812) e Cebus apella (linnaeus, 1758) no remanescente florestal Mata Doralice, Ibiporã, PR*. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

Do Carmo, M.R.B. (1995). *Levantamento florístico e fitossociológico do remanescente florestal da fazenda Doralice, Ibiporã, PR*. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

Do Carmo, M.R.B. (2000). *Aspectos autoecológicos de três espécies de Meliaceae em uma floresta estacional semidecidual no município de Ibiporã, Estado do Paraná*. Dissertação de mestrado, Rio Claro, Universidade Estadual Paulista.

Lopes, J. (2002). Mosquitos (Diptera: Culicidae) da região do

baixo Tibagi e suas adaptações a ambientes antropogênicos: causas e conseqüências. In: *A bacia do rio Tibagi*. Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O.A. & Pimenta, J.A. (eds.). Edição dos editores, Londrina. pp. 327-351.

Ludwig, G. (2002). *Dieta de Alouata guariba (Humboldt, 1812) e Cebus Apella (Linnaeus, 1758) no remanescente florestal Mata Doralice, Ihiporã, PR*. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

Padilha, N.O. (2002). *Inventário dos anfíbios anuro da Fazenda Doralice, município de Ihiporã - Paraná, Brasil*. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

Peracchi, A.L.; Rocha, V.J. & Reis, N.R. (2002). Mamíferos não-voadores da bacia do rio Tibagi. In: *A bacia do rio Tibagi*. Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O.A. & Pimenta, J.A. (eds.). Edição dos editores, Londrina. pp. 225-249.

Soares, F.S. & Medri, M.E. (2002). Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: *A bacia do rio Tibagi*. Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O.A. & Pimenta, J.A. (eds.). Edição dos editores, Londrina. pp. 69-79.

Soares-Silva, L.H.; Bianchini, E.; Fonseca, E.P.; Dias, M.C.; Medri, M.E. & Zangaro Filho, W. (1992). Composição florística e Fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 1. Fazenda Doralice - Ihiporã, PR. Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas - *Rev. Inst. Flor.*, 4 (parte 1): 199-206.

Aspectos morfológicos e fisiológicos de *Heliocarpus americanus* l. (tiliaceae), quando submetida ao alagamento.

Cristina Moreira Pisicchio¹ e Moacyr Eurípedes Medri²

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina – mge@conectway.com.br

²Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Caixa Postal 6001, 86051-970 Londrina, PR, Brasil.

1. Introdução

A estrutura e a dinâmica das florestas ciliares ou ripárias apresentam-se como resultado da alta diversidade de fatores bióticos e abióticos que as influenciam, selecionando e distribuindo as espécies vegetais ao longo dos cursos d'água (Torezan & Silveira, 2002), sendo um destes fatores a baixa disponibilidade de oxigênio que o alagamento acarreta. Portanto, tolerar a hipoxia ou anoxia é fator condicionante para seleção das espécies que se estabelecerão em áreas ribeirinhas.

Em virtude do alto grau de degradação da cobertura florestal, em particular das florestas ciliares em decorrência da ação antrópica, na última década, vários projetos foram desenvolvidos, no sentido de recuperar e/ou preservar os remanescentes deste ecossistema. Procurando atender esta demanda, estudos a respeito dos mecanismos de tolerância à inundação tornaram-se imprescindíveis como ferramenta para a indicação de espécies que adaptem-se ao estresse hipóxico, particularmente, quando do transbordamento dos leitos dos cursos d'água (Blom *et al.*, 1990). Neste sentido, é importante se estudar as respostas morfoanatômicas e fisiológicas de espécies arbóreas sujeitas ao alagamento, como; alterações radiciais, desenvolvimento de raízes adventícias, redução no crescimento de folhas, caules e raízes, hipertrofia de lenticelas (Medri *et al.*, 1998), formação de aerênquima (McNamara & Mitchell, 1990), epinastia, alterações hormonais (Colli, 1998) e redução na fotossíntese (Blom, 1999).

Objetivou-se, com a espécie *Heliocarpus americanus*, avaliar o nível de resposta de indivíduos submetidos ao alagamento e submersão experimental. A espécie *H. americanus* é conhecida vulgarmente como jangadeiro. É uma espécie arbórea, pioneira e heliófita,

com ocorrência no sudeste do Brasil e compõe a lista das espécies utilizadas para recomposição de áreas degradadas da Bacia do Rio Tibagi (Torezan, dados não publicados).

2. Métodos

Sementes de *H. americanus* coletadas de 2 matrizes no Parque Estadual Mata dos Godoy, situado no Município de Londrina-Pr, foram semeadas em tubetes, e após um período de 45 dias, as plântulas foram transplantadas para vasos com capacidade para 2 litros de solo, em casa de vegetação, nos quais seguiram-se os tratamentos: solo drenado 30 e 60 dias (SD30 e SD 60); solo alagado 30 e 60 dias(AL/30 e AL/60); solo alagado 30/solo drenado 30 dias (AL/30 – SD/30) e submersão 30 dias (SS/30). Para simular o alagamento, os vasos foram vedados e mantidos com uma lâmina d'água de 2 cm acima do solo, nos tempos citados. A submersão ocorreu com o auxílio de tanques de 1000 litros, onde os vasos foram mantidos com uma lâmina d'água de 30 cm acima da última folha dos indivíduos. Foram analisados alguns parâmetros como; modificações morfológicas, taxa de crescimento relativo (TCR) e epinastia. As alterações morfológicas, como aumento do diâmetro do caule, presença/ausência de lenticelas e raízes adventícias e diageotrópicas, foram registradas de acordo com sua ocorrência. A determinação da Taxa de Crescimento Relativo (TCR) foi feita pelos dados de peso seco da raiz e parte aérea no início e no final dos tratamentos, utilizando-se 10 plantas por tratamento. O cálculo foi feito através da fórmula $TCR = \frac{\ln PS_f - \ln PS_i}{n}$ de dias. Para a epinastia, folhas do 3º par do ápice para a base do caule tiveram seus ângulos medidos com o auxílio de um transferidor, por 28 dias. As análises estatísticas foram feitas através do teste de Tukey a um nível de significância de 5%.

3. Resultados

Ocorreu aumento significativo da espessura da base do caule das plantas de *H. americanus* submetidas à inundação, quando comparadas com as plantas mantidas em solo drenado.

Yamamoto & Kozłowski (1987) *apud* Medri *et al.*, (2002) afirmaram que este aumento no diâmetro da base do caule está relacionado à elevação nos níveis de etileno, acarretando a formação de aerênquima. Foram observadas rachaduras e lenticelas hipertrofiadas na base dos caules das plantas alagadas. Após 10 dias de alagamento mais de 95% das plantas apresentaram raízes diageotrópicas, nas quais também foram observadas lenticelas hipertrofiadas. Resultados semelhantes foram observados em *Peltophorum dubium* (Medri *et al.*, 1998) e em *Sesbania virgata* (Davanzo-Fabro *et al.*, 1998).

Quanto ao parâmetro Taxa de Crescimento Relativo (TCR), houve redução significativa do padrão de alocação de biomassa para planta inteira, quando comparadas com as plantas cultivadas em solo drenado nos mesmos tempos. Pode-se inferir que esta redução deveu-se em grande parte à morte parcial ou total do sistema radicial, forte abscisão e também menor crescimento da área foliar das plantas alagadas (Medri *et al.*, 2002). A literatura correlaciona menores taxas de crescimento com o aumento nos níveis de etileno, conhecido como inibidor do crescimento (Bradford & Yang, 1981; Medri *et al.*, 2002), e com a queda na respiração aeróbica, alteração no nível nutricional e redução da fotossíntese, o que acarretaria tanto a redução de massa seca como o tamanho da planta (Pimenta, 1998). No tratamento alagado 30 dias e depois reareado por outros 30 dias, ocorreu aumento significativo quando comparado ao alagado por 30 ou 60 dias. Pode-se inferir que após 30 dias de reeração, os indivíduos de *H. americanus* conseguiram retomar o crescimento e, conseqüentemente, apresentaram maior alocação de biomassa, devido a retomada do mesmo. Quanto ao tratamento de submersão, a espécie mostrou-se intolerante, ocorrendo abscisão de todas as folhas após 15 dias e morte de 100% das plantas ao final do período de 30 dias.

Embora as plantas apresentassem lenticelas hipertrofiadas e raízes adventícias, que são modificações morfológicas relacionadas

à atenuação dos efeitos do alagamento, ocorreu forte epinastia nas folhas das plantas submetidas ao alagamento. Estes dados estão de acordo com os encontrados por Colli (1998) nas espécies *Croton floribundus* e *C. urucurana*.

4. Conclusão

As plantas de *Heliocarpus americanus* toleraram o alagamento temporário, mas não a submersão completa. Sugere-se que esta tolerância esteja associada à capacidade de desenvolvimento de alterações morfológicas e fisiológicas, que auxiliaram na oxigenação de suas raízes e possibilitaram à espécie, capacidade de sobreviver a este curto período de saturação hídrica do solo.

5. Referências Bibliográficas

- BLOM, C.W.P.M.; BOGEMANN, G.M.; LAAN, P.; VAN DER SMAN, A.J.M.; VAN DE STEEG, H.M. & VOESENEK, L.A.C.J. 1990. Adaptations to flooding in plants from river areas. *Aq. Bot.*, 38:29-47.
- BLOM, C.W.P.M. 1999. Adaptation to flooding stress: from plant community to molecule. *Plant Biology*, v.1, n.1999, p. 261-273.
- BRADFORD, K.J. & YANG, S.F. 1981. Physiological responses of plants to waterlogging. *HortScience.*, 16:25-30.
- COLLI, S. 1998. Aspectos hormonais, anatômicos e do desenvolvimento de duas espécies de *Croton* submetidas ao alagamento. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- DAVANSO-FABRO, V.M.; MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A., 1998. Tolerância à inundação: aspectos da anatomia ecológica e do desenvolvimento de *Sesbania virgata* (CAV.) Pers. (Fabaceae). *Braz. Arch. Biol. and Technol.*, 41:475-482.
- McNAMARA, S.T. & MITCHELL, C.A., 1990. Adaptive stem adventitious root responses of two tomato genotypes to flooding. *Hort. Sci.*, 25: 100-103.
- MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A.; DELGADO, M.F. e CORREA, G.T. 1998. Aspectos morfo-anatômicos e fisiológicos de *Peltophorum dubium* (Spr.) Taub. Submetida ao alagamento e à aplicação de etrel. *Revta. brasil. Bot.*, V.21, n.3, p.261-267.
- MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A.; COLLI, S e MÜLLER, C. 2002. Estudos sobre tolerância ao alagamento em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi. In: A Bacia do Rio Tibagi. Medri, M.E. *et al.* p.133-172.
- PIMENTA, J.A. 1998. Estudo populacional de *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg (Myrtaceae) no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- TOREZAN, J.M.D. & SILVEIRA, M. 2002. Fatores ambientais, diversidade e similaridade em florestas da bacia do rio Tibagi. In: A Bacia do rio Tibagi. Medri, M.E. *et al.* p.125-132.

Efeitos do corte seletivo, clareira e gado na sobrevivência de plântulas de árvores em florestas estacionais decíduais do Brasil Central.

Daniel L. M. Vieira, Aldir Scariot & Patrícia C. Bueno
Lab. de Ecologia e Conservação, Embrapa-Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília DF. dvieira@cenargen.embrapa.br

1. Introdução

Plântulas são o gargalo na sobrevivência em populações de árvores. As alterações causadas pelo homem em ambientes naturais podem modificar a taxa de mortalidade e o crescimento de plântulas. A fragmentação (Scariot 1999), a caça (Ickes *et al.* 2001), a invasão de espécies animais (Bratton 1975) e vegetais (Standish *et al.* 2001) e a introdução de animais domésticos (Relva & Veblen 1998) afetam a regeneração de espécies. A exploração madeireira aumenta a abertura do dossel, promovendo a regeneração de determinadas espécies (Fredericksen & Mostacedo 2000) em detri-

mento de outras (Kammesheidt 1998).

A floresta seca é o ecossistema tropical mais ameaçado (Janzen 1988). No Brasil Central, essas florestas ocorrem em solos de alta fertilidade e por esta razão foram bastante reduzidas em área (IBGE 1995). No vale do rio Paraná (GO), restam apenas 5% da floresta em áreas planas (Andahur 1999), e a integridade dos remanescentes é afetada pela exploração madeireira, fogo e pastoreio de gado (Scariot & Sevilha 2000, Vieira 2002).

Florestas estacionais decíduais podem ter pressões ambientais bastante diferentes de florestas úmidas. Enquanto a maior limitação para a regeneração em florestas úmidas é a sombra (Chazdon *et al.* 1996), em florestas estacionais provavelmente é a seca (Gerhardt 1996, Marod *et al.* 2002). Clareiras podem não ser tão importantes para a sobrevivência e o crescimento de plântulas, pois o sub-bosque das florestas secas tem alta incidência de luz (cerca de 10%), mesmo na época chuvosa (Vieira 2002). Além disso, clareiras podem se tornar muito secas na época em que o dossel está mais aberto, aumentando a mortalidade de plântulas (Gerhardt 1996), o que pode ser mais intenso em florestas exploradas que intactas.

Este estudo buscou entender o impacto das principais fontes de perturbação sobre a regeneração de árvores em florestas secas de áreas planas do Vale do rio Paraná (GO). Um experimento fatorial para testar a sobrevivência de plântulas em duas condições de dossel, com e sem exclusão de gado em quatro fragmentos com diferentes níveis de exploração foi realizado em sete espécies.

2. Métodos

O estudo foi conduzido na bacia do rio Paraná, região nordeste do estado de Goiás (13° 35' - 13° 49'S, 46° 40' - 46° 50'W). A pluviosidade anual é de 1.236 ± 50 mm (média ± erro padrão), fortemente sazonal. São encontradas mais de 100 espécies de árvores, cuja altura do dossel tem entre 17-23 m e área basal de 23-28 m²/ha (Scariot & Sevilha 2000). A pecuária extensiva, a exploração madeireira e a agricultura incipiente são as principais atividades econômicas da região (IBGE 1995).

Sete espécies foram selecionadas pela disponibilidade de sementes, valor madeireiro ou para a fauna e pela alta densidade de plantas adultas em florestas intactas. *Astronium fraxinifolium* Schott, *Myracrodruon urundeuva* Fr.All., *Schinopsis brasiliensis* K Schum. (Anacardiaceae), *Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. (Bignoniaceae) e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Mimosaceae) estão entre as espécies de maior valor madeireiro na região. *Eugenia dysenterica* DC. (Myrtaceae) Vog. (Fabaceae) de frutos carnosos, e *Cavanillesia arborea* (Bombacaceae), de frutos secos, são bastante consumidas por predadores de sementes (Vieira 2002). *E. dysenterica* ocupa o sub-bosque da floresta e as demais espécies o dossel. A germinação foi feita nos meses de setembro e outubro de 2000 e em fevereiro de 2001 as mudas foram plantadas.

Quatro fragmentos florestais foram selecionados de acordo com um gradiente de perturbação antrópica: Intacto (I), sem exploração madeireira (212 ha, 11% de abertura de dossel); explorado 1 (E1), onde poucas árvores foram retiradas em 2000 (134 ha, 12% de abertura de dossel); explorado 2 (E2), intensamente explorado em 1997 (42 ha, 39% de abertura de dossel); explorado 3 (E3), intensamente explorado e posteriormente incendiado em 1997 (115 ha, 69% de abertura de dossel). Em cada fragmento, oito clareiras e oito áreas de dossel fechado foram utilizadas. As clareiras tinham no mínimo 66 m² e as plantas que nelas ocorriam foram removidas para simular estágios de regeneração similares. Uma cerca de 3 x 6 m foi feita em cada clareira e área de dossel fechado para evitar a predação e o pisoteio das mudas pelo gado. Uma muda de cada espécie foi plantada dentro e fora das áreas cercadas. As mudas foram plantadas em duas linhas distantes 1m, com distância entre plantas de 1m. No total foram plantadas 896 mudas, sendo 128 de cada espécie (7 espécies x 4 fragmentos x 2 condições de dossel x 2 níveis de exclusão do gado x 8 réplicas x 1 muda), que foram visitadas mensalmente.

A sobrevivência das mudas após um ano de plantio foi comparada entre todos os efeitos principais (espécie, fragmento, habitat e exclusão) e suas interações. A variável resposta foi a proporção de mudas sobreviventes após um ano, consistindo de uma tabela de frequência fatorial (análise log-linear). Como houve interação entre dois fatores, um teste χ^2 foi realizado em cada espécie, testando efeito de condição de dossel e fragmento. Para verificar a época de maior mortalidade, comparar o tempo de sobrevivência entre as condições de dossel e a proteção do gado foi feita a análise de sobrevivência (Survival analysis).

3. Resultados e Discussão

Ao final de um ano, 56% das mudas sobreviveram. A maior mortalidade ocorreu nos meses de julho e agosto (meio da estação seca), quando o risco de morte alcançou probabilidades de 0,11 e 0,13 respectivamente, duas a treze vezes maior que nos demais meses (hazard function). A alta mortalidade na estação seca corrobora a hipótese de que a falta de água é um dos principais fatores limitantes da regeneração natural em florestas estacionais (Gerhardt 1996, Marod *et al.* 2002, Teketay 1997), mesmo que as espécies possuam estratégias para enfrentar este período, como a deciduidade.

Quarenta e sete por cento das mudas haviam sobrevivido em clareiras e 64% em sub-bosque após um ano de plantio, mas a taxa de mortalidade foi maior em clareiras apenas nos primeiros três meses após o plantio (Gehan's generalized Wilcoxon test $z = -7,13$ $p < 0,001$). Este período de maior mortalidade corresponde à transição entre as estações chuvosa e seca, quando as clareiras podem alcançar altas temperaturas e secar muito. Condições mais favoráveis de água, encontradas no sub-bosque, podem aumentar a sobrevivência de plântulas em florestas estacionais decíduais (Gerhardt 1996, Teketay 1997), em oposição ao encontrado em florestas tropicais úmidas, em que plântulas têm maior chance de sobreviver em clareiras (Fetene & Feleke 2001, Osunkoya 1992).

Não houve efeito do gado da sobrevivência das plântulas. No ano do experimento notou-se poucos bois no interior dos fragmentos, além disso, o esforço amostral pode ter sido pequeno para verificar o impacto do gado. Diversos estudos demonstram o efeito de grandes herbívoros na regeneração natural de florestas (ex. Bratton 1975, Relva & Veblen 1998), inclusive do gado em sementes de árvores em fragmentos florestais do vale do Paraná (Vieira 2002), portanto mais estudos devem ser realizados para verificar o impacto do gado nestas florestas.

Houve interação significativa entre espécie e condição de dossel e espécie e fragmento (Modelo Log-linear, $\chi^2 = 86,7$, g.l. = 148, $p = 0,999$). Três espécies tiveram menor sobrevivência em clareiras (*Myracrodruon*, *Cavanillesia* e *Enterolobium*, χ^2 ; $p < 0,05$), enquanto as demais tiveram taxas de sobrevivência semelhantes em clareiras e no sub-bosque. Surpreendentemente, todas as espécies estudadas ocupam o dossel da floresta, exceto *Eugenia*, que ocorre no cerrado, onde o dossel sobre as copas é completamente aberto. *Tabebuia*, *Myracrodruon* e *Schinopsis* são classificadas como intolerantes à sombra e grandes clareiras são recomendadas para aumentar sua regeneração em florestas estacionais decíduais da Bolívia (Pinard *et al.* 1999). *Astronium* e *Enterolobium* são consideradas pioneiras (Lorenzi 1992). *Cavanillesia* possui madeira com densidade muito leve ($0,12 \text{ g.cm}^{-3}$) (Lorenzi 1998), característica de espécies pioneiras. Duas hipóteses podem explicar a maior mortalidade dessas espécies em clareiras: (1) Há um impacto maior da seca na fase inicial das plântulas (fase em foram plantadas no campo) que em fases posteriores de desenvolvimento. Plântulas mais velhas podem suportar mais a seca (Gerhardt 1996, Marod *et al.* 2002) e se beneficiarem de uma maior condição de luz na época chuvosa que plântulas jovens. (2) Há maior efeito da predação, principalmente por cupins e formigas, em clareiras (18% da mortalidade) que no sub-bosque (6%). A maior produção de folhas novas sob dossel mais aberto em florestas tropicais, resulta em maior herbivoria por insetos (Basset *et al.* 2001).

Cinco das sete espécies tiveram mortalidade diferenciada entre os fragmentos. De forma geral, houve menor sobrevivência no fragmento muito explorado - E2 - (42%) e maior no muito explorado e queimado - E3 - (68%). Esperava-se um aumento na mortalidade correspondente ao gradiente de exploração nos fragmentos, baseando-se nas respostas de clareiras, porém, características intrínsecas não avaliadas de cada fragmento podem ter afetado os resultados.

4. Referências bibliográficas

- Andahur, J. P. J. V. 2001. Florestas e questões de gestão ambiental na bacia do rio Paran . Disserta o de Mestrado. Depto. De Engenharia Florestal, UnB.
- Basset, Y., Novotny, V., Miller, S. E. & Springate, N. D. 1998. Assessing the impact of forest disturbance on tropical invertebrates: some comments. *Journal of Applied Ecology* 35: 461-466.
- Bratton, S. P. 1975. Effect of European Wild Boar, *Sus scrofa*, on Gray Beech Forest in Great Smoky Mountains. *Ecology* 56: 1356-1366.
- Chazdon, R. L. 1996. Spatial heterogeneity in tropical forest structure: Canopy palms as landscape mosaics. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 8-9.
- Fetene, M. & Feleke, Y. 2001. Growth and photosynthesis of seedlings of four tree species from a dry tropical afro-montane forest. *Journal of Tropical Ecology* 17: 269-283.
- Fredericksen, T. S. & Mostacedo, B. 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131: 47-55.
- Gerhardt, K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* 82: 33-48.
- IBGE. 1995. Zoneamento geoambiental e agroecol gico do estado de Goiás: região nordeste. IBGE / Divis o de Geociências do Centro-Oeste, Rio de Janeiro, Brasil.
- Ickes, K., Dewalt, S. J. & Appanah, S. 2001. Effects of native pigs (*Sus scrofa*) on woody understorey vegetation in a Malaysian lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 17: 191-206.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forest: the most endangered major tropical ecosystem. Pages 130-137 in E. O. Wilson, ed. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC, USA.
- Kammesheidt, L. 1998. Stand structure and spatial pattern of commercial species in logged and unlogged Venezuelan forest. *Forest Ecology and Management* 109: 163-174.
- Lorenzi, H. 1992.  rvores brasileiras: manual de identifica o e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Editora Plantarum, Nova Odessa, S.P., Brasil.
- 1998.  rvores brasileiras: manual de identifica o e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Nova Odessa, S.P., Brasil.
- Marod, D., Kutintara, U., Tanaka, H. & Nakashizuka, T. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. *Plant Ecology* 161: 41-57.
- Osunkoya, O. O., Ash, J. E., Hopkins, M. S. & Graham, A. W. 1992. Factors affecting survival of tree seedlings in North Queensland rainforests. *Oecologia* 91: 569-578.
- Pinard, M. A., Putz, F. E., Rumiz, D., Guzmán, R. & Jardim, A. 1999. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forests in Lomerio, Bolivia. *Forest Ecology and Management* 131: 201-213.
- Relva, M. A. & Veblen, T. T. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108: 27-40.
- Scariot, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology* 87: 66-76.

Scariot, A. & Sevilha, A. C. 2000. Diversidade, Estrutura e manejo de florestas decíduas e as estratégias para a conservação. Pages 183-188 in T. B. Cavalcanti and B. M. T. Walter, eds. Tópicos atuais em botânica: palestras convidadas do 51o Congresso Nacional de Botânica. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília.

Standish, R. J., Robertson, A. W. & Williams, P. A. 2001. The impact of an invasive weed *Tradescantia fluminensis* on native forest regeneration. *Journal of Applied Ecology* 38: 1253-1263.

Teketay, D. 1997. Seedling populations and regeneration of woody species in dry Afromontane forests of Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 98: 149-165.

Vieira, D. L. M. 2002. Efeitos da exploração madeireira na estrutura e regeneração de árvores de floresta estacional decidual. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

Fatores ambientais e seus efeitos sobre a população de *Euterpe edulis* (Martius) em um remanescente florestal do interior do Estado de São Paulo

Daniel Soler Huet^a; Rodolpho Antunes Mafei^b & Leila Cunha de Moura^c

^aGraduação em Ecologia, Instituto de Biociências, UNESP - Rio Claro (danielhuet@hotmail.com) ^bGraduação em Ecologia, Instituto de Biociências, UNESP - Rio Claro

^cProfª. Dra. do Departamento de Ecologia, UNESP - Rio Claro

1. Introdução

O palmito (*Euterpe edulis*) é uma palmeira nativa que ocorre no estrato médio da Floresta Ombrófila Densa, desde o Sul da Bahia (15° S) até o Norte do Rio Grande do Sul (30°S), com distribuição preferencial ao longo do litoral brasileiro, no Domínio da Floresta Tropical Atlântica, ocorrendo também na maior parte das formações Estacional Decidual e Semidecidual (Reis & Guerra, 1999). A espécie possui um reconhecido potencial de manejo, devido a um conjunto de características que são citadas por Reis e Reis (2000): ampla distribuição geográfica, grande intensidade na área de ocorrência, curto ciclo de vida, posicionamento no estrato médio da floresta, forte interação com a fauna e comercialização garantida. Estas características fazem do palmito uma espécie com potencial para conciliar os ideais de manejo e conservação florestal, possibilitando a extração para pequenos e grandes proprietários com mínimo de impacto, desde que elaborado um Plano de Manejo que corresponda à capacidade de regeneração da espécie (Reis & Reis, 2000).

Apesar da espécie ter sido amplamente estudada, muitos destes estudos são de caráter experimental, pouco tendo sido feito para caracterizar as populações naturais em relação ao seu crescimento e desenvolvimento, e muito pouco se sabe sobre os fatores que determinam o sucesso em cada uma das etapas do crescimento da planta (Tonetti, 1997).

No presente estudo analisou-se a distribuição do palmito em uma floresta higrófila localizada na Fazenda São José. Avaliaram-se, também, os fatores bióticos e abióticos que poderiam explicar essa distribuição, partindo-se do princípio de que a umidade do solo e a cobertura do estrato herbáceo, poderiam determinar a distribuição dos indivíduos de *Euterpe edulis*, principalmente no estágio de plântulas. A umidade influenciaria positivamente a distribuição de palmitos coincidindo assim com o estudos de Silva (1991), que encontrou maior abundância de palmitos em parcelas alagadas, enquanto que o segundo fator, a cobertura do estrato herbáceo, influenciaria negativamente o número de plântulas.

2. Método

A área de estudo localiza-se na Fazenda São José, entre os municípios de Rio Claro e Araras, interior do Estado de São Paulo. A Fazenda possui uma área de 580 hectares de vegetação natural dividida em três fragmentos de mata mesófila semidecidual (Pagano *et al.*

1975). No maior fragmento, com 230 ha, existe uma pequena mancha de floresta latifoliada higrófila de inundação quase permanente (Leitão-Filho, 1982), estabelecida sobre canais de drenagem que escoam para o Ribeirão Claro. Esse fragmento localiza-se na inserção das coordenadas 22°22' S e 47°28' W, entre as coordenadas UTM 7532Km N e 7524Km N e 237Km e 249Km (Toledo, 2001).

Na floresta higrófila observou-se uma diferenciação na ocorrência de palmitos, assim como na umidade superficial do solo, em função do afloramento do lençol freático. Esses fatores foram utilizados como critérios para a divisão da área em quatro blocos: 1) grande ocorrência de palmitos e solo seco superficialmente; 2) grande ocorrência de palmitos e solo permanentemente encharcado; 3) ocorrência de palmitos aparentemente menor e solo seco em superfície; 4) área mais perturbada, com dossel mais aberto e menos indivíduos de palmito.

Para a quantificação dos indivíduos, foi utilizado o método de parcelas (Muller-Dombois & Elleberg, 1974). Para cada um dos quatro blocos, foram alocadas cinco parcelas de 10 m x 10 m, totalizando 20 parcelas. Em cada parcela, foi quantificado o número de indivíduos de palmito, sendo que a divisão das classes de altura foi adaptada de Reis *et al.* (1996): Plântulas (até 10 cm de inserção da folha flecha), Jovens I (altura entre 0,3 e 1 m), Jovens II (altura entre 1,01 e 3 m), Imaturos I (altura entre 1,01 e 3 m), Imaturos II (altura entre 3,01 e 6 m) e Adultos (com a altura superior a 6 m). Também foram quantificados, por parcela, os indivíduos arbóreos (altura superior a 5 m e Diâmetro À Altura do Peito superior a 5 cm), a cobertura de dossel, a cobertura do estrato herbáceo e a umidade do solo.

A cobertura do dossel foi avaliada, por um densiômetro florestal, em cada um dos vértices de cada parcela. Para a cobertura do estrato herbáceo, utilizou-se uma quadrícula de 1 x 1 m, avaliando-se cinco pontos por parcela (5% da área da parcela). Também foram coletadas amostras superficiais de solo (0 a 20 cm de profundidade) em quatro pontos por parcela. As amostras foram homogeneizadas, pesadas e secas em estufa a 105 °C e pesadas novamente depois de secas. A umidade do solo foi obtida pela diferença entre o peso fresco e o peso seco.

Para a relação entre abundância de indivíduos, variáveis bióticas e ambientais utilizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). A ANOVA foi utilizada quando os dados apresentaram homogeneidade na variância e distribuição normal. O Teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para quando os dados não obedeciam a esses requisitos.

3. Resultados e Discussão

O palmito apresentou distribuição diferenciada ao longo da área, sendo que os dois primeiros blocos apresentaram um número total maior de indivíduos e estrutura do tipo "J reverso", com um grande número de plântulas. A densidade total dos indivíduos, por hectare, nas diferentes classes de altura, foi de 8430 Plântulas, 2265 Jovens I, 1630 Jovens II, 1085 Imaturos I, 665 Imaturos II e 485 Adultos. Estes indivíduos apresentaram distribuição agregada para ambos os índices de dispersão utilizados, que foram: Índice de Variância sobre a Média (baseado na distribuição de Poisson) e o Índice de Morisita Padronizado.

As análises determinaram que não há diferença significativa para a quantidade de indivíduos Imaturos II entre os quatro blocos. O mesmo foi observado para indivíduos Arbóreos. Entretanto, foram observadas diferenças significativas para quantidade de Plântulas (blocos 1 e 2, diferenciados dos blocos 3 e 4, sendo respectivamente 25,50%, 66,96%, 4,98% e 2,55% as freqüências absolutas de plântulas para cada bloco), de Jovens I (novamente os blocos 1 e 2 se separaram dos blocos 3 e 4, com o primeiro conjunto de blocos somando 77,26% da freqüência absoluta de jovens I), Jovens II (com o bloco 1 diferenciado dos blocos 2 e 4, com as freqüências absolutas sendo de 41,41%, 18,40% e 9,50%, respectivamente), de Imaturos I (bloco 1 com 38,25% da freqüência

absoluta desta classe diferenciando-se do bloco 4 com 8,76%) e de Adultos (bloco 1, com 42,27 % de frequência absoluta de adultos, que diferenciou-se do bloco 4 com 6,18%). As diferenças também foram verificadas com relação à abertura de dossel (bloco 4, com perturbações visíveis, diferente dos demais), para o estrato herbáceo (bloco 1 menos denso que os demais) e umidade (bloco 2, com solo encharcado, diferente dos outros).

A estrutura do tipo “J reverso” encontrada na população é semelhante à estrutura encontrada por Reis (1996, *apud* Reis *et al.*, 2000) na Floresta Ombrófila Densa de Blumenau – SC, e é considerada comum para populações estáveis com potencial de regeneração constante (Agren & Zagckrisson 1990 *apud* Silva, 1991).

A cobertura do estrato herbáceo parece que não influenciou na distribuição e abundância de plântulas, como se esperava na hipótese inicial, uma vez que o bloco 1 (com menor cobertura) apresentou densidade muito inferior de plântulas do que o bloco 2 e os blocos 2 e 4, com valores próximos de cobertura herbácea, diferiram completamente em relação ao número de plântulas. No entanto não podemos chegar a nenhuma conclusão, já que o bloco 2 é o bloco encharcado e o fator umidade do solo pode ter exercido influências mais fortes que a cobertura do estrato herbáceo.

A maior abundância de Plântulas e Jovens I de palmito nos blocos 1 e 2 parece indicar que os indivíduos, nesses estágios iniciais, preferem solos com maior saturação hídrica e áreas mais sombreadas, visto que o bloco 2 apresenta-se mais encharcado e os blocos 1 e 2 apresentaram maior cobertura de dossel. A primeira hipótese corrobora com o estudo de Silva (1991), que também encontrou maior quantidade de plântulas nas parcelas alagadas, quando comparadas com outras parcelas menos úmidas ou secas, em uma floresta higrófila na região de Campinas. A cobertura do dossel também parece influenciar na distribuição dos indivíduos de palmitos, principalmente nas classes de Imaturos I e Adultos, visto que essas duas classes de altura se diferenciaram principalmente entre os blocos 1 e 4, uma vez que o bloco 4 (com menor cobertura de dossel) apresentou uma menor densidade de indivíduos.

4. Conclusão

Foi possível estabelecer uma relação da ocorrência de Plântulas e Jovens I com a saturação hídrica do solo, na qual a maior abundância de indivíduos nessas classes de altura estão associadas aos solos com maior saturação hídrica. Já os indivíduos Imaturos II e Adultos apresentaram maior abundância nos blocos com maior cobertura de dossel.

Agradecimentos: A Aloysio de Pádua Teixeira pela leitura do trabalho e sugestões; e a Luís Francisco Coelho pela ajuda nas análises estatísticas.

5. Referências Bibliográficas

- Leitão-Filho, H.F. (1982). Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. *Anais do 1º Congresso sobre Essências Nativas*, 1:197 -206.
- Muller-Dombois, D., Ellemberg, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. Nw York: Willey and Sons. 574p.
- Reis, M. S., Conte R.; Reis, A.; Mantovani, A.; Mariot, A. Fantini, A. C. Nodari, R. O. (2000). Dinâmica da regeneração natural de *Euterpe edulis*, in *Euterpe edulis* Martius – (Palmito): biologia, conservação e manejo. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. Reis, M. S. & Reis, A Reis, M. S. & Reis, A (Editores)
- Reis, M. S. & Guerra, M. P. (1999). *Euterpe edulis* Martius (Palmito). Florianópolis: Projeto “Inventário dos Recursos Florestais da Mata Atlântica”.
- Reis, M. S. & Reis, A. (Editores), 2000 *Euterpe edulis* Martius – (Palmito): biologia, conservação e manejo – Apresentação. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.
- Reis, A., Kageyama, P. Y., Reis, M. S. dos, Fantini, A. (1996). Demografia de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana, em Blumenau (SC). *Sellowia*, Itajaí,

SC, 13-45.

Silva, D. M. da, (1991). Estrutura de Tamanho e Padrão Espacial de uma População de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) em Mata Mesófila Semidecídua no Município de Campinas, SP. Tese de Mestrado, UNICAMP, Campinas. 59p.

Toledo, R. M. de, (2001). Subsídios ao planejamento do corretor ecológico “Mata São José – Horto Floresta Edmundo Navarro de Andrade”, Rio Claro – Araras. Trabalho de Conclusão de Curso, UNESP, Rio Claro, p4.

Tonetti, E. L. (1997). Estrutura da população, crescimento e dinâmica do banco de plântulas e fenologia reprodutiva de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) num trecho da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas do município de Paranaguá, PR. Tese de mestrado, UFPR, Curitiba, p2.

Estudo da Viabilidade de Projetos de Carbono Social na Região do Pontal do Paranapanema: Estimativas de biomassa dos fragmentos florestais com diferentes estados de conservação

Eduardo Humberto Ditt¹, Dilermando Pereira Lima Junior² & Paulo De Marco Júnior²

¹-Instituto de Pesquisas Ecológicas, eduditt@ipe.org.br

²Laboratório de Ecologia Quantitativa, Universidade Federal de Viçosa, dilerbio@hotmail.com

1. Introdução

Atualmente, problemas originados pelo aquecimento global pressionam diversas nações do mundo a discutir maneiras para amenizar seus efeitos. Com este propósito, encontros mundiais estão sendo realizados para a discussão das mudanças climáticas (Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima; Protocolo de Kyoto) a fim de se diminuir níveis de emissão de gases a patamares aceitáveis aos ecossistemas globais.

O artigo 12 do Protocolo de Kyoto regulamenta o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Este mecanismo consiste em utilizar os serviços de países em desenvolvimento para compensar emissões dos países desenvolvidos com o compromisso de redução.

Com esse enfoque, estão em andamento no Brasil vários projetos de ação climática baseados no plantio de árvores para a remoção de dióxido de carbono (CO₂) da atmosfera. Encontra-se em implantação um projeto nesse intuito no Pontal do Paranapanema, oeste do Estado de São Paulo, com o objetivo misto de (i) estimular a implementação de sistemas agroflorestais e a recuperação das reservas legais e das áreas de preservação permanente nos lotes dos assentamentos de reforma agrária, (ii) criar corredores ecológicos e (iii) viabilizar sistemas sustentáveis de produção para os assentados da reforma agrária. O presente estudo tem por objetivo calcular a biomassa (estimadora de estoques de carbono) em fragmentos florestais da região, e servirá como referência para outros locais com as mesmas características. Assim podemos determinar o valor da recuperação de áreas desflorestadas da região, mediante a implementação de projetos de ação climática. Dentro desse estudo testaremos se fragmentos com diferentes graus de impacto possuem diferentes estoques de carbono.

2. Metodologia

Doze fragmentos florestais do Pontal do Paranapanema com Áreas entre 330 e 2000 hectares foram selecionados para a realização deste estudo. Coletaram-se dados de vegetação através do método de quadrantes discutido por Martins (1979). Em cada fragmento foram estabelecidos 25 pontos de quadrantes. A distribuição dos pontos foi de forma aleatória respeitando-se as seguintes regras: (i) Evitaram-se pontos de amostragem em regiões com efeito de borda mais pronunciável, nunca a uma distância menor que 100 metros do limite da floresta; (ii) Antes do estabelecimento dos pontos de amostragem, percorreu-se a borda da floresta e as

trilhas nelas existentes para identificação de possíveis trechos não representativos; (iii) Em casos de alta heterogeneidade na fisionomia da floresta os 25 pontos de amostra foram distribuídos de forma mais ampla possível. A partir da identificação das árvores correspondentes ao dossel amostradas em cada fragmento, investigaram-se as variações na sua composição. Os indivíduos amostrados foram então categorizados de acordo com as características sucessionais das espécies.

Para avaliar a estrutura do dossel de cada fragmento coletaram-se dados como a distância do ponto do caule da árvore até a árvore mais próxima, perímetro do caule a uma altura de 1,30m (PAP) das árvores com PAP maior que 32 centímetros, além altura total das árvores.

Na classificação de acordo com estado de conservação utilizaram-se os dados de fitossociologia coletados nos fragmentos e comparados entre si para estipular quais fragmentos possuem melhor estado de conservação. De acordo com o grau de conservação os fragmentos foram divididos em 4 grupos, sendo o grupo 1 mais conservado e o grupo 4 com pior estado de conservação. Os grupos 3 e 4 possuem características intermediárias de conservação.

Para a estimativa da biomassa da parte aérea dos fragmentos florestais, primeiramente foram recolhidos da literatura todos os dados encontrados sobre a densidade madeira das espécies que ocorrem na região. Quando não foram encontrados dados de densidade relativos a determinadas espécies que ocorrem na região, fizemos o uso das médias aritméticas das densidades conhecidas de espécies do mesmo gênero. O pressuposto nesse procedimento, e que possivelmente é satisfeito na natureza, é que espécies próximas filogeneticamente compartilham maior semelhança na densidade de sua madeira.

3. Resultados

Um total de 134 espécies de árvores foram amostradas na região. Das espécies presentes nos fragmentos 18 têm informações de densidade recolhidos da literatura, 57 têm espécies do mesmo gênero com dados publicados e 48 espécies tiveram de ser estimadas a partir da média das espécies presentes.

Para os fragmentos que possuem melhor estado de conservação (grupo 1) a estimativa de biomassa da parte aérea foi 232,2 toneladas por hectare, para um estoque total de carbono 150,5 toneladas por hectare. Para o grupo 2 a estimativa foi de 97,2 para a biomassa da parte aérea e um total de carbono estocado de 63,3 toneladas. No grupo 3 a estimativa de biomassa foi de 86,6 toneladas e um estoque total de carbono 56,1. O último grupo apresentou 179,8 toneladas de biomassa por hectare correspondente a parte aérea e 116,1 toneladas de carbono estocado. Considerando todos os fragmentos estudados temos uma biomassa média de 145,6 toneladas e um estoque total de carbono de 94,3 toneladas por hectare.

Os resultados não mostram uma ordenação linear da biomassa, mas evidenciam que a área mais conservada apresenta uma quantidade total de carbono muito maior que as outras áreas.

4. Discussão

A média de 145,6 toneladas de carbono por hectare é um valor que pode ser considerado para a floresta estacional semidecídua no Pontal do Paranapanema. Em outras situações, já foram encontrados valores diversos, como 50ton/hectare para florestas abertas e 282 para florestas densas (BROWN & LUGO, 1984; BROWN *et al.*, 1989; FEARNSIDE, 1992). Ainda são necessários maiores estudos para gerar informações básicas com densidade do fuste para aquelas espécies que ainda não apresentam dados disponíveis, além da melhores ajustes das equações.

O melhoramento gradual das estimativas nas próximas etapas incluirá a verificação em campo da quantidade de carbono encontrada no solo, a biomassa da serapilheira, biomassa das raízes e ainda as estimativas para árvores pequenas usando o modelo exponencial de HARIPRIYA (2002).

Quanto às estimativas relacionadas a diferentes estados de conservação, é interessante notar que os fragmentos agrupados em estados intermediários de conservação possuem valores de biomassa e carbono estocado menores que os fragmentos mais impactados, representados pelo grupo 4. Isso provavelmente se deve à exploração madeireira nesses fragmentos que resultou na exclusão de árvores com maiores circunferências. Estas deixaram de ser representantes do dossel

O estudo é importante, pois, são as referências de quanto pode se estocado na região e quanto será com o aumento das áreas reflorestadas pelo projeto durante seu processo de implantação. Além do benefício de retirada de carbono da atmosfera temos ainda o benefício conservacionista, pois, haverá o aumento de áreas com cobertura florestal que poderão ser exploradas pela fauna local que incluiu grandes mamíferos e espécies endêmicas do estado de São Paulo como mico-leão-preto. Se florestas mais conservadas representam áreas de maior estoque de carbono, ações conservacionistas visando aumentar a qualidade de mata secundária na região, mantendo o processo de sucessão ecológica, além de aumentar seu valor conservacionista (aumentando a chance de sobrevivência de espécies em perigo na região) também representam vantagem em projetos de ação climática.

As estimativas aqui apresentadas servem de referência para a quantificação de carbono em florestas tropicais com características semelhantes e para ações conservacionistas na área do Pontal do Paranapanema.

Agradecimentos:

Agradecemos à *The Nature Conservancy*, ao *Instituto Internacional de Educação do Brasil* e ao *Fundo Nacional do Meio Ambiente*. Foi graças ao apoio dessas instituições e de seus representantes que nosso projeto vem sendo viabilizado no Pontal do Paranapanema.

5. Referências

- BROWN, S., GILLESPIE, A. J. R. & LUGO, A. E. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 15:881-902.
- BROWN, S. & LUGO, A. E. 1984. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. *Science* 223:1290-1293.
- FEARNSIDE, P. M. 1992. Biomass of Brazil's amazonian forests: reply to brown and lugo revisited
- HARIPRIYA, G. S. 2002. Biomass carbon of truncated diameter classes in Indian forests. *Forest Ecology and Management* 168:1-13.
- MARTINS, F. R. 1979. O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do Estado de São Paulo, Parque Estadual de Vassununga. USP PG - CO - AD -.

Ecologia trófica de *Bryconamericus* sp. (Pisces – Characiformes) na área de influência do reservatório da UHE – Guaporé, MT.

*Eliete F. da Silva*¹ & *Cesar E. de Melo*¹

¹ *Universidade do Estado de Mato Grosso. Campus Universitário de Nova Xavantina. Lab. de Ictiologia e Limnologia. (eti_silva@yahoo.com.br & meloce@yahoo.com).*

1. Introdução

Characiformes é o grupo dominante entre os peixes de água doce da América do Sul (Britski, Silimon e Lopes 1999) e morfológicamente o grupo mais diversificado de peixes amazônicos (Goulding 1980).

A família Characidae engloba maior número de espécies que todas as demais famílias de Characiformes reunidas, sendo ecologicamente a mais abundante (Santos, Jegu e Merona 1984; Goulding 1980). A maioria das espécies ocorre na região Neotropical e possui pequeno porte (Buckup 1999). Os peixes desta família apresentam uma extraordinária diversidade de formas e tamanhos (Ferreira, Zuanon e Santos 1998). Tetragnopterinae é a subfamília

de Characidae que reúne maior número de gêneros e espécies e também a mais complexa (Britski, Silimon e Lopes 1999).

Bryconamericus sp. é uma das espécies de Tetragonopterinae de mais ampla distribuição, utilizando frequentemente recursos alimentares associados a áreas marginais (Melo 2000).

O estudo da utilização do alimento, além de proporcionar um campo interessante para a discussão de aspectos teóricos, como a substituição das espécies através dos componentes espacial, temporal e trófico do nicho, atende a outros propósitos tais como conhecimento básico de biologia das espécies, compreensão da organização trófica do ecossistema e conhecimento quantitativo dos mecanismos biológicos de interação entre espécies, como predação, competição etc. (Esteves e Aranha 1999).

As informações existentes acerca das preferências alimentares em rios e riachos tropicais apontam para a falta de especialização em relação aos alimentos utilizados, sendo que o alimento alóctone, principalmente insetos terrestre, tem sido considerado mais importante (Knöppel 1970; Lowe-McConnell 1975; Soares 1979).

O presente trabalho visa analisar qualitativa e quantitativamente a alimentação dos peixes pertencentes à espécie *Bryconamericus* sp., capturados na área de influência da UHE – Guaporé, antes do fechamento da barragem.

2. Métodos

As coletas foram realizadas no Rio Guaporé, Estado de Mato Grosso, na área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica Guaporé (UHE - Guaporé). Foram demarcados quatro pontos para amostragem: ponto I, localizado no Ribeirão Machado, tributário do Rio Guaporé, acima da cota de inundação do reservatório; pontos II e III, à montante da barragem da UHE – Guaporé, onde futuramente será o reservatório, e ponto IV, à jusante da barragem. Estes pontos foram amostrados periodicamente a cada dois meses, entre dezembro de 2001 e setembro de 2002. Os equipamentos utilizados para tal foram puçá e rede de arrasto. Logo após a captura, ainda em campo, os espécimes foram fixados com solução de formol a 10% e posteriormente, em laboratório, foram conservados em álcool a 70 %.

Na análise do conteúdo estomacal foram utilizados estereomicroscópio e microscópio ótico comum. A identificação dos itens alimentares se deu até o menor nível taxonômico possível. Para análise quantitativa dos itens, utilizou-se o método volumétrico, que consiste na medida do volume de cada item alimentar em placa de petri, sobre papel milimetrado.

3. Resultados e Discussão

Foram analisados 100 indivíduos de *Bryconamericus* sp. Na dieta desta espécie os principais itens alimentares foram insetos terrestres e aquáticos, que corresponderam a 29% e 25% da dieta, respectivamente. A identificação destes itens a níveis taxonômicos inferiores não foi possível por estarem muito fragmentados.

Dentre os itens identificados, os mais freqüentes em ocorrência foram formiga e adulto de Díptera, que representaram 34% e 24%, respectivamente, do total dos itens encontrados. Outros itens ocorreram em menor freqüência, como pupa de Díptera (17%), matéria vegetal, principalmente restos de frutos e sementes de vegetais terrestres, (15%), larvas de Díptera das famílias Ceratopogonidae (12%) e Chironomidae (5%), Coleoptera (5%), vespas (5%), entre outros de freqüência menos significante.

Os insetos estão entre os itens alimentares de peixes com maior quantidade de proteínas (Nico e Morales 1994) e, por serem de fácil captura, como é o caso de inseto terrestre que em ambiente aquático torna-se presa fácil, são amplamente procurados por peixes em córregos com vegetação marginal (Melo 1995). Isso explica a preferência de *Bryconamericus* sp. por este recurso. Além disso, os insetos funcionam, troficamente, como uma ponte entre as formas inacessíveis ou indigeríveis de produção primária e as comunidades de peixes (Lowe-McConnell 1999).

De acordo com Webster e Waide (1982), a mata de galeria

fornece grande quantidade de itens alóctones para córregos e é a grande fornecedora de alimento para sua fauna, sendo um dos componentes mais importantes na manutenção da qualidade do hábitat. A ocorrência elevada de formiga e a maior porcentagem volumétrica de insetos terrestres na dieta de *Bryconamericus* sp., além da ingestão de matéria vegetal terrestre, demonstram a importância da vegetação marginal para sua sobrevivência. A mata de galeria é importante para manutenção desta espécie, bem como de várias outras que utilizam recurso alimentar semelhante, não apenas por disponibilizar de forma direta o alimento, mas também por fornecer micro-habitats para pequenos invertebrados aquáticos que servem de alimento para esses peixes (Lima 2003). A mudança qualitativa na entrada alóctone afetará a disponibilidade de alimento para o consumo dos organismos (Webster e Waide 1982). Dessa forma, é possível afirmar que a retirada da vegetação marginal do Rio Guaporé para a construção do reservatório da usina, poderá acarretar alterações na população de *Bryconamericus* sp. Essa espécie pode vir a desaparecer no referido local, provavelmente sendo substituída por outras mais adaptadas às novas condições.

4. Conclusões

A dieta de *Bryconamericus* sp. é composta por uma variedade de itens, predominando, porém, insetos aquático e terrestre. A preferência por estes recursos deve-se, provavelmente, a sua riqueza em proteínas e, no caso de insetos terrestres, à facilidade de captura também.

O consumo de recursos alóctones demonstra a importância da vegetação marginal para a sobrevivência de *Bryconamericus* sp. Dessa forma é possível inferir que o desmatamento das margens do Rio Guaporé para a construção do reservatório da usina, poderá ocasionar uma drástica redução da população desta espécie, ou até mesmo seu desaparecimento, na área de influência do referido reservatório.

5.0 Referências Bibliográficas

- Britski, H.A.; Silimon, K.Z.S. & Lopes, B.S. (1999). *Peixes do Pantanal: Manual de Identificação*. EMBRAPA. Brasília, 184 p.
- Buckup, P.A. (1999). Sistemática e biogeografia de peixes de rios. In Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R.; Peres-Neto, P.R. (eds.) *Ecologia de Peixes de Riacho*, Série Oecologia Brasiliensis. vol. 6. Rio de Janeiro, 260 p.
- Esteves, K.E. & Aranha, J.M.R. (1999). Ecologia trófica de peixes de riachos. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres - Neto, P.R. (eds). *Ecologia de peixes de riachos*, Série Oecologia Brasiliensis. vol 6. Rio de Janeiro, 260 p.
- Ferreira, E.J.G.; Zuanon, F.A.S. & Santos, G.M. (1998). *Peixes comerciais do Médio Amazonas. Região de Santarém, Pará*. IBAMA. Brasília, 210 p.
- Goulding, M. (1980). *The Fishes and the Forest. Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press. Berkeley and Los Angeles, 280 p.
- Knöppel, H.A. (1970). Food of Central Amazonian Fishes. *Amazoniana* 2: 257-352.
- Lima, W.P. (2003). Relações Hidrológicas em Matas Ciliares. In Henry, R. (org.). *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. Rima. São Carlos, 293-300 p.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. *Estudo ecológico de comunidades de peixes tropicais*, EDVSP. São Paulo, 536 p.
- Melo, C.E. (1995). *Hábitos alimentares, diversidade de peixes e condições limnológicas córrego do cerrado, Barra do Garças-MT*. UFMT. Cuiabá, 176p.
- Melo, C.E. (2000). *Ecologia comparada da ictiofauna em córregos de cerrado do Brasil Central: bases para conservação das espécies*, UFSCar. São Carlos, 84 p.
- Santos, G.M.; Jegu, M. & Merona, B. (1984). *Catálogo de peixes*

comerciais do Baixo Rio Tocantins. ELETRONORTE/CNPq/INPA. Manaus, 83 p.

Soares, M.G.M. (1979). Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos peixes do Igarapé do Porto, Aripuanã, MT. *Acta Amazônica* 9(2): 325 – 352.

Webster, J.R. & Waide, J.B. (1982). Effects of forest clearcutting on leaf breakdown in a southern Appalachian stream. *Freshwater Biology* 12: 331-344.

Estrutura e diversidade da comunidade de epífitas do Parque Estadual “Mata dos Godoy”, Londrina, Paraná.

Elvis Hasmann de Camargo^a & José Marcelo Domingues Tórezan^{a,b}
^aLaboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas,
 Universidade Estadual de Londrina ^b(torezan@uel.br)

1. Introdução

O Estado do Paraná possuía mais de 80% de seu território coberto por florestas, e a área restante por campos e várzeas (SOS Mata Atlântica & INPE, 1993). Na região Norte restou apenas 2 a 3% da floresta original, que se concentram em pequenos fragmentos, em geral degradados por extração seletiva de madeira, fogo e efeitos de borda. Estas formas de degradação concorrem para alterações microclimáticas (Kapos et al, 1993; Turton & Freiburger, 1997), que tem impacto diferencial sobre a biota, atingindo de modo mais intenso organismos como as epífitas (Benzing, 1986).

Epífitas são plantas que utilizam outro vegetal como suporte, chamado de forófito, sem parasitá-lo e estando desconectadas do solo. As epífitas vasculares se distribuem em 84 famílias, 879 gêneros e mais de 23000 espécies (Kress, 1989) e representam até 50% do total de espécies vasculares (Kersten, 2001). Trata-se de uma das principais fontes de diversidade biológica, influenciando na ciclagem de água e nutrientes da floresta, e na sua produtividade (Hofstede *et al.*, 1993). Também são fontes de recursos para a fauna, através de frugivoria e herbivoria (Benzing, 1995).

As epífitas distribuem-se de forma irregular ao longo dos forófitos, apresentando uma variação vertical, tanto nas espécies encontradas, quanto no número de indivíduos (Waechter, 1998). Isto resulta na ocupação dos diversos microhabitats definidos pela estratificação florestal. Desse modo, os fatores que podem influenciar os padrões de distribuição e abundância das epífitas nas florestas tropicais relacionam-se às variações de luminosidade, temperatura e umidade, em forma de um gradiente dessas variáveis entre o dossel e o solo. Essas variações microclimáticas podem ser consideráveis, mesmo a pequenas distâncias, interferindo de modo decisivo sobre os microhabitats. A arquitetura, o porte, a inclinação e as características físico-químicas da casca dos forófitos, também podem influenciar na composição desses microhabitats.

A estratificação vertical é a separação, em camadas, dos distintos grupos de espécies vegetais que compõem a floresta. De acordo com Silveira (1993), o perfil da vegetação da floresta estacional no Norte do Paraná indica uma estratificação heterogênea. Em geral, encontramos um estrato herbáceo-arbustivo até os 4 metros, o subosque dos 4 aos 12 metros, e o dossel dos 12 aos 25 metros, mas pode ser difícil distinguir claramente estes estratos. A partir dos 25m se encontram as emergentes, até os 40 metros.

Os objetivos deste trabalho são realizar um levantamento das epífitas do Parque Estadual “Mata dos Godoy”, estudar a estrutura da comunidade e os aspectos da ecologia dos táxons mais comuns, visando identificar grupos de espécies quanto à sensibilidade à degradação ambiental.

2. Métodos

O Parque Estadual “Mata dos Godoy” (PEMG) localiza-se no município de Londrina e possui 670 ha legalmente protegidos, parte de um fragmento com área total de cerca de 2.800 ha. O

PEMG, localizado nas coordenadas 23° 27'S e 51°15'W, é uma ilha de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, circundada por terras cultivadas, pastagens, áreas de floresta secundária e re-florestamento. Conta com um curso d'água permanente, o ribeirão dos Apertados, que delimita o Sul do Parque. A cobertura florestal apresenta variações na estrutura, especialmente no grau de abertura do dossel e na frequência de clareiras (Silveira, 1993). A altitude varia de 500 a 600m s.n.m., e o clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo subtropical úmido (Cfa). A média anual da temperatura é de 20,9° C e da precipitação 1.615 mm.

Foi empregado o método de parcelas, distribuídas em 3 transectos com dimensões de 100 x 5m, abrangendo uma área total de 1500 m². Cada transecto foi subdividido em 20 parcelas de 10 x 2,5m, ou seja, 25 m² cada. Foram escolhidos locais a 100m ou mais do limite exterior do fragmento para implantação dos transectos. Foram amostradas todas as epífitas vasculares em forófitos cujas bases estivessem dentro da área delimitada pela parcela.

A observação da altura dos indivíduos foi utilizada para a análise da estratificação, realizada de duas maneiras. A partir dos estratos definidos a priori (Silveira, 1993), testamos as diferenças na frequência de cada espécie nos estratos, utilizando o teste do X² (qui-quadrado) (Beiguelman, 1996). A riqueza de espécies foi calculada através da média dos transectos, comparada com o auxílio do teste “t” (Student) (Beiguelman, 1996).

A outra forma utilizada para análise da estratificação foi através da distribuição das epífitas por altura. Foram identificadas as alturas máximas, médias e mínimas das diferentes espécies, identificando possíveis agrupamentos e formação de estratos pelas epífitas. As distribuições das frequências de altura em relação ao solo das espécies mais abundantes foram analisadas através de histogramas, buscando identificar uma altura “típica” da espécie analisada.

Foram feitas observações do tamanho dos indivíduos, os quais obedeceram a uma escala ordinal (de 1, para ocorrências muito tímidas, a 5, para ocorrências muito volumosas), e do hábito do forófito (lianas, arbustos, arvoretas, árvores do dossel ou árvores emergentes).

A identificação, em campo, dos indivíduos foi feita com o auxílio de fotografias de indivíduos vivos e de exsicatas. Os indivíduos que não puderam ser identificados em campo foram coletados, prensados e secos para determinação taxonômica no herbário da Universidade Estadual de Londrina.

Para a quantificação da diversidade das epífitas do PEMG foi utilizado o índice de diversidade de Shannon e para a similaridade o índice de Sorensen (Ludwig & Reynolds, 1988). Para a análise e descrição da estrutura da vegetação foram utilizadas as seguintes variáveis: o número de indivíduos de cada espécie, a densidade total destes por unidade de área, a densidade específica e a densidade relativa.

3. Discussão e Resultados

No levantamento da área de 1500 m², foram registradas 1228 ocorrências de epífitas vasculares, representadas por 8 famílias, 19 gêneros e 41 espécies. A família com maior riqueza florística foi Orchidaceae com 7 gêneros e 12 espécies, cerca de 37 % e 29% respectivamente. As famílias com maior abundância foram Piperaceae, com 512 indivíduos, representando cerca de 42% dos indivíduos amostrados, seguida de Orchidaceae com 242 indivíduos ou 20% da amostra. As Pteridófitas contribuíram com 230 ocorrências, distribuídas em Polypodiaceae, 17%, Aspleniaceae 1,5% e Hymenophyllaceae com 0,33%. Cactaceae contribuiu com 157 ocorrências ou 13%, Bromeliaceae com 58 ocorrências ou 4,7% e Gesneriaceae com 26 ocorrências ou 2,12%. A riqueza de espécies é pequena, quando comparado com inventários de epífitas em florestas ombrófilas, como os realizados por Kersten (2001), Kersten (2002) e Waechter (1998) que obtiveram 77, 51 e 53 espécies respectivamente.

A densidade total na área amostrada foi de 1 epífita para cada 1,5 m². Piperaceae foi a família com a maior densidade específica,

cerca de 1 indivíduo a cada 2,9 m², seguida de Orchidaceae com 1 indivíduo a cada 6,1 m² e Polypodiaceae com 1 indivíduo a cada 7,4 m². A densidade total de epífitas na área é considerada alta quando comparada com Kersten (2001), que obteve 1 epífita a cada 2 m². Os índices de diversidade de Shannon nos transectos 1, 2 e 3 foram respectivamente H' = 2,970, H' = 2,245 e H' = 2,077. Na área total H' foi estimado em 2,538, mais baixo quando comparado com Kersten (2001) que obteve H' = 3,609 e Kersten (2002) com H' = 2,706. Waechter (1998) obteve H' = 2,990.

Os índices de similaridade de Sorensen encontrados entre os transectos 1 e 2, 2 e 3, e 1 e 3 foram 0,6, 0,47 e 0,46 respectivamente, indicando uma certa heterogeneidade entre os transectos, provavelmente resultado das variações na estrutura da floresta.

A distribuição das epífitas nos estratos ocorreu da seguinte forma: 76% das espécies ocorreram no estrato herbáceo-arbustivo, 60% ocorreram no subosque, 28% ocorreram no dossel e 10% nas emergentes, sendo que 55% das espécies apareceram em mais de um estrato.

4. Conclusões

Os microhabitats ocupados pelas epífitas têm como características comuns a rápida percolação da água e grande lixiviação de nutrientes. Por esses motivos, locais com precipitação intensa e regular, associado com temperaturas mais ou menos elevadas, favorecem o desenvolvimento de comunidades epifíticas (Waechter, 1998). A sazonalidade climática característica da nossa região, com duas estações bem definidas, uma seca e fria (inverno) e outra quente e chuvosa (verão, com o dobro da precipitação do inverno), e a estrutura da floresta estacional (menos densa, quando comparada à floresta ombrófila) podem ser apontadas como fatores importantes que limitam o desenvolvimento de espécies epifíticas, constatado pelo menor índice de diversidade de Shannon e menor riqueza de espécies, uma vez que estas dependem, em maior ou menor grau, da umidade atmosférica para captação de água e nutrientes necessários a sua sobrevivência.

A distribuição da altura das epífitas nos indica que a maior diversidade ocorre nos estratos mais baixos, pois como a vegetação é heterogênea devido à formação de clareiras, ocorrem variações nos microhabitats a uma mesma altura. Assim algumas espécies que ocorrem em alturas elevadas, como *Pleopeltis angusta* e *Lepismium linearis*, terão condições de se desenvolver em alturas mais baixas em áreas com clareiras, variando consideravelmente a distribuição destes indivíduos. Por outro lado, as espécies que ocorrem nos estratos inferiores, como *Campylocentrum ulei* e *Lankesterela ceratifolia*, as quais dependem de alta umidade, terão condições menos favoráveis de sobrevivência nessas áreas. Nas áreas com clareiras, transecto 2 e 3, a diversidade é limitada, comprovada pelo índice de Shannon calculado em cada transecto.

Apesar de serem responsáveis por parte significativa da diversidade das florestas, as epífitas são ainda pouco estudadas quando comparadas a outros componentes destas florestas. Isto se deve principalmente ao difícil acesso a esses indivíduos.

5. Referências bibliográficas

Beiguelman, B. (1996). **Curso prático de bioestatística. Revista brasileira de genética, São Paulo.**

Benzing, D.H. (1986). **The vegetative basis of vascular epiphytism. Selbyana 9: 23-43.**

Benzing, D.H. (1995). **The physical mosaic and plant variety in forest canopies. Selbyana 16(2): 159-168.**

Hofstede, R.G.M.; Wolf, J.H.D. & Benzing, D.H. (1993). **Epiphytic biomass and nutrient status of a Colombian upper montane rain forest. Selbyana 14:37-45.**

Kapos, V., Ganade, G., Matsui, E. and R.L. Victoria (1993). **$\delta^{13}C$ as an indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. Journal of Ecology 81: 425-432**

Kersten, R.A. (2001). **Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. Revista brasileira de Botânica, São Paulo, V.24, n. 2, p.213-226.**

Kersten, R.A. (2002). **Florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta ombrófila mista aluvial do rio Barigüi, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, V. 25, n.3, p.259-267.**

Kress, W.J. (1989). **The systematic distribution of vascular epiphytes. In U. Lüttge (ed.) Vascular Plants as Epiphytes. Springer. Berlin, p. 234-262.**

Ludwig, J.A; Reynolds, J.F. (1988). **Statistical ecology: a primer on methods and computing. USA.**

Silveira, M. (1993). **Estrutura Vegetacional em uma toposequência no Parque Estadual "Mata dos Godoy", Londrina - PR. Curitiba. 2-19p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná - UFPR.**

SOS Mata Atlântica & INPE. (1993). **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica. SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, Brasil.**

Turton, S.M. & H.J. Freiburger (1997). **Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia. in: Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard, Jr. (eds). Tropical forest remnants, Chicago University Press, Chicago, 45-54.**

Waechter, J.L. (1998). **Epifitismo vascular em uma floresta de restinga do Brasil Subtropical. Revista Ciência e Natura 20:43-66.**

A Colonização Inicial do Entorno de Fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua

Emilia Itakawa^a & Waldir Mantovani^b

^a Mestre Ecologia - Universidade de São Paulo

(emitkw@starmedia.com)^b Universidade de São Paulo

1.Introdução

Fragmentos florestais são fontes de propágulos na colonização de seu entorno e o padrão dessa regeneração natural dependerá de características ambientais, tanto do meio físico e biológico, como das espécies vegetais disponíveis para a colonização. Quanto mais distante do fragmento e mais perturbada for a área degradada, mais lenta será a recuperação natural. Este estudo analisa a colonização inicial no entorno de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, discutindo a regeneração inicial em tempos diferentes de perturbação pelo fogo, em substratos com características diferenciadas e em diferentes distâncias da borda do fragmento.

2.Materiais e Métodos

A Floresta Nacional (FLONA) de Ipanema é uma Unidade de Conservação do IBAMA, que foi estabelecida pelo decreto n° 530, de 20 de maio de 1992 e está situada próxima a 23°26'S e 47°37'W, no município de Iperó, a cerca de 125 km de São Paulo. Antes pertencente ao Ministério da Agricultura, a área de aproximadamente 5.069,73 ha abriga importantes monumentos históricos do início da siderurgia brasileira, entre os quais está a primeira represa construída nas Américas (Albuquerque, 1999).

Pela classificação de Köppen, o clima da região é "Cfa", subtropical quente, constantemente úmido, com precipitação do mês mais seco ente 30 e 60 mm, inverno menos seco do que a faixa imediatamente ao norte, sob clima "Cwa", onde o mês mais seco tem precipitação menor que 30 mm. O mês mais quente tem temperatura média superior a 22°C e o mês mais frio, temperatura inferior a 18°C.

A FLONA de Ipanema contém a maior área de floresta da região, não tendo muitos fragmentos vizinhos de grandes proporções que possam colaborar à regeneração florestal. Sofreu ação de

queimadas recentes, sendo a última em julho de 2000 e a de maior proporção em setembro de 1981 (O Estado de São Paulo, 2000, Diário de Sorocaba, 1981).

Toda a área é de vegetação secundária, já que com as diversas fases de empreendimentos siderúrgicos na região as árvores foram derrubadas e só no século XIX começou a formar-se novamente uma floresta. Atualmente contém árvores de porte médio que têm, na maioria, menos de 60 anos (Salazar 1997), e seu espaço é dividido entre integrantes do Movimento dos Sem Terra, pastos, Cerrado, vegetação herbácea ruderal e plantação de eucaliptos, restando aproximadamente 1.388 ha da cobertura florestal de Mata Mesófila Semidecídua, com porções de Mata Ciliar presentes nas áreas marginais dos cursos d'água (Albuquerque, 1999).

Foi selecionada uma área de solo desenvolvido, no topo de morro (SP), e duas áreas em substrato rochoso (RN), mais raso, sendo uma delas atingida por queimada (RQ) em 2000, um ano antes do início deste trabalho. Em cada uma das três áreas foram estabelecidas 10 transeções, dispostas perpendicularmente à borda de fragmentos com aproximadamente a mesma idade de regeneração, a uma distância mínima de 15 m entre si, evitando locais com adultos remanescentes. Tomando-se a transeção como linha base, foram demarcadas três parcelas retangulares de 5x2,5 m, posicionadas a 5, 10 e 15 m de distância do fragmento. No total, foram distribuídas 90 parcelas de 12,5 m², nas três situações estudadas.

Foram amostradas plantas arbustivas e arbóreas com mais de 50 cm de altura. Foi observada a ocorrência de gramíneas e outras plantas herbáceas em cada parcela amostrada, para descrição do local e discussão de interferência na colonização inicial.

O volume de vegetação foi calculado indiretamente pela área basal e altura dos indivíduos.

3. Resultados e Discussão

Foram amostradas 154 plantas arbustivas e arbóreas de 27 espécies e 18 famílias. As famílias mais numerosas foram Solanaceae com 41 indivíduos, Fabaceae (26 indivíduos) e Apocynaceae e Asteraceae (11 indivíduos cada), e as com maiores números de espécies foram Asteraceae e Fabaceae (quatro espécies), Solanaceae e Mimosaceae (três espécies) e Myrtaceae (duas espécies).

Os números de indivíduos praticamente não diferiram entre a área SP, de solo profundo, e RQ, área rochosa queimada recentemente (58 e 55, respectivamente). Isso devido à grande concentração de *Solanum paniculatum* na área RQ. O menor número de indivíduos foi encontrado em RN (41).

Quanto ao número de espécies, a área SP mostrou a maior riqueza, seguida de RN e RQ, respectivamente, o que era esperado, considerando as características das áreas.

O número de indivíduos diminuiu na maior distância do fragmento, logo, os propágulos vindos do fragmento podem estar colonizando com mais eficiência mais próximo da borda.

Em SP foram encontrados 17 espécies, em RN, onze espécies e em RQ, apenas sete. O menor número foi encontrado na distância intermediária, de 10m, em todas as áreas. Em SP a maior riqueza foi encontrada mais próximo do fragmento (onze espécies). Em RN a riqueza foi a mesma a 5 e 15m (seis espécies). Em RQ na maior distância encontrou-se o maior número de espécies (cinco).

Na área SP foi encontrado o maior volume de vegetação, seguido das áreas RN e RQ. A menor distância da área SP apresentou o menor volume, apesar de conter o maior número de indivíduos, mostrando que estes são de pequeno porte. Nas duas áreas rochosas o volume diminuiu à medida que a distância do fragmento aumentou.

Algumas parcelas da área SP se apresentaram tomadas por *Pteridium aquilinum* e praticamente nenhuma plântula de outra espécie foi encontrada neste local, já que esta espécie produz substâncias alelopáticas e também sombreia o solo, impedindo o estabelecimento de outras espécies vegetais no local.

A área RN, não atingida pela queimada recente, apresentou-se

intensamente colonizada por *Melinis minutiflora*, porém continha maior número de espécies do que RQ, que não apresentou nenhuma camada de herbáceas sobre o solo, mas estava colonizada por *Ambrosia polystachya*, *Baccharis dracunculifolia* e *Indigofera truxilensis*. O fogo, tendo eliminado a vegetação, permitiu que essas espécies pioneiras colonizassem o local e se desenvolvessem rapidamente após a degradação.

4. Conclusões

Há um padrão de colonização quanto à abundância de indivíduos mas não quanto à riqueza de espécies em relação à distância do fragmento até 15m.

O tipo de substrato e a ocorrência de fogo interferem nas características da estrutura, quanto ao volume de vegetação e riqueza de espécies, mas não na abundância de indivíduos na regeneração inicial.

5. Bibliografia

Albuquerque, G. B. (1999). *Floresta Nacional de Ipanema: caracterização da vegetação em dois trechos distintos do Morro de Araçoiaba, Iperó (SP)*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.

Diário de Sorocaba. *Ipanema: recuperação da flora levará 10 anos*. Sorocaba, 18 set. 1981. p. 3.

Estado de São Paulo, O. *Incêndio destrói 600 hectares de mata em Iperó*. São Paulo, 08 jun. 2000. p. A19.

Salazar, J. M. (1997). *Araçoiaba & Ipanema: A história daquela maravilhosa região, desde as forjas de Afonso Sardinha até a Real Fábrica de Ferro*. Sorocaba: Gráfica e Editora Digipel.

Análise das correlações entre variáveis ambientais e os padrões de distribuição espacial do compartimento arbóreo-arbustivo em um remanescente de floresta estacional na Fazenda Beira Lago, Lavras, MG.

Evandro Luiz Mendonça Machado¹, Ary Teixeira de Oliveira-Filho¹, Warley Augusto Caldas Carvalho¹, Josival Santos Souza¹, Rosângela Alves Tristão Borém¹ e Luciana Botezelli¹

¹ Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras. (machadoelm@hotmail.com)

1. Introdução:

O estado Minas Gerais, é possuidor da maior variedade de formações vegetais do país, o que é explicado por sua extensão e diversas condições geológicas, topográficas e climáticas. Porém, a cobertura vegetal primitiva foi reduzida a fragmentos esparsos recobrando apenas 2% do território (CETEC, 1983). A região do Alto Rio Grande, sul do estado, encontra-se com sua cobertura vegetal reduzida a fragmentos de florestas e cerrados, em sua maioria, muito perturbados pelo fogo, pecuária extensiva ou retirada seletiva de madeira. As florestais semidecíduas desta região foram particularmente alteradas e reduzidas, uma vez que sua ocorrência coincide com solos mais férteis e úmidos e, portanto, mais visados pela agropecuária (Oliveira-Filho et al., 1994a).

Os fragmentos florestais são na realidade retalhos de uma floresta que foi contínua em um passado não muito distante, sendo que nesta pode-se ter incluído uma considerável variação de condições ambientais e, conseqüentemente, de estrutura da comunidade arbórea. Quando contínuas, as mudanças são geralmente graduais, já quando fragmentadas, a mudança é abrupta, criando à ilusão que são peças únicas, porém por menor que seja, cada remanescente pode conter várias peças de mosaico de vegetação relacionadas a diferenças de substrato, à fase sucessional e, ou ao efeito borda. A heterogeneidade ambiental é resultado da diversidade de fatores que interagem nas comunidades e a resposta das espécies a esses fatores faz com que cada local tenha características próprias

que são comuns a outros locais, possibilitando observar tendências (Pereira, 2003). Esta complexa realidade deve ser levada em consideração quando se busca meios de conservar esta incalculável e ameaçada riqueza que é a diversidade biológica dos remanescentes de floresta tropical.

O presente trabalho foi desenvolvido com a comunidade arbórea-arbustiva de um fragmento de floresta semidecídua em Lavras, MG, com o objetivo de verificar as possíveis correlações entre as variações da estrutura fisionômica, da diversidade de espécies e da distribuição espacial das mesmas com a influência do efeito borda e de variações do substrato, aqui compreendido como o conjunto de variáveis topográficas e edáficas que determinam o status nutricional mineral e o regime de água dos solos.

2. Material e Métodos:

O presente estudo foi conduzido em um fragmento florestal conhecido como Mata da Lagoa e localizado na Fazenda Beira Lago, no município de Lavras, Minas Gerais, (21°13'11"S e 44°58'15"W) e a uma altitude média de 884m. A área atual é de aproximadamente 4,0ha, mas era de cerca 5,4ha em 1986, tendo sofrido uma redução de 25,7%. Estando sujeito a um clima regional do tipo Cwb de Köppen e a vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana, inserindo-se nos domínios de Mata Atlântica *sensu lato*.

Foram alocadas 29 parcelas de 20 x 20m totalizando uma área amostral de 1,16ha e perfazendo 29,07% da área total. As parcelas foram distribuídas sistematicamente em oito transeções dispostas de forma a transpor perpendicularmente o fragmento em seu sentido de maior declividade, indo de uma borda à outra. As distâncias foram de 30m entre transeções e 10m entre parcelas, sendo que todos os indivíduos arbóreos vivos com diâmetro à altura do peito (DAP) \geq 5cm presentes nas parcelas foram identificados e mensurados (DAP e altura). As parcelas foram analisadas por Machado et al. (submetido), sendo encontradas 1294 indivíduos, pertencentes à 144 espécies, 94 gêneros e 45 famílias.

Os solos foram classificados segundo EMBRAPA (2000), em duas classes: ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Distróficos (14 parcelas) e NITOSSOLOS VERMELHOS Eutroféricos (15 parcelas). Esta classificação foi feita no campo pelo Dr. J. J. Marques, do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. No centro de cada parcela, foram coletadas amostras de 0,5L de solo (0-20cm de profundidade), as quais foram enviadas para o Laboratório de Análise de Solos do referido departamento, para a obtenção das seguintes variáveis: pH em água; teores de potássio (K), fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), saturação por bases (V), carbono (C), matéria orgânica (MO), e proporções de areia, silte e argila. Seguindo o protocolo da EMBRAPA (1997). Para avaliar as diferenças significativas entre as propriedades físicas e químicas das classes de solo, foram feitas análises de variância e em seguida testes de Tuckey ao nível de 5% de probabilidade (Zarr, 1996).

Para avaliação indireta das variáveis hidrológicas e topográficas, foram medidos em cada parcela, com o auxílio de trena e clinômetro, os valores de inclinação topográfica máxima e das distâncias horizontal e vertical até a margem da lagoa, em um nível d'água pré-estabelecido. A partir de então, foram extraídas as variáveis de cota média e desnível, segundo metodologia desenvolvida por Oliveira Filho *et al.* (1994b).

Para avaliar a influência da borda na distribuição das espécies foi produzido um "fator de borda" para cada parcela, apesar da dificuldade na sua avaliação e na controversa a cerca da mensuração deste parâmetro, foi utilizado o método proposto por Oliveira-Filho *et al.* (1997), definido pelo comprimento linear do contorno da borda medido entre dois ou mais pontos de intercessão com um círculo cujo raio tem origem no centro de cada parcela. O comprimento deste raio representaria o raio de ação máxima do efeito borda sobre o fragmento e, principalmente, sobre a comunidade arbórea do interior do mesmo, utilizando-se no caso o raio de 100m.

Foi realizada uma análise de correspondência canônica (CCA), para investigar as correlações entre a distribuição das abundâncias das espécies na amostra e as variáveis ambientais utilizando-se o programa PC-Ord for Windows versão 4.14 (McCune & Mefford 1999). Sendo que das 144 espécies inventariadas apenas 55 foram utilizadas para gerar a matriz de abundância das espécies, ou seja aquelas que apresentaram-se com mais de 10 indivíduos; posteriormente os valores transformados pela expressão $\log_{10}(x + 1)$ para compensar os desvios causados pela baixa frequência das abundâncias mais elevadas (ter Braak, 1995). A matriz de variáveis ambientais por parcela incluía inicialmente as 12 variáveis de solo, as duas variáveis topográficas (cota média e desnível) e 'fator borda'. Após uma análise preliminar, doze destas variáveis foram eliminadas devido à correlações fracas ($< 0,4$). As variáveis ambientais indicadas como significativamente correlacionadas com a distribuição de abundâncias das espécies, foram a saturação por bases e os teores de Al e matéria orgânica. O teste de permutação de Monte Carlo (ter Braak 1988) foi aplicado para verificar a significância das correlações globais sumarizadas nos dois primeiros eixos de ordenação.

3. Resultados e Discussão:

A análise de correspondência canônica (CCA) indicou fortes correlações entre a distribuição das abundâncias das espécies e as variáveis ambientais utilizadas. Os autovalores dos dois primeiros eixos de ordenação, de 0,162 e 0,083, são valores baixos que indicam gradientes curtos, ou seja a maioria das espécies está distribuída por todo o gradiente e apenas uma minoria concentra-se em setores particulares do gradiente (ter Braak, 1995), e indicando que muito 'ruído' permaneceu sem explicação. No entanto, baixos valores de variância percentual para abundâncias de espécies são comuns em dados de vegetação e não prejudicam a significância das relações espécie-ambiente (ter Braak 1988). Na verdade, a CCA produziu valores consideravelmente altos para as correlações espécie-ambiente nos dois primeiros eixos: 0,92 e 0,85. Além disso, o teste de permutação de Monte Carlo indicou que as abundâncias das espécies e as variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas ($P < 0,01$ para os dois primeiros eixos).

As variáveis ambientais indicadas pela análise como significativamente correlacionadas com a distribuição de abundâncias das espécies foram a saturação por bases (V) e os teores de Al e matéria orgânica. As correlações ponderadas mostram também que todas as variáveis, estão fortemente correlacionadas, confirmando a tendência de variação refletem as diferenças no status nutricional das duas classes de solo.

Os padrões indicados pela CCA são muito coerentes com o gradiente de fertilidade crescente representado pela seqüência dos Argissolos para os Nitossolos, e que já se fizera evidente com a análise das propriedades dos solos. Como os gradientes de estado nutricional e regime de água nos solos são muito coincidentes fica difícil separar seus efeitos sobre a distribuição de espécies, ou mesmo colocar as variáveis em ordem de importância.

O fato mais notável emergindo das análises é que as variações das condições do substrato (minerais + água) é que se mostram preponderantes na determinação da distribuição das espécies no fragmento. Isto se explica pelo fato dos Nitossolos serem originadas de inclusões de rochas máficas (gabros), assim as diferenças encontradas na abundância das espécies pode ser explicada, pois dentre outros fatores, o mais representativo é o solo, visto que esta classe que é uma classe mais fértil e com melhor estrutura o que favoreceu o estabelecimento de espécies mais exigentes do ponto de vista nutricional, explicando essa diferenciação.

O fator borda foi identificado como um dos mais fortemente correlacionados com a distribuição de espécies na Reserva da UFLA, mas o substrato nesta última era muito homogêneo (Oliveira-Filho *et al.* 1997), facilitando a detecção do efeito borda. Porém neste não foi detectado efeito borda sobre a distribuição das espé-

cies possivelmente devido ao tamanho reduzido, a forma arredondada do fragmento ou à derrubada recente de parte das áreas de bordas, porém, não se pode afirmar com certeza, que não ocorra influência das bordas na distribuição das espécies neste estudo, mas apenas que, se esta influência existir, ela é mascarada pela heterogeneidade do substrato.

Na interpretação de padrões de distribuição de espécies em consonância com variáveis ambientais é sempre preciso cautela, pois variáveis fundamentais, como as condições de luz e água e os fatores de dispersão das espécies, nem sempre são facilmente perceptíveis ou mensuráveis. Além disso, as espécies são sensíveis às variáveis ambientais de uma forma interativa e não isoladamente, além de responder a elas num ambiente de competição entre espécies. Desta maneira conclusões sobre os padrões de distribuição de espécies face as variáveis ambientais só devem se aproximar de uma generalização após muitas repetições do mesmo padrão em diversas áreas.

4. Considerações Finais:

Os padrões de diferenciação interna nas características da comunidade arbórea do fragmento estudado refletem uma grande heterogeneidade ambiental a qual é uma pálida testemunha da riqueza e complexidade da primitiva cobertura florestal contínua. Apesar de a fragmentação ser uma triste realidade sem retorno, devemos insistir na conservação do que nos resta porque, como demonstrado por este estudo, um fragmento pode ainda conter uma rica amostra de diversidade biológica e ambiental.

5. Referências Bibliográficas:

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análises de solos. Rio de Janeiro, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, 2000.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS – CETEC. Diagnóstico ambiental do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1983. 158p. (Séries de Publicações Técnicas).

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; BORÉM, R. A. T.; BOTEZELLI, L. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na Fazenda Beira Lago, Lavras, MG. Revista Árvore (submetido).

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-Ord version 4.0; multivariate analysis of ecological data; users guide. Glaneden Beach, Oregon: MjM Software Design, 1999. 237 p.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). Plant Ecology, v. 131, n. 1, p. 45-66, 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. Composição florística e estrutura de um remanescente de floresta semidecidual montana em Lavras, MG. Revista Brasileira de Botânica, v. 17, n. 2, p. 167-182, 1994a.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L.; CARVALHO, D. A. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais, Brazil. Edinburgh Journal of Botany, v. 51, n. 3, p. 355-389, 1994b.

PEREIRA, J. A. A. Efeitos dos impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade e estrutura da comunidade arbórea de 20 fragmentos de florestas semidecíduas da região do Alto Rio Grande, Minas Gerais. 156 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2003.

TER BRAAK, C. J. F. CANOCO - A FORTRAN program for

canonical community ordination by (Partial) (Detrended) (Canonical) correspondence analysis and redundancy analysis, version 2.1 **Technical report LWA-88-2**, TNO, Institute of Applied Computer Science, Wageningen. 1988.

TER BRAAK, C. J. F. Ordination. In: **JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. F. R.** Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge: Cambridge University Press, p. 91-173. 1995.

ZAR, J. H. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey, 1996.

Padrões de Polinização e Dispersão de Sementes de Espécies Arbóreas de Floresta Estacional Decidual, Brasil Central.

Figueiredo, I.B. & Scariot, A. (belfig@terra.com.br)

Laboratório de Ecologia e Conservação. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia.

1. Introdução

As Florestas Estacionais Deciduais são as mais ameaçadas (Khurana & Singh, 2001) e as menos estudadas (Wikander, 1984) das fitofisionomias tropicais, mas mesmo assim têm recebido pouca atenção em relação às Florestas Úmidas (Murphy & Lugo, 1986). Estas florestas são bastante visadas para a extração de madeiras, pois suas espécies mais abundantes têm elevado valor econômico (IBGE, 1995). Além disso, a implantação de pastagens representam grande ameaça às Florestas Estacionais Deciduais (Scariot & Sevilha 2000), especialmente no vale do rio Paranã (GO e TO), onde a ocorrência dessa floresta sobre áreas planas foi reduzida a 5% da cobertura original (Andahur 2001).

Características reprodutivas, polinização e dispersão de sementes da comunidade arbórea de florestas tropicais deciduais são diferentes de florestas tropicais úmidas (Gentry, 1995). Árvores de florestas deciduais necessitam de polinizadores e dispersores menos especializados (Gentry 1995), o que pode ser uma característica vantajosa em se tratando da recuperação de áreas degradadas e perpetuação de populações fragmentadas. Descrevem-se aqui as características das flores, frutos e sementes das espécies arbóreas da Floresta Estacional Decidual do vale do rio Paranã, nordeste de Goiás, para responder as seguintes questões: Quais são as características das flores, frutos e sementes dessas florestas no Brasil Central? Elas diferem de outros biomas brasileiros? Como o conhecimento destas características pode auxiliar na conservação destas florestas?

2. Métodos

No Brasil, as Florestas Estacionais Deciduais ocorrem em manchas, desde a caatinga até o rio Uruguai, em solos férteis e bem drenados (IBGE, 1995), na maioria das vezes oriundos de rochas calcárias (Veloso *et al.*, 1991). Um dos principais enclaves desta fitofisionomia ocorre no vale do rio Paranã (GO e TO) entre as coordenadas 13°20' - 15°40'S e 46°35' - 47°30'W. Nesta região o clima é quente, com invernos secos (AW; Köppen), com média anual de temperatura 23°C e precipitação em torno de 1300 mm.

Para as 111 espécies arbóreas que ocorrem na Floresta Estacional Decidual do vale do rio Paranã e estão identificadas ao nível de espécie, foram compilados dados de até 12 exsicatas nos herbários da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (CEN), Universidade de Brasília (UB), Universidade Estadual Paulista (HRCB), Ezechias Paulo Heringer (IBGE) e Maria Eneida Fidalgo Kalfmann (SP). Em cada exsicata foram tomadas medidas de largura e comprimento dos frutos e sementes, e anotadas características do fruto e síndromes de dispersão das sementes e polinização das flores. A complementação dos dados foi feita com base na literatura.

Os diásporos foram classificados em anemocóricos (dispersos por vento), autocóricos (dispersos por explosão do fruto ou gravidade) e zoocóricos (dispersos por animais). As flores foram classificadas em anemófilas (pólen disperso pelo vento), melitófilas (pó-

len disperso por abelhas), cantarófilas (pólen disperso por besouros), entomófilas (pólen disperso por diversos pequenos insetos), lepidopterófilas (pólen disperso por borboletas e mariposas), mirmecófilas (pólen disperso por formigas) e mastófilas (pólen disperso por mamíferos).

Os resultados são apresentados como proporções de síndromes e características de frutos e sementes por espécies e por densidade de indivíduos dessas espécies, obtidos a partir de levantamentos fitossociológicos, em três áreas não exploradas de Floresta Estacional Decidual de áreas planas no vale do rio Paranã (A. C. Sevilha e A. Scariot, em preparação).

3. Resultados

As dimensões dos frutos variam bastante (0,4 a 28,5cm de comprimento por 0,2 a 16cm de largura), embora a maioria das espécies tenha o tamanho reduzido, entre 0,4 e 3cm de comprimento (46%) e 0,1 a 1,5cm de largura (71%). As sementes são geralmente pequenas, sendo que em 71% das espécies o comprimento varia de 0,1 a 1,5cm, e em 81% a largura varia de 0,1 a 1,5cm. Somente 10% das espécies têm sementes maiores que 3 cm de largura e comprimento. Os frutos carnosos ocorrem em 33% das espécies e 11% dos indivíduos e os frutos secos em 67% das espécies e 89% dos indivíduos.

A proporção de espécies anemocóricas e zoocóricas é semelhante (45 e 44%), mas a maioria das espécies zoocóricas ocorre em baixa densidade, representando apenas 12% do total de indivíduos. Espécies autocóricas também têm baixa representação na comunidade, ocorrendo em 11% das espécies e 16% dos indivíduos.

A maioria das espécies é, provavelmente, polinizada por abelhas (33%) e por diversos pequenos insetos (31%), mas a lepidopterofilia (28%) é a síndrome de polinização mais comum entre os indivíduos.

4. Discussão

Os frutos e sementes da Floresta Estacional Decidual do vale do rio Paranã têm tamanhos semelhantes aos da Floresta Tropical Atlântica do estado de São Paulo (Tabarelli & Peres, 2002), mas são menores que os de uma Floresta Estacional Semidecidual no Paraná (Mikish & Silva, 2001). Características como tamanho reduzido dos frutos e sementes e predominância de frutos secos nas espécies arbóreas da Floresta Estacional Decidual podem estar relacionadas com uma otimização na dispersão anemocórica (Augspurger & Hogan, 1983). Propágulos secos e menores são mais leves, e portanto, mais facilmente transportados pelo vento, principalmente em ambientes sazonais como no vale do rio Paranã, onde a estação seca dura sete meses. Quanto maior o tempo que flutuam e demoram a atingir o solo, maior é a probabilidade de percorrermos grandes distâncias e colonizarem sítios propícios ao seu desenvolvimento (Sinha & Davidar, 1992), ou seja, sementes pequenas e leves têm maior eficiência de dispersão que sementes grandes (Wunderlee, 1997). Mesmo em espécies dispersas por animais, sementes e frutos pequenos significam maior eficiência de dispersão, pois o tamanho do fruto está diretamente relacionado com o tamanho do consumidor (Murali, 1997). Frutos pequenos podem ser consumidos tanto por pequenos como por grandes animais, que acabam ingerindo também as sementes e as dispersando (Mikish & Silva, 2001).

Na Floresta Estacional Decidual do vale do Paranã, a proporção de espécies anemocóricas e zoocóricas é similar, mas a abundância de indivíduos das espécies zoocóricas é baixa, diferindo de florestas tropicais úmidas onde a zoocoria pode chegar a 98,7% das espécies (Tabarelli & Peres, 2002). Padrão semelhante ao da Floresta Estacional Decidual foi encontrado em Floresta Estacional Semidecidual, SP, onde, embora a zoocoria seja a síndrome mais comum (49%) entre as espécies, ocorre principalmente nas espécies de baixa densidade (Morellato, 1991). A autocoria tem menor importância dentro da comunidade, assim como encontrado em Floresta Decídua (Wikander, 1984), em Floresta Estacional

Semidecidual (Morellato, 1991), em restinga (Talora & Morellato, 2000), na caatinga (Griz & Machado, 2001), no cerrado (Vieira *et al.*, 2002) e em Mata Atlântica (Campassi *et al.*, 2002). Apesar de apresentar uma maior proporção que nos demais biomas.

A grande maioria das espécies (99%), da Floresta Estacional Decidual do vale do Paranã é zoófila, assim como em Floresta Estacional Semidecidual (98%) (Morellato, 1991), em floresta úmida (87,5%) (Kress & Beach, 1994), e no cerrado (86%) (Silberbauer-Gottsberger & Gottsberger, 1988). Este predomínio da zoofilia está relacionado com o clima tropical, contrastando com regiões frias, onde a anemofilia possui um papel mais importante nas comunidades (Silberbauer-Gottsberger & Gottsberger, 1988). Grande proporção das espécies de árvores são auto-incompatíveis ou dióicas (Bawa, 1974), que associada à escassez do vento como vetor de polinização em ambientes tropicais, faz com que espécies arbóreas dependam principalmente de animais para que ocorra polinização cruzada (Frankie *et al.*, 1974).

A polinização é um processo sensível à fragmentação, principalmente em ecossistemas tropicais onde a maioria das espécies vegetais possui baixas densidades populacionais (Cascante *et al.*, 2002). Diversos trabalhos evidenciaram que árvores em florestas contínuas têm maior probabilidade de polinização cruzada que plantas isoladas, garantindo a variabilidade genética e a produção de frutos (Cascante *et al.*, 2002; Groom *et al.*, 2001 e Ghazoul & McLeish, 2001). Em Florestas Estacionais Deciduais, como no vale do rio Paranã, em que predomina a polinização por animais, a fragmentação intensa a que a paisagem está sendo submetida (Scariot & Sevilha, 2000), além de potencialmente afetar a diversidade e abundância de polinizadores, contribui para diminuir o tamanho das populações de plantas e aumentar o isolamento e distância entre conspecíficos, podendo assim reduzir as taxas de cruzamento e afetar a variabilidade genética das sementes produzidas.

Espécies com sementes grandes têm dificuldade em colonizar florestas secundárias, pois muitos de seus dispersores, vertebrados de grande porte, foram extintos localmente (Tabarelli & Peres, 2002). Embora a polinização das Florestas Estacionais Deciduais do vale do rio Paranã possa ser fortemente afetada pela fragmentação, a grande maioria das sementes dessas florestas não depende de dispersores específicos e tem capacidade de dispersão a longas distâncias, podendo colonizar novas áreas com facilidade, fazendo com que o seu potencial de sucessão secundária seja alto. Entretanto, outros fatores como germinação, sobrevivência das sementes e plântulas e capacidade de rebrota das espécies devem ser avaliados para se conhecer o potencial de regeneração das Florestas Estacionais Deciduais, especialmente em uma paisagem fragmentada e ameaçada como a do vale do rio Paranã.

5. Referências Bibliográficas

- ANDAHUR, J.P.J.V., 2001. **Florestas e questões de gestão ambiental na bacia do rio Paranã. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Florestal, UNB.**
- AUGSPURGER, C. K. & HOGAN, K. P. 1983. **Wind dispersal of fruits with variable seed number in a tropical tree (*Lachocarpus pentaphyllus*, Leguminosae). American Journal of Botany 70: 1031-1037.**
- BAWA, K. S. 1974. **Breeding systems of tree species of a lowland tropical community and their evolutionary significance. Evolution 28: 85-92.**
- CAMPASSI, F., OLIVEIRA-FILHO, A. & GALETTI, M. 2002. **Padrões das Síndromes de Dispersão das Espécies Arbóreas de Mata Atlântica. XIV Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo, CD room. Rio Claro, SP.**
- CASCANTE, A. *et al.*, 2002. **Effects of dry forests fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. Conservation Biology 16 (1): 137-147.**

- FRANKIE, G. S. 1975. Tropical Forest Phenology and Pollinator Plant Coevolution. P. 192-209. In Gilbert, L.E. & Raven, P.H. (eds). *Coevolution of Animals and Plants*. University of Texas Press, Austin, USA.
- GENTRY, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. P. 146-193. In Bullock, S.H., Mooney, H.A. & Medina, E. (eds). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- GHAZOUL, J. & McLEISH, M. 2001. Reproductive Ecology of tropical forest trees in logged and fragmented habitats in Thailand and Costa Rica. *Plant Ecology* 153 (1-2): 335-345.
- GRIZ, L. M. S. & MACHADO, I. C. S. 2001. Fruiting Phenology and Seed Dispersal Syndromes in Caatinga, a Tropical Dry Forest in the Northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 303-321.
- GROOM, M.J., 2001. Consequences of subpopulation isolation for pollination, herbivory, and population growth in *Clarkia concinna concinna* (Onagraceae). *Biological Conservation* 100 (1): 55-63.
- IBGE. 1995. Zoneamento geoambiental e agroecológico do estado de Goiás: região nordeste. IBGE / Divisão de Geociências do Centro- Oeste, Rio de Janeiro, RJ.
- KHURANA, E. & SINGH S. J., 2001. Ecology of Seed and Seedling Growth for Conservation and Restoration of Tropical Dry Forest: a review. *Environmental Conservation*, 28: 39-52.
- KRESS, W. J. & BEACH, J. H. 1994. Flowering Plant Reproductive Systems. P.161-182. In. McDADE, L. A., BAWA, K. S. et al. (eds). *La Selva – Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- MIKICH, S.B. & SILVA, S.M. 2001. Composição Florística e Fenológica das Espécies Zoocóricas de Remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no Centro-Oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, 15 (1): 89-113.
- MORELLATO, L. P. C. 1991. Estudo da Fenologia de Árvores, Arbustos e Lianas de uma Floresta Semidecidual no Sudeste de Brasil. UNICAMP, Campinas, 176 p. Tese de Doutorado.
- MURALI, K. S. 1997. Patterns of Seed Size, Germination and Seed Viability of Tropical Tree Species in Southern India. *Biotropica*, 29 (3): 271-279.
- MURPHY, P. G., & LUGO, A. E. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 67-88.
- SCARIOT, A. O. & SEVILHA, A. C. 2000. Diversidade, Estrutura e Manejo de Florestas Deciduais e as Estratégias para a Conservação. P. 183-188. In. Cavalcanti, T.B. & Walter, B.M.T. (eds). *Tópicos atuais em Botânica: palestras convidadas do 51º Congresso Nacional de Botânica*. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia. Brasília, DF.
- SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. & GOTTSBERGER, G. 1988. A Polinização de Plantas do Cerrado. *Revista Brasileira de Biologia* 48 (4): 651-663.
- SINHA, A. & DAVIDAR, P. 1992. Seed Dispersal Ecology of a Wind Dispersed Rain Forest Tree in the Western Ghats, India. *Biotropica*, 24 (4): 519-526.
- TABARELLI, M. & PERES, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest – implications for forest regeneration. *Biology Conservation* 106 (2):165-176.
- TALORA, D. C. & MORELLATO, L. P. M. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23 (1): 13-26.
- VELOSO, R. L., RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A., 1991. Manual Técnico da vegetação brasileira. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro, RJ.
- VIEIRA, D. L. M. et al. 2002. Síndromes de Dispersão de Espécies Arbustivo-arbóreas em Cerrado do Brasil Central e Savanas Amazônicas. *Revista Brasileira de Botânica*, 25 (2): 215-220.
- WUNDERLEE, J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235. WIKANDER, T. 1984. Mechanismos de Dispersão de Diasporas de uma Selva Decidua em Venezuela. *Biotropica*, 16: 276-285.

Efeito de borda na estrutura e composição de um fragmento de mata mesófila semidecidual secundária, município de Urbano Santos-MA.

Figueiredo, N. ¹; Vieira, I.C.G. ², ¹Depto. de Biologia-UFMA (nivaldo@ufma.br); ²MCT/Museu Paraense Emílio Goeldi.

1. Introdução

O Programa Ecológico de Longa Duração – PELD/ Biodiversidade e Fragmentação nos Cerrados Marginais site 10 – ECOCEM, prevê na sua fase inicial, a avaliação detalhada de fragmentos de diferentes tamanhos em formações de Cerrado e de Mata ocorrentes em sua área de abrangência. A fragmentação das florestas é um dos resultados da degradação crescente e descontrolada que vem ocorrendo praticamente em todas as regiões do planeta. Neste processo, a floresta continua primitiva é dividida em fragmentos de vegetação de tamanho, forma e idades variadas, ladeados por plantações, pastagens, capoeira, estradas, entre outros, gerando verdadeiros mosaicos na paisagem. Estas áreas no entorno dos fragmentos de floresta são chamadas coletivamente de “matriz” (Forman & Godron 1986). O tipo e as características dos componentes da matriz desempenham um papel fundamental na dinâmica das comunidades, chegando a reduzir os efeitos da fragmentação quando a matriz é similar estruturalmente à vegetação primitiva, ou ainda potencializando os efeitos à medida que aumenta a diferença (Mesquita *et al.* 1999). Outro efeito do desmatamento e da conseqüente fragmentação da floresta é um drástico aumento na área de borda em relação à área de floresta contínua. Na região marginal da floresta ocorre uma transição repentina do ambiente florestal para áreas com plantações, pastagens ou outros habitats muito modificados (Laurance 1997). As alterações que ocorrem na estrutura física e biótica do habitat nestas regiões são conhecidas como efeito de borda (Murcia 1995). A extensão e as implicações do efeito de borda sobre a estrutura das populações, no entanto, ainda são pouco compreendidas, podendo variar de acordo com a idade e tamanho do fragmento e/ou o parâmetro físico ou organismo abordado (Kapos 1989, Murcia 1995). Estudos recentes vem detectando uma maior complexidade nas alterações causadas pelo efeito de borda na estrutura e composição das espécies. Estas alterações estão representadas por padrões de distribuição das variáveis que oscilam ao longo do fragmento (padrões não lineares). Conhecer estes padrões e sua influência na dinâmica das interações das espécies nos fragmentos estão na base do planejamento de reservas biológicas. Este trabalho avaliou as implicações do efeito de borda na regeneração de um fragmento de mata, sob o ponto de vista da heterogeneidade da matriz circundante, da estrutura da vegetação e da influência no reestabelecimento de espécies com estratégias distintas de ocupação da área.

2. Metodologia:

O LOCAL DE ESTUDO é um fragmento de mata Mesófila Semidecidual secundária, com 19,23 hectares, localizado na Fazenda Santo Amaro, Município de Urbano Santos – MA, distando cerca de 260 km da capital do estado, São Luís (43°24'59" a 43°25'45" W e 3°13'34" a 3°14'16" S). A fazenda foi adquirida em 1981 pela Cia. Comercial e Agrícola Paineiras Ltda., que está implantando na região um grande projeto de reflorestamento com

eucalipto. A fazenda possui uma área total de 123,122 hectares e encontra-se em processo de transformação em Reserva Particular do Patrimônio Nacional (RPPN) junto ao IBAMA. O fragmento está limitado a Leste pela estrada de acesso ao Município e a Oeste pela Mata Ciliar do rio Mocambo. O limite Norte do fragmento, denominado "Borda A" neste trabalho, se dá pela estrada de acesso à fazenda estando em frente a uma plantação de eucalipto. O limite Sul (denominado "Borda B") se dá pela Mata Ciliar do riacho Santo Amaro, um afluente do rio Mocambo. Para a amostragem vegetação instalamos 44 parcelas de 20x20m (8800m²), ao longo de 3 transectos paralelos que cortam a mata no sentido do maior comprimento (Norte – Sul). A primeira parcela de cada transecto, foi localizada no início da Borda Norte (Borda A) do fragmento. O critério de inclusão foi de 9cm de perímetro ao nível do solo. Análises de ordenação (DCA) e classificação (Twinspan) foram efetuadas visando detectar alterações entre Centro e Bordas do fragmento. Através de fotografias hemisféricas da cobertura da vegetação, utilizando objetiva de 180°, medimos indiretamente a penetração de luz através do dossel da mata nos três setores (Bordas e Centro da mata), em 2 estações do ano (seca e chuva). Comparamos as variáveis "Abertura de Dossel e Índice de Área Foliar" através de ANOVA fatorial (3x2), sendo os fatores os três setores do fragmento e as duas estações do ano. Os dados microclimáticos para os setores: temperatura do solo e do ar e a umidade do ar, foram comparados através de ANOVA (Sokal&Rohlf 1981). Utilizamos análises de regressão simples e múltipla e de correlação múltipla para determinar o grau de associação entre as variáveis. O ajuste das curvas de regressão foi realizado através do software Ajuste, de autoria de Jurandir Zullo Júnior (UNICAMP) e Flávio Bussmeyer Arruda (Instituto Agrônomo de Campinas). A ocorrência e a extensão do efeito de Borda no fragmento foi avaliada através das alterações ocorridas na vegetação e no ambiente, em função da distância ao longo de cada borda (Norte e Sul) para o Centro do fragmento, através de ANOVAS, ANOVAS fatoriais e do teste não paramétrico Kruskal-Wallis (Sokal&Rohlf 1981, Siegel 1979).

3. Resultados

O fragmento de Mata Mesófila apresenta nos limites Norte e Sul, características muito diferentes. Na Borda Sul (Borda B), a Mata Mesófila apresenta uma zona de contato com a Mata Ciliar, que é uma vegetação mais alta, sombreada e com maior umidade. Na Borda Norte (Borda A) ocorre uma transição abrupta para uma área aberta (caminho de entrada da fazenda). A influência do efeito de borda na estrutura do fragmento refletiu estas características discrepantes de seu entorno. Análises de ordenação, classificação e similaridade florística no fragmento indicaram a ocorrência de duas formações distintas: A primeira formação é constituída da faixa de vegetação que vai da Borda A até o Centro do Fragmento; a segunda formação constituída pela vegetação da Borda B.

As duas bordas apresentaram maior diversidade em relação à região central do fragmento e uma tendência a maior densidade, riqueza de espécies e menor dominância (maior equabilidade), embora as diferenças não sejam significativas. Na Borda A foram encontrados o maior número de indivíduos mortos. A menor mortalidade na vegetação foi registrada para a Borda B. A curva espécie/área indicou que as espécies nas bordas apresentaram um comportamento mais semelhante, sendo que no centro do fragmento o acúmulo de espécies novas ocorreu mais lentamente.

A Borda A apresentou a temperatura do ar e do solo mais elevada, e menor umidade do ar. A temperatura máxima do solo na Borda A chegou a ser 13,5 °C maior do que a temperatura máxima na Borda B e no Centro do fragmento. A Borda B apresentou a menor variação entre as estações do ano (chuva e seca) de Área Foliar e de Abertura de dossel, indicando uma quase ausência de decíduidade na vegetação.

A densidade e a mortalidade na vegetação não diferiram em

função da distância da borda, embora os valores observados indiquem uma tendência de ocorrer uma menor mortalidade ao longo da Borda B. Há uma tendência das taxas de mortalidade serem decrescente de um extremo (Borda A) ao outro (Borda B) da mata. O centro do fragmento apresentou uma maior homogeneidade em relação à riqueza de espécies, não havendo, no entanto, diferença significativa em relação às bordas. A distribuição do perímetro e altura média das espécies também não apresentaram diferença significativa em função da distância da Borda, havendo apenas uma tendência das espécies apresentarem perímetros e alturas maiores na Borda B.

Um padrão constante nas variáveis analisadas, foi a ocorrência de alterações a distâncias intermediárias (principalmente a 80-100m e a 120-140m da borda) de ambos os lados do fragmento. Para as variáveis ambientais este padrão foi detectado à distância de 160m a 180m das bordas na estação seca. Estes resultados indicam que a distribuição destas variáveis não seguem um padrão linear (monotônico), com uma diminuição contínua do efeito de borda à medida que adentramos no interior da mata. O padrão mais freqüente observado se assemelhou a uma distribuição senoidal, ocorrendo oscilações ao longo da área amostrada, o que explica o melhor ajuste com equações não lineares obtidas em algumas análises efetuadas.

Na vegetação os resultados foram mais intensos na faixa de distância de 80m a 120m das bordas. No entanto, a vegetação na região central da mata (200m a 220m de distância), sofre, provavelmente, a influência do efeito das duas bordas, o que poderia explicar a maior taxa de mortalidade ocorrida nesta distância.

4. Conclusão:

Este estudo indicou uma forte influência do efeito de borda e da matriz circundante na comunidade. As alterações microclimáticas das bordas do fragmento explicaram modificações expressivas na estrutura da vegetação e na dinâmica das espécies estudadas, sendo o efeito de borda detectado em todo o fragmento. Os efeitos da fragmentação apresentaram resultados contrastantes em espécies com diferentes estratégias de ocupação da área. Previsões a longo prazo parecem indicar um empobrecimento da vegetação com a extinção local de espécies mais sensíveis (ameaçadas). O Carrasco, nome local dado a uma vegetação secundária, de pequeno porte, comum na região, poderia ser um exemplo do estágio final destas formações na ausência de alguma intervenção visando o estabelecimento das espécies ameaçadas.

5. Bibliografia:

- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, Inc. New York, USA.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:173-185.
- Laurance, W.F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O., Jr.(eds.) *Tropical Forest Remnants. Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, USA. pp.71-84.
- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P. & Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* (91):129-134.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Siegel, S. 1979. *Estatística não paramétrica (para as ciências do comportamento)*. São Paulo, Editora McGraw-Hill do Brasil Ltda., 350p.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1981. *Biometry*. San Francisco, USA. W.H. Freeman & Co. (2ª ed.), 859p.
- APOIO: PELD-Programa Ecológico de Longa Duração – UFMA-UFPI/Tropen/CNPq; Comercial e Agrícola Paineiras LTDA; CAPES.

Árvores do dossel como filtros de diversidade: uma nova abordagem teórica

Flaviana Maluf de Souza¹; Ricardo Ribeiro Rodrigues²; Sergius Gandolfi²

¹ Pós-graduanda em *Biologia Vegetal*, Departamento de Botânica, Instituto de Biologia – UNICAMP (fmsouza@esalq.usp.br)

² Professor do Departamento de Ciências Biológicas – ESALQ/USP

1 Introdução

Uma das teorias mais recentes sobre a distribuição das plantas nas florestas tropicais trata do papel das árvores que compõem o dossel da floresta como “filtros de diversidade” (Gandolfi 2000). Trabalhos relacionados a esta questão têm apontado para a importância das árvores emergentes e do dossel (Denslow 1996; Gandolfi 2000) ou mesmo das plantas herbáceas e arbustivas do subosque (George & Bazzaz 1999a e 1999b) na determinação da composição de espécies e do padrão de distribuição espacial dos organismos que vivem nas suas proximidades.

Exemplos dos mecanismos pelos quais as árvores podem influenciar o meio biótico e abiótico ao seu redor já foram bastante relatados. A composição de espécies do dossel exerce influência direta nos regimes de luz no interior da floresta (Lee 1989; Kabakoff & Chazdon 1996), e a arquitetura das árvores pode propiciar sombreamento e interceptação de chuva diferenciais, assim como diferentes taxas de absorção de água e nutrientes (Ponge et al. 1998). Efeitos das árvores nas propriedades físico-químicas do solo também já foram observados, havendo um efeito maior da base do tronco em direção à periferia da projeção da copa (Amiotti et al. 2000). As populações de bactérias e fungos que vivem na rizosfera também influenciam e são influenciadas pelas plantas sob as quais vivem (Watkinson 1998).

Toda essa influência foi sintetizada por Jones et al. (1997) como “engenharia física do ecossistema”, através da qual os organismos atuam na modificação, manutenção ou criação dos habitats. Essa criação diferencial de nichos resultaria no aumento da heterogeneidade espacial, o que pode ser um fator importante na geração e manutenção da diversidade das florestas.

Seguindo este raciocínio, o “efeito de filtro” seria, em termos gerais, o resultado da influência direta ou indireta, de uma ou mais características de uma dada espécie arbórea, sobre os fatores bióticos e abióticos abaixo de si. Assim, através da criação de microhabitats específicos sob suas copas, as árvores do dossel poderiam favorecer ou inibir o estabelecimento e o desenvolvimento de outras espécies, como consequência de alterações bióticas (comunidade de microrganismos, atratividade à fauna etc.) e/ou abióticas (luz, temperatura, umidade, ciclagem de nutrientes etc.) na área de projeção de sua copa.

Basicamente, o efeito de filtro sobre os organismos (“organismos-alvo”) poderia ser dividido em duas categorias: efeitos positivos e negativos. Efeitos positivos resultariam no favorecimento das condições de vida para o estabelecimento e o desenvolvimento dos organismos-alvo, que seriam encontrados somente ou em maior abundância sob tais condições. Por outro lado, os efeitos negativos resultariam no desfavorecimento do estabelecimento, desenvolvimento e de condições adequadas de vida para os organismos-alvo, que nunca seriam encontrados (ou apenas com abundâncias muito baixas) em tais condições.

Como uma alternativa de compreender melhor a estrutura e organização da floresta, o presente trabalho traz como proposta a identificação de relações entre as árvores do dossel e a comunidade arbórea existente sob suas copas. Num primeiro momento, o objetivo é detectar padrões de ocorrência de espécies ou grupos de espécies arbóreas (ocorrendo preferencialmente ou não ocorrendo) sob a projeção da copa das árvores do dossel em uma Floresta Estacional Semidecidual. O estudo encontra-se em desenvolvimento, sendo apresentados aqui, alguns dados já disponíveis até o momento.

2. Métodos

Este trabalho está sendo desenvolvido na Estação Ecológica dos Caetetus, localizada entre os municípios de Gália e Alvinlândia, no oeste do interior paulista (22°41' – 22°46'S e 49°10' – 49°16'O). A Estação possui uma área de aproximadamente 2.179 ha, sendo considerada um dos principais remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual do Estado.

Este estudo faz parte do projeto temático BIOTA/FAPESP: “Diversidade, Dinâmica e Conservação de Florestas no Estado de São Paulo: um estudo em parcelas permanentes”, através do qual todos os indivíduos arbóreos com CAP (circunferência à altura do peito) maior ou igual a 15 cm foram georreferenciados, plaqueados, medidos e identificados em uma parcela de 10,24 ha (320 x 320 m), subdividida em 256 parcelas de 20 x 20 m.

Ao longo dos 10,24 ha foram localizadas e registradas todas as árvores situadas no dossel da floresta e os indivíduos arbóreos já estabelecidos (com CAP ³ 15 cm) situados na projeção de suas copas.

As análises das relações entre as árvores do dossel e aquelas sob a projeção de suas copas serão realizadas considerando-se espécies e também grupos funcionais (grupos sucessionais, grupos com mesma síndrome de dispersão, grupos com mesmas características de deciduidade etc.), a fim de verificar possíveis relações entre tais grupos e a ocorrência e distribuição das plantas na floresta.

3. Resultados

Ao longo dos 10,24 ha foram amostradas 11.650 árvores, pertencentes a cerca de 150 espécies. Deste total de indivíduos, foram localizadas 290 árvores emergentes ou formando o dossel da floresta, distribuídas em aproximadamente 40 espécies. Sob a projeção da copa destas 290 árvores encontram-se 2.050 árvores já estabelecidas.

Dentre as espécies do dossel, destacaram-se por uma maior abundância *Aspidosperma polyneuron* Muell. Arg. (66 indivíduos) e *Balfourodendron riedelianum* (Engl. (Engl.)), com 36 indivíduos. O guarantã (*Esenbeckia leiocarpa* (Engl.)), espécie que possui indícios de efeitos alelopáticos, apresentou 11 indivíduos ocupando o dossel da floresta e 38 indivíduos sob suas copas. Destes, 12 espécies foram identificadas, sendo a mais abundante a própria *E. leiocarpa*, com 14 indivíduos (37%).

Savia dictyocarpa Muell. Arg. apresentou 8 indivíduos no dossel e 35 indivíduos sob suas copas, sendo estes representados por 12 espécies. Para *Acacia polyphylla* DC., foram encontrados 12 indivíduos no dossel da floresta, sendo 56 indivíduos pertencentes a 16 espécies situados na área de projeção de sua copa. Tanto *S. dictyocarpa* quanto *A. polyphylla*, tiveram como espécie mais abundante sob a projeção de suas copas *Metrodorea nigra* A. St.-Hil., com 16 (46%) e 31 (55%) indivíduos, respectivamente. Esta espécie foi destacadamente a mais abundante no levantamento geral, sendo que das 11.650 árvores amostradas, cerca de 4.300 eram de *M. nigra* (37%).

A identificação das espécies existentes sob o dossel está agora sendo concluída, permitindo a realização de análises de correspondência (CA) a partir de matrizes de presença e ausência (qualitativas) e de densidade (quantitativas) das árvores do dossel e das árvores situadas abaixo de suas copas.

4. Conclusões

A ampla revisão bibliográfica já efetuada aponta para a existência de marcados efeitos das árvores do dossel sobre as condições abióticas existentes sob a projeção de suas copas (água, luz, nutrientes, pH etc.) fartamente já documentada para várias espécies e formações florestais. Igualmente, o efeito seletivo desses fatores sobre processos biológicos críticos ao estabelecimento de diferentes espécies, (p. ex.: quantidade e qualidade de luz e germinação) também já se encontra demonstrado, permitindo que possamos melhor definir e descrever o conceito de “filtros da biodiversidade”. Os dados já disponíveis apontam para a existência de uma comunidade restrita de espécies que ocupam o dossel e que ocupam a

projeção das copas dessas árvores, estando em análise a existência de padrões específicos e relacionados a grupos funcionais.

A possibilidade da existência do processo de “filtragem”, independente da existência de padrões específicos ou de grupos funcionais, aponta também para desdobramentos importantes nos estudos de comunidades vegetais que se distanciam das abordagens tradicionais que relacionam padrões e processos.

5. Referências Bibliográficas

Amiotti, N. M.; Zalba, P.; Sánchez, L. F.; Peinemann, N. 2000. **The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina.** *Ecology*, 81 (12):3283-3290.

Denslow, J. S. 1996. **Functional groups diversity and recovery from disturbance.** In: Orians, G. H.; Dirzo, R.; Cushman, J. H. (eds.) *Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests*. Berlin: Springer-Verlag, p.127-151.

Gandolfi, S. 2000. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil).** Campinas, 520 p. Tese (Doutorado) – UNICAMP.

George, L. O.; Bazzaz, F. A. 1999a. **The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings.** *Ecology*, 80 (3):833-845.

George, L. O.; Bazzaz, F. A. 1999b. **The fern understory as an ecological filter: growth and survival of canopy-tree seedlings.** *Ecology*, 80 (3):846-856.

Jones, C. G.; Lawton, J. H.; Shachack, M. 1997. **Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers.** *Ecology*, 78 (7):1946-1957.

Kabakoff, R. P.; Chazdon, R. L. 1996. **Effects of canopy species dominance on understory light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica.** *Journal of Tropical Ecology*, 12:779-788.

Lee, D. W. 1989. **Canopy dynamics and light climates in a tropical moist deciduous forest in India.** *Journal of Tropical Ecology*, 5:65-79.

Ponge, J. F.; André, J.; Zackrisson, O.; Bernier, N.; Nilsson, M. C.; Gallet, C. 1998. **The forest regeneration puzzle.** *BioScience*, 48 (7):523-530.

Watkinson, A. R. 1998. **The role of the soil community in plant population dynamics.** *Tree*, 13 (5):171-172.

Comparação da estrutura fitossociológica de duas matas de galeria em Uberlândia–MG.

Gleim Monteiro de Araújo^a, Sérgio de Faria Lopes^b & Simone Mendes^c

^aInstituto de Biologia - UFU (gleim@ufu.br) ^bMestrando em Ecologia, Instituto de Biologia – UFU ^cMestre em Ecologia

1- Introdução

As Matas de galeria ocorrem no planalto central do Brasil inseridas no Bioma Cerrado. Podem apresentar transição abrupta com a vegetação de cerrado (sentido amplo) ou gradual com as comunidades de matas semidecíduas em sua periferia (Ribeiro e Walter, 2001). De acordo com a composição florística e características do solo, as matas de galeria podem ser classificadas como não inundável e inundável. O primeiro tipo, situa-se nas margens dos cursos d'água com topografia mais acidentada e solos mais secos, o segundo, em locais mais planos, tendo o solo saturado com água a maior parte do ano. A diversidade vegetal é maior na mata não inundável devido, principalmente, às diferentes condições de umidade do solo sob as mesmas (Ribeiro e Walter, 1998). É notório o esforço dos pesquisadores em conhecer melhor essas comunidades vegetais e propor soluções para sua recuperação e manutenção (Ribeiro e Walter, 2001; Schiavini et al, 2001). Vários estudos foram desenvolvidos nesses ecossistemas, com o intuito de melhor

conhecer suas características ecológicas. Entre estes, os realizados por Schiavini (1992), Pinheiro e Ribeiro (2001), Silva Júnior *et al.* (2001), Mendes (2002) e Nogueira (2002).

O objetivo do estudo foi de comparar a estrutura fitossociológica da vegetação arbórea de duas matas de galeria, situadas nas nascentes do Córrego Zebulândia, com a intenção de contribuir para o manejo e manutenção da reserva vegetal do Pólo Moveleiro de Uberlândia.

2- Métodos

A reserva vegetal do Pólo Moveleiro situa-se nas nascentes do Córrego Zebulândia (18° 50' S e 48° 16' W) inserida no perímetro urbano da cidade de Uberlândia, MG. É constituída por dois fragmentos de matas, separados pelo Córrego Zebulândia. Ao lado esquerdo do córrego, encontra-se a comunidade vegetal de mata de galeria inundável, de aproximadamente dois hectares, bem preservada e com alta densidade de indivíduos arbóreos. No lado direito, situa-se a mata de galeria não inundável, com cerca de cinco hectares, bastante alterada devido ao corte seletivo de árvores, pastejo e pisoteio de bovinos. A mata de galeria não inundável encontra-se em sua maior parte em solo mais seco, enquanto a mata inundável situa-se em solo hidromórfico, exceto uma estreita faixa em sua borda.

O levantamento fitossociológico nas duas comunidades vegetais foi realizado utilizando-se o método ponto quadrante (Mueller-Dombois e Elenberg, 1974). No estudo foram incluídos todos os indivíduos arbóreos com circunferência do tronco a 1,30 m do solo ≥ 10 cm. Na mata de galeria não inundável foram amostrados 58 pontos, sendo estabelecido entre eles uma distância de cinco a dez metros, que variou de acordo com a densidade de indivíduos na área. Na mata inundável, foram amostrados 55 pontos, utilizando-se o mesmo critério de distância da comunidade anterior.

Para obtenção dos parâmetros fitossociológicos (densidade, frequência, dominância, índice de valor de importância (IVI) e de diversidade) utilizou-se o programa FITOPAC (Shepherd, 1995).

3- Resultados e discussão

Na reserva vegetal do Pólo Moveleiro, constituída por fragmentos de mata de galeria não inundável, e inundável foram encontradas 64 espécies, distribuídas em 53 gêneros e 34 famílias. A mata de galeria não inundável apresentou 62 espécies e 32 famílias e a mata de galeria inundável 16 espécies e 14 famílias. A riqueza de espécies nas duas comunidades vegetais foi menor do que em outras matas de galeria no Brasil Central se comparado com os trabalhos de Schiavini (1992) e Silva Junior *et al.* (2001). O fato pode ser explicado devido a interferência antrópica como corte de árvores, pastejo e pisoteio bovino que a mata não inundável, principalmente, foi submetida em um passado recente. As famílias com maior número de espécies amostradas nas duas fitocenoses foram: Leguminosae (6), Annonaceae, Moraceae e Meliaceae (4), Anacardiaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Myrtaceae e Rubiaceae com três espécies. O Índice de Diversidade de Shannon para espécies foi de 3,58 nats/indivíduo para a comunidade de mata de galeria não inundável e de 2,02 nats/indivíduos para a inundável.

As cinco espécies mais importantes da mata de galeria não inundável somaram 34,5% do IVI total. *Siparuna guianensis* teve o maior IVI, é uma espécie que ocupa o estrato inferior da mata. *Callisthene major* e *Maprounea guianensis*, respectivamente, a terceira e a quarta em valor de importância são árvores de dossel superior. Todas as três espécies podem ser encontradas em matas mesófilas e até cerradões (Araújo & Haridasan, 1997; Costa e Araújo, 2001). *Protium heptaphyllum*, *Calophyllum brasiliense* são árvores de dossel superior e ocorrem, em geral, em matas próximas aos cursos d'água (Schiavini, 1992; Mendes, 2002). As 24 espécies que tiveram apenas um indivíduo amostrado na mata de galeria não inundável, não podem ser consideradas espécies raras, visto que foram encontradas com populações numerosas em outras matas da região (Schiavini, 1992; Araújo e Haridasan, 1997; Araújo *et*

al., 1997). Essas espécies, possivelmente foram amostradas em pequeno número, devido aos processos de antropização, já mencionados anteriormente. Além disso, o método de amostragem, com inclusão de espécies a partir de 10 cm de CAP, pode não ter sido suficiente para registrar os indivíduos que ocorrem no estrato regenerativo. As cinco famílias mais importantes da mata de galeria não inundável tiveram 41,43% do IVI total e em geral o maior número de espécies. As que tiveram apenas uma espécie e situaram-se entre as mais importantes foram Monimiaceae (devido a alta densidade e frequência de *Siparuna guianensis*), Burseraceae e Vochysiaceae (devido a dominância relativa, respectivamente, de *Protium heptaphyllum* e *Callisthene major*).

Os parâmetros fitossociológicos demonstraram que a mata de galeria inundável possui menor diversidade arbórea, altura e área basal e maior densidade de indivíduos em relação à mata de galeria não inundável. O índice de diversidade de Shannon para espécie de 2,02 na mata de galeria inundável é considerado baixo, devido principalmente ao pequeno número de espécies encontradas e baixa uniformidade da comunidade. Deve-se destacar, que estudos realizados em matas inundáveis no Município de Uberlândia (Vanini, 1995; Nogueira, 2002) encontraram, em geral, baixo número de espécies. *Richeria grandis*, *Xylopia emarginata*, *Cyathea delgadii*, *Protium heptaphyllum* e *Styrax camporum* foram as espécies mais importantes da mata de galeria inundável apresentando 81,1% do IVI total. Esse elevado percentual foi devido, principalmente, a dominância de *Richeria grandis* (41,2%). *R. grandis*, *X. emarginata* e *P. heptaphyllum* são conhecidas por ocuparem com muitos indivíduos as matas inundáveis no Município de Uberlândia (Vanini, 1995; Nogueira, 2002). *Maprounea guianensis*, *Tapirira marchandii* e *Cecropia pachystachia* foram amostradas na borda da mata de galeria inundável indicando que o solo hidromórfico pode não ser favorável a sua sobrevivência. A comunidade em questão está bem preservada e a ocorrência de pequeno número de espécies (algumas com poucos indivíduos), provavelmente não se explica devido a fatores de antropização, mas sim pelas condições de hidromorfismo do solo. As cinco famílias de maior IVI tiveram 82,4% do total. Dentre elas destacou-se a maior importância de Euphorbiaceae (35,1% do IVI total) determinada pela alta dominância de *Richeria grandis*. Annonaceae foi a família classificada como a segunda em IVI, devido importância dos parâmetros relativos de *Xylopia emarginata*.

4- Conclusões

Os fragmentos de matas de galeria inundável e não inundável, no Município de Uberlândia, tiveram baixa diversidade vegetal devido, possivelmente, à fatores de antropização e às condições de hidromorfismo do solo, respectivamente.

Exceto *Protium heptaphyllum*, as cinco espécies com maior valor de importância foram distintas nas duas comunidades vegetais, demonstrando serem bem competitivas em cada um dos ambientes onde se encontram. Porém, muitas espécies foram amostradas indistintamente nos dois ambientes demonstrando serem indiferentes às condições de umidade do solo sob as duas comunidades vegetais.

4- Referências bibliográficas

- Araújo, G.M.; Guimarães, A.J.M.; Nakajima, J.N. (1997). **Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil.** *Revista Brasileira de Botânica* 20:67-77.
- Araújo, G.M.; Haridasan, M. (1997). **Estrutura fitossociológica de duas matas mesófilas semidecíduas, em Uberlândia, Triângulo Mineiro.** *Naturalia* 22: 115-129.
- Costa, A. A.; Araújo, G. M. (2001). **Comparação da vegetação arbórea de cerrado e de cerrado na reserva do Panga, Uberlândia, Minas Gerais.** *Acta botânica Brasilica* 15(1): 63-72.
- Mendes, S. (2002). **Comparação entre os estratos arbóreo e de regeneração na mata de galeria da Estação Ecológica do Panga,**

Uberlândia – MG. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, UFU.

Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology.* New York, Willey & Sons.

Nogueira, M.G. (2002). **Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma mata de galeria inundável em Uberlândia, MG.** Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, UFU.

Pinheiro, F.; Ribeiro, J.F. (2001) **Síndrome de dispersão de sementes em Matas de Galeria do Distrito Federal.** *In Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria.* EMBRAPA, Planaltina. (J. F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca e J.C. Sousa-Silva, eds.), EMBRAPA, Planaltina, p. 335-360.

Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. (1998). **Fitofisionomias do bioma do Cerrado.** *In Cerrado: ambiente e flora.* (S.M. Sano e S.P. Almeida, ed.), EMBRAPA, Planaltina, p. 89-166.

Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. (2001). **As matas de galeria no contexto do Bioma Cerrado.** *In Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria* (J. F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca e J.C. Sousa-Silva, eds.), EMBRAPA, Planaltina, p. 29-45.

Schiavini, I. (1992). **Estrutura de comunidades arbóreas de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG).** Tese de Doutorado, Universidade de Campinas, Campinas.

Schiavini, I.; Resende, J.C.F.; Aquino, F.G. (2001) **Dinâmica de populações de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG.** *In Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria.* (J. F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca e J.C. Sousa-Silva, eds.), EMBRAPA, Planaltina, p. 267-299.

Shepherd, G.J. (1995). **FITOPAC 1. Manual do usuário,** Universidade de Campinas, Campinas.

Silva Junior, M.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Nogueira, P.E.; Rezende, A.V.; Morais, R.O.; Nobrega, M.G.G. (2001). **Análise da flora arbórea de matas de galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos.** *In Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria.* (J. F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca e J.C. Sousa-Silva, eds.), EMBRAPA, Planaltina, p. 143-191.

Vanini, A. (1995). **Fitossociologia de uma mata de brejo no Parque do Sabiá, Uberlândia, MG.** Monografia de Bacharelado, Instituto de Biologia, UFU.

Dieta de grilos *Eidmanacris bidentata* (Orthoptera: Grylloidea: Phalangopsidae)

Gonçalves, M.C.S.¹; Sperber, C.F.²; Meira, R.A.S.³ & Zacaro, A.A.²
¹ Programa de Pós-graduação em Entomologia, Depto. Biologia Animal, E-mail: <mariaacelia@insecta.ufv.br>;² Depto. Biologia Geral;³ Depto. Biologia Vegetal, Universidade Federal de Viçosa, 36570-000 – Viçosa, MG, Brasil.

1. Introdução

A maior parte dos grilos são onívoros, alimentando-se de folhas, frutos, flores, pólen, insetos de corpo mole e restos de insetos, vertebrados mortos, estrume e ovos de mantídeos e de cupins, além de ingerirem minerais, como grãos de areia (Walker & Masaki, 1989). Dentre os grilos de serapilheira florestal, destacam-se os Phalangopsidae, por seu tamanho corporal (adultos a partir de 1 cm de comprimento), suas pernas longas e afiladas, muitas vezes com asas regredidas (Desutter-Grandcolas, 1995). As espécies do gênero *Eidmanacris* (Orthoptera: Grylloidea: Phalangopsidae) forrageiam à noite, e se escondem durante o dia em cavidades ao nível do solo, como covas e troncos de árvores. Para estudar a dieta de ortópteros, tem-se feito observação de comportamento no campo, análise da morfologia do canal alimentar, exame de conteúdo digestivo, de material fecal, de restos de alimentos encontrados em tocas de grilos que escavam (Gangwere, 1961), e testes de prefe-

rência alimentar em laboratório (Chapman, 1990). Como os ortópteros se alimentam de forma descontínua e cautelosa, sua observação no campo é difícil. Testes de laboratório não refletem a diversidade de recursos e condições do campo, podendo levar a uma sub- ou super-estimativa da amplitude de dieta. Assim, para determinar a dieta, utiliza-se a análise de conteúdo digestivo e de fezes. Este trabalho tem como objetivo avaliar dois métodos diferentes de análise de conteúdo digestivo: preparação total e cortes histológicos após inclusão em metacrilato.

2. Métodos

As coletas foram feitas em um fragmento de 70 ha de floresta semidecídua estacional submontana, conhecida como Mata da Biologia, ou Jardim Botânico da UFV, localizada em Viçosa, Minas Gerais (20°45'S, 42°55'W). Foram coletados quatro grilos adultos da espécie *Edimnocris bidentata* Sperber, 1988, que foram fixados em álcool 70%. Os papos destes animais foram extraídos e fixados em solução FAA (formol-ácido acético-álcool, na proporção 1:1:9) durante 24 horas, sendo transferidos em seguida para álcool 70%. Dois papos foram utilizados para análise histológica de material incluído em metacrilato (historesina Leica). As secções histológicas (10µm) foram coradas com azul de toluidina pH 4 (O'Brien & McCully, 1981) e as lâminas permanentes montadas com bálsamo do Canadá. Foi feita preparação total do conteúdo alimentar do papo de dois indivíduos: os papos foram hidratados em água destilada e seus conteúdos foram liberados após rompimento do envoltório (íntima). Cada um dos conteúdos foi homogeneizado e distribuído em três tubos Ependorf, e centrifugados a 10.000 rpm por 6min. O sobrenadante foi descartado e se repetiu a centrifugação por mais duas vezes. O precipitado de um Ependorf foi corado com Safranina, outro com Azul de Astra e o outro com ambos; distribuído em lâminas separadas, cobertas com laminulas, vedadas com esmalte incolor, e conservadas em geladeira. As análises e a documentação fotográfica foram efetuadas em fotomicroscópios (Olympus AX70 e BX60), com luz convencional, polarizada e fluorescência, equipados com câmera digital e o primeiro deles com câmera fotográfica (Olympus PMC35DX).

3. Resultados

Foram encontrados fragmentos de material animal, vegetal e mineral com as duas técnicas. Parte do material interpretado como animal apresentou-se com coloração caramelo, e foi interpretado como quitinoso. Pela análise morfológicas destas estruturas, aparentemente todo o material animal ingerido pertence a artrópodes. Escamas de insetos apresentaram-se sempre isoladas. Foram encontradas porções de folhas, caules e grãos de pólen. Nos cortes histológicos foram detectadas porções musculares, realçadas com luz polarizada, e foi possível avaliar a estrutura anatômica de folhas. A anatomia foliar indicou haverem pelo menos três diferentes espécies de plantas ingeridas, com as seguintes características: (i) estômatos paracíticos, epiderme unisseriada e destituída de tricomas; (ii) epiderme é multisseriada, onde podem ser visualizados idioblastos, possivelmente litocistos contendo cistólito, e idioblastos cristalíferos (drusas); (iii) epiderme unisseriada, estômatos na face abaxial, mesofilo dorsiventral com duas a três camadas de parênquima paliádico e quatro a cinco de parênquima lacunoso, na face adaxial com estrutura secretora. Além disso, nos cortes foram detectados quatro tipos de fragmentos vegetais adicionais: estruturas caulinares (possivelmente fragmentos de casca de árvores) e três tipos de grãos de pólen. Na preparação total foram encontrados oito morfotipos vegetais: cinco tipos de pólen; elementos de vasos condutores; epiderme com estômatos, detectados com fluorescência; e tricomas unisseriados. Vasos condutores e estômatos foram melhor evidenciados com fluorescência.

4. Conclusões

As duas metodologias testadas mostraram-se complementares. Os cortes histológicos fornecem detalhes da anatomia vegetal, par-

ticularmente estruturas internas, que podem permitir a identificação das plantas ingeridas, desde que comparadas a laminário de referência das plantas disponíveis no habitat. Os cortes também fornecem detalhes de partes animais, porém sua caracterização é mais difícil devido a seu fracionamento. A preparação total foi mais eficiente para analisar material pequeno, como antenas, escamas e grãos de pólen, pois eles permanecem inteiros, permitindo a visualização de sua morfologia externa. Além disso o material pequeno se destaca de fragmentos maiores, sendo possível detectar maior diversidade de tipos morfológicos que nos cortes. Nenhum dos métodos aqui utilizados foi adequado para quantificação da dieta: nos cortes a mesma estrutura se repete em várias lâminas; na preparação total, visualiza-se todos os fragmentos, porém muitos deles podem se encontrar aglomerados, e não é possível analisar partes internas destes. Além disso as partes pequenas podem não ter sido ingeridas propositalmente. Concluímos que para insetos herbívoros o método de cortes histológicos após inclusão em metacrilato deve ser preferido.

5. Bibliografia

- Chapman, R. F. 1990. Food selection. In: Chapman, R. F. Joern, A. (eds.) Biology of grasshoppers. New York, John Wiley & Sons. [Chapman, 1990 #1586]
- DESUTTER-GRANDCOLAS, L. Toward the knowledge of the evolutionary biology of phalangopsid crickets (Orthoptera: Grylloidea: Phalangopsidae): data, questions and evolutionary scenarios. J. Orthop. Res., v.4 p.163-75, 1995b.
- GANGWERE, S.K. A monograph on food selection in Orthoptera. Trans. Amer. Entomol. Soc. (Philadelphia), v.87, p.67-230, 1961.
- WALKER, T.J., MASAKI, S. Natural history. In: HUBER, F., MOORE, T.E., LOHER, W. Cricket behavior and neurobiology. Cornell: Cornell University Press, 1989. p.1-42
- O'Brien, T. P. & McCully, M. E. 1981. The Study of Plant Structure Principles and Selected Methods. Termarcarphi PTY. LTD. Melbourne Austrália.

Estrutura de três populações de espécies arbóreas na Floresta Estadual

Navarro de Andrade, Rio Claro, (SP)

Guilherme C. A. Franco¹, Marcelo H. de Carvalho e Leila C.

Moura

Departamento de Ecologia, IB/ UNESP- Campus de Rio Claro, SP

¹ (tubaras@bol.com.br)

1. Introdução

Uma população possui várias características, as quais, apesar de serem bem expressas como funções estatísticas, são propriedades exclusivas do grupo, não sendo características dos indivíduos dentro do grupo. Algumas dessas propriedades são a densidade, a natalidade, a mortalidade, a distribuição etária, o potencial biótico, a sua dispersão e a forma de crescimento (Odum, 1986).

Os estudos em estrutura de populações analisa parâmetros como a densidade, a distribuição etária e sua distribuição espacial. Os outros parâmetros relacionados com a dinâmica da população, como a taxa de crescimento e fenologia, são mais difíceis de serem avaliados por incluir a variável tempo em suas análises.

A distribuição espacial dos indivíduos de uma população é reflexo direto de acontecimentos ao longo dos estágios de vida da espécie e de sua estratégia de dispersão de sementes.

Krebs (1999), destaca três tipos principais de distribuição espacial: agrupada, aleatória ou regular. Segundo Odum (1986), a distribuição aleatória ocorre onde o ambiente é muito uniforme e onde não há tendência à agregação. A distribuição uniforme pode ocorrer onde a competição entre indivíduos é severa ou onde há um antagonismo positivo que promova um escapamento uniforme. Na nature-

za a distribuição agregada representa o padrão mais comum.

No presente estudo definiu-se a análise da estrutura de tamanho e a organização espacial como elementos chaves para a descrição da condição em que se encontram três populações vegetais em um fragmento de mata secundária na Floresta Estadual Navarro de Andrade, a saber: *Holocalix balansae* (Caesalpiniaceae), *Trichilia catigua* (Meliaceae) e *Galipea jasminiflora* (rutaceae).

2. Objetivos

Analisar a estrutura de tamanho das espécies *Holocalix balansae* Mich., *Trichilia catigua* A. Juss., *Galipea jasminiflora* (A. St. Hill.), de tal forma que se possa elaborar um gráfico indicativo da proporção de regenerantes e de indivíduos adultos dentro da população, utilizando os dados de diâmetro na base e altura, onde se tenham representados as fases de plântulas, indivíduo jovem e adulto. Pretende-se assim analisar o potencial de regeneração destas espécies no interior do fragmento. Também é objetivo deste trabalho calcular a densidade das referidas espécies e definir o padrão espacial destas, nas fases de plântulas, jovens, sub-adultos e adultos, e consequentemente analisar como as mesmas ocupam e utilizam o espaço horizontal da área estudada.

Este trabalho é motivado pelo já existente estudo feito na área em 1999 por DAHER, mas com a utilização de outra metodologia, e por trabalho similar realizado em uma mata estacional semidecidual no município de Rio Claro, SP (CAPRETZ, 2000).

3. Material e Métodos

O estudo foi realizado numa área localizada na Floresta Navarro de Andrade, situada a leste da região urbana do município de Rio Claro (SP), encontra-se entre os paralelos 22° 36' e 22° 16' de latitude sul e entre os meridianos 47° 36' e 47° 26' de longitude Oeste, situando-se na região centro-oeste do Estado de São Paulo.

A Floresta Estadual de Rio Claro possui uma área de 2370 ha, dividido em talhões, envolvendo mais de 100 espécies de *Eucalyptus* spp. Estes talhões de idades distintas também abrigam essências nativas com ocorrência frequentes nos fragmentos de mata da região.

As populações estudadas foram amostradas no talhão 45, que é constituído de *Eucalyptus tereticornis*, tendo sido desbastado há 85 anos e possui cerca de 7,75 ha, que atualmente apresenta uma densidade de 80 pés de eucalipto/ha. Esta área possuía mata nativa, que foi retirada para o plantio de café, sendo mais tarde introduzido o eucalipto. Na área predomina solos do grupo terra roxa estruturada (Vilella, 1980 *apud* Daher, 1999). Conforme a classificação de Köppen o clima regional é do tipo "Cwa", tropical com estações bem definidas.

Holocalix balansae (Caesalpiniaceae) é uma árvore de grande porte, com altura dos adultos variando entre 15-25 metros. É uma espécie semidecídua e secundária tardia. Seus frutos são apreciados por morcegos, sendo sua dispersão zoocórica. Sua madeira é atualmente utilizada na marcenaria e carpintaria. Alecrim, alecrim do campo, pau alecrim, ibirapepê são alguns de seus nomes comuns (Carvalho, 1994; Lorenzi, 1998).

Trichilia catigua (Meliaceae), conhecida como catiguá, é uma arvoreta de porte reduzido, cujos indivíduos alcançam até 6 m de altura. Na sucessão ecológica aparece como secundária tardia sendo utilizada em reflorestamento. Sua madeira é indicada para marcenaria, carpintaria e lenha. Possui propriedades medicinais (PIO CORRÊA, 1978 *apud* CAPRETZ, 2000). Seu principal dispersor na Mata S. José é o *Dacnis cayana* ou Sai- azul (MOSCHETO, 1995).

Galipea jasminiflora (Rutaceae), é conhecida também por três-folhas-do-mato, jasmim do mato, jasmim-do-campo ou quino de três folhas. Seu porte é de arvoreta, com altura variando entre 4 e 6 m. É uma planta perene secundária tardia, típica da Mata Atlântica e de florestas estacionais semidecíduais, distribuindo-se desde MG até o PR (LORENZI, 1998).

As populações foram levantadas em uma área total de 1 ha, localizada na porção mais interior do talhão 45. Um sistema de

100 parcelas de 10x10 m foi implantado, nas quais foram levantados todos os indivíduos de 1,30 m de altura, referentes às espécies selecionadas. Em cada parcela de 100 metros quadrados, foram montadas quatro sub-parcelas de 2x2 m, utilizadas para uma amostragem de todos os indivíduos abaixo de 1,30 m de altura. Foram tomados os diâmetros da base e a altura de cada indivíduo. Indivíduos até 1,80 m tiveram sua altura medida com o auxílio de uma fita métrica. A altura das árvores maiores que 1,80 m foi estimada. Indivíduos com até 130 cm de altura foram amostrados em uma área correspondente a 0,16 ha, e o valor de sua densidade corrigido para a área de 1 ha.

Após o levantamento das três populações foram elaborados histogramas de frequência para análise das classes de tamanho e diâmetro dos indivíduos de cada população, e foram avaliados os padrões de distribuição espacial destas espécies, nas escalas de 4 m² para indivíduos com altura inferior a 1,30 m, e na de 100 m² para indivíduos com altura superior a 1,30 m, utilizando a relação variância/ média, o Índice de Morisita e Morisita padronizado. Tais índices são amplamente utilizados para demonstrar o grau de agregação de indivíduos, sendo por este motivo escolhidos para o estudo.

Para os cálculos dos índices de dispersão, foram utilizados programas do pacote de softwares estatísticos Krebs / Win (versão 0.9) apresentado por Krebs em 1999.

4. Resultados

Os dados de densidade das três populações levantadas indica que *Trichilia catigua* é a espécie com presença mais marcante, seguida de *Galipea jasminiflora* e *Holocalix balansae*. Para comparação das três populações estudadas, os indivíduos de altura maior que 300 cm foram agrupados em uma única classe de tamanho para o cálculo de sua densidade e de sua distribuição espacial. Tal intervalo representa os indivíduos adultos das espécies típicas do sub-bosque, e agrupa sub-adultos e adultos de espécies típicas de dossel da mata.

A maior proporção de plântulas e jovens abaixo de 1,30 m foi de *T. catigua*, representando 86,5 % de sua população total. Para *H. balansae*, foi apresentado um alto número de indivíduos menor que 50 cm (59,9%), uma porcentagem de indivíduos maiores que 300 cm de altura (19,4%) e valores das classes intermediárias, entre 50-300 cm, na ordem de 20,6%. A porcentagem de adultos para *G. jasminiflora* é de 20,9%, a de intermediários é de 71,7% e jovens, ou indivíduos menores de 50 cm, é de 7,2%.

A divisão dos indivíduos das três populações em classes de tamanho e diâmetro na base produziu histogramas cujo comportamento correspondente ao padrão J invertido, caracterizado por um grande número de plântulas e juvenis, com a diminuição gradual das abundâncias das classes seguintes, culminando com poucos adultos. Os gráficos de tamanho e diâmetro basal foram muito semelhantes, ou seja, mostraram as mesmas tendências dentro de cada espécie.

Distribuição espacial

H. balansae apresentou para os três índices calculados, para todos os estágios de crescimento, o padrão agregado de distribuição espacial.

T. catigua apresentou para os três índices calculados, para todos os estágios de crescimento, o padrão agregado de distribuição espacial.

G. jasminiflora apresentou para os três índices calculados, para os estágios de crescimento, acima de 50 cm, o padrão agregado de distribuição espacial. Entretanto, de acordo com o ID e Morisita padronizado, os indivíduos abaixo de 50 cm apresentaram padrão aleatório; o índice de Morisita também confirma este resultado, embora a probabilidade de acerto de seu teste de significância Qui-quadrado (χ^2) seja 0,533.

5. Conclusão

Para a população das três espécies avaliadas, foi encontrado para classe de tamanho maior que 301 cm, valores, *T. catigua* (3,65%), *H. balansae* (19,46%) e *G. jasminiflora* (20,95%), rela-

tivamente mais alto que a Mata São José (0,9%, 2% e 4% respectivamente). Isto pode representar uma boa adaptação na área estudada ou pelo fato da área ser relativamente jovem e estas espécies ainda não se encontrarem estabilizadas. Uma outra hipótese para o baixo número de adultos na mata São José pode ser devido a uma maior intensidade de exploração destas espécies para uso medicinal e utilização de sua madeira em marcenarias e carpintarias.

Para a primeira classe de tamanho, a porcentagem de *H. balansae* (59,96%) esteve próxima a da mata São José (64%) sendo que *T. catigua* apresentou uma porcentagem maior (45,66%) que esta (29%) e a porcentagem de *G. jasminiflora* para esta classe (7,27%) foi menor que a da mata (3%).

Comparado com o trabalho na Floresta Navarro de Andrade de 1999, com exceção da classe de tamanho maior que 301 cm (23,4%) que foi menor que o encontrado no presente estudo, para as três populações as classes de tamanho apresentaram porcentagens muito próximas, indicando que a estrutura destas populações não se alterou significativamente nos últimos 4 anos. *G. jasminiflora* apresentou uma porcentagem relativamente baixa de indivíduos na primeira classe de tamanho, indicando uma possível perturbação na espécie, podendo ser mudanças em sua fenologia devido a fatores climáticos, uma baixa germinação de suas sementes ou uma alta mortalidade de suas plântulas. Entretanto, não é possível saber a porcentagem exata encontrada para a classe de tamanho 0-0,5 cm no trabalho de (DAHER, 1999), tornado impossível a comparação com os dados do presente trabalho e uma melhor confirmação destas hipóteses.

O padrão J invertido para os histogramas de frequência, altura e diâmetro basal, foi repetido para as três espécies nos três trabalhos, indicando que as populações apresentam característica estável e auto-regenerativa. Os gráficos de distribuição espacial mostram uma boa distribuição dos indivíduos de *T. catigua* e *H. balansae* na área estudada. Já *G. jasminiflora* apresenta uma distribuição mais concentrada a oeste podendo ser explicada pelo fato de haver afloramento de basaltos na parte mais a leste, incompatível com a preferência da espécie. Estes padrões de distribuição se repetem de forma semelhante para todo o talhão (DAHER, 1999). Na mata S. José, os indivíduos apresentaram um padrão espacial mais concentrado em um lado da área, tendo como explicação o fato de moitas de bambu e presença de lianas impedirem a avanço dessas populações (CAPRETZ, 2000).

6. Referências Bibliográficas

- CAPRETZ, R. L., 2000, Estrutura de População das espécies *Galipea jasminiflora* (A. St. Hill.), *Trichilia catigua* A. Juss., *Centrolobium tomentosum* Guill. Ex Benth. e *Holocalix balansae* Mich. no fragmento de floresta estacional semidecidual da Fazenda São José, Rio Claro - Araras (SP), Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, SP.
- CARVALHO, P. E. R., 1994, *Espécies Florestais Brasileiras: Recomendações Silviculturais, Potencialidades e Uso da Madeira*, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Centro Nacional de Pesquisa de Florestas (CNPF), Brasília, 640p.
- DAHER, M. C., 1999, Estrutura de seis populações vegetais no horto florestal Navarro de Andrade, Rio Claro (SP), Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, SP
- KREBS, C. J., 1999, *Ecological Methodology*, Harper & Row, Cambridge.
- LORENZI, H. 1998, *Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*. Nova Odessa: ed Plantarum, vol. 2, 352p.
- MOSCHETA, I. S. 1995, Morfologia e desenvolvimento dos frutos, sementes e plântulas de *Cabralea canjerana*, *Guarea kunthiana* e *Trichilia catigua*, Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro (SP).
- ODUM, E. P., 1986, *Ecologia*, 1ª Edição, Guanabara, Koogan, Rio de Janeiro, RJ., 187-231.

Efeitos da influência da área e forma de fragmentos florestais de floresta estacional semidecidual sobre a riqueza de espécies de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera)

Gustavo Schiffler¹; Julio Neil Cassa Louzada¹; Teresa Telles Gonçalves^{1,*}
Universidade Federal de Lavras¹

1. Introdução

Os coleópteros da família Scarabaeidae, mais conhecidos como rola-bosta, desempenham importante papel no funcionamento dos ecossistemas terrestres tropicais, influenciando principalmente a ciclagem de nutrientes. Este grupo possui milhares de espécies, contribuindo sensivelmente para o aumento da riqueza das comunidades de insetos na região tropical.

A fragmentação florestal a partir exploração e ou ocupação humana do hábitat, representa um grande impacto no ambiente, causando muitas mudanças físicas e biológicas no ecossistema local, como resultado da perda de hábitat e insularização (Laurence, 1990). O efeito destas mudanças sobre a biodiversidade pode ser um resultado direto de desmatamento não aleatório de uma determinada área florestal, o que implica na falta de representatividade de um determinado micro-hábitat e/ou de um grupo de espécies em fragmentos isolados, ou um resultado indireto, devido a uma série de causas e efeitos (Zuidema *et al.*, 1996).

Os scarabeídeos respondem negativamente à fragmentação florestal (Halfpeter *et al.*, 1992) podendo ser utilizados como indicadores da integridade e qualidade das porções de hábitat remanescentes. Klein (1989), observou que a área do fragmento florestal explicava grande parte das alterações na diversidade e abundância de Scarabaeidae. No entanto não somente a área do fragmento explica as modificações nas propriedades estruturais e funcionais em um ambiente fragmentado. A forma do fragmento e características influenciadas por esta, como o efeito de borda e a complexidade de forma influenciam o habitat modificando a estrutura e as propriedades funcionais, assim como a existência de microambientes.

Este trabalho teve o objetivo de estudar a relação entre a riqueza de Scarabaeidae e a área e complexidade de forma de fragmentos de floresta estacional.

2. Metodologia

O trabalho foi desenvolvido no período de 11 de dezembro de 2001 a 26 de janeiro de 2002, em 13 fragmentos de floresta estacional semidecidual montana, no sul de Minas Gerais, localizados nos municípios de Lavras, Ribeirão Vermelho, Ingai e Minduri, na microrregião do alto Rio Grande. As localidades estudadas ficam entre as coordenadas 21° 09' e 21° 36' s e 44° 35' e 45° 04' w, onde prevalece o clima do tipo cwB de Koppen, com precipitação média anual de 1.493,2 mm e temperatura média anual de 19,3°C, com máximas de 26,9°C e mínimas de 14°C e cotas altimétricas variando de 900 a 1200 m.

Em cada fragmento foram instalados seis conjuntos de três armadilhas tipo *pitfall* para coleta de Scarabaeidae. Os conjuntos foram instalados respeitando-se uma distância mínima de 20 m da borda e 20 m um do outro. Cada conjunto recebeu uma armadilha iscada com fezes humanas, uma com banana em decomposição e outra com carcaça. As armadilhas de cada conjunto foram instaladas a 2 m uma da outra e expostas por 48 h (dois dias e duas noites).

Para a verificação da riqueza de espécies do fragmento foram utilizadas três abordagens alternativas. A primeira foi a riqueza absoluta, ou o somatório de todas as espécies capturadas no fragmento, a segunda a riqueza obtida através do estimador não-paramétrico Jackknife 2 (Jack2) e a terceira foi a estimativa da riqueza através do procedimento de rarefação. A área do fragmento foi obtida com o auxílio de GPS, gerando a medida do perímetro, usada para o cálculo da complexidade da forma. Estas variáveis foram relacionadas com a riqueza de espécie absoluta, e a riqueza estimada por *Jackknife* de segunda ordem e a riqueza de espécies

estimada por rarefação.

3. Resultados e Discussão

Foram capturadas 58 espécies de Scarabaeidae, pertencentes a 21 gêneros, os quais estão incluídos em 5 tribos, num total de 2571 indivíduos.

Nenhuma das medidas de riqueza de espécies respondeu ao efeito da área. Contudo, a riqueza de espécie estimada por rarefação diminuiu com o aumento da complexidade de forma do fragmento florestal.

Se considerarmos como padrão a correlação positiva entre a riqueza de espécies e a área do fragmento florestal, como predito por Mcguinness (1984a) e Rosenzweig (1995), sabendo ainda, que neste estudo não houve efeito do artefato de amostragem por terem sido padronizadas o número de amostras (*pitfall*) e de indivíduos (rarefação), existem pelo menos duas hipóteses para que não tenha ocorrido relação positiva entre o número de espécies e a área nos fragmentos de floresta estudados: a) o aumento da riqueza de espécies nos fragmentos florestais menores, devido à invasão de espécies, alterando a relação espécie-área; ou b) a diminuição da riqueza de espécies nos fragmentos florestais maiores, devido à dominância de poucas espécies.

Segundo Brown & Kodric-Brown (1977) em áreas menores ocorre o aumento da taxa de colonização por espécies provenientes de ecossistemas vizinhos. Para averiguar se esse processo estava interferindo na riqueza de espécies locais, foi analisado se a proporção de espécies invasoras aumentava com a diminuição da área do fragmento florestal. Estatisticamente não houve significância entre a proporção de espécies invasoras e a área do fragmento ($R^2=0,009$; $F_{1,11} = 0,882$; $p=0,367$).

Mesmo sem evidência que pudesse sustentar a hipótese de que as espécies invasoras poderiam contribuir para o aumento da riqueza de espécies em fragmentos menores alterando a relação espécie-área, nestas áreas observou-se a invasão de espécies de campo, tais como: *Dichotomius bos*, *Canthon virens* e *Onthophagus ranunculus*, o que pode indicar uma demanda por estudos futuros sobre invasão de comunidades em fragmentos pequenos.

Algumas espécies de insetos e mamíferos são naturalmente muito abundantes em ecossistemas preservados, dominando em número de indivíduos a comunidade local. Quando o ambiente sofre alguma perturbação (e.g. queimada e/ou mudança da vegetação) acontece uma queda da população originalmente dominante e outro grupo de espécies passa a dominar o habitat modificado (Louzada, 1996; Rosa, 2002). O Índice de *Pielou*, que mostra o quão igualmente estão representadas as espécies numa comunidade (Magurran, 1998), não apresentou correlação estatisticamente significativa com a área do fragmento ($R^2=0,090$; $F_{1,11}=0,005$; $p=0,943$). Aparentemente não existe um padrão de aumento da dominância em função do aumento da área.

A complexidade da forma favorece o efeito de borda (Didham, 1997), e quanto mais o interior do fragmento fica exposto a esse efeito, maior a tendência de perda de espécies (Lovejoy et al., 1986). Houve uma diminuição da riqueza de espécies estimada por rarefação, com o aumento da complexidade de forma. Essa relação, da riqueza de espécies com a complexidade de forma, sugere que o efeito de borda diminui a riqueza de espécies de Scarabaeidae em fragmentos florestais maiores na região estudada.

Outros fatores que não somente a área, explicam a variação na riqueza das espécies de insetos entre fragmentos florestais diferentes (Louzada, 1995, 2000; Speber, 1999). Além do tamanho e forma dos fragmentos devem estar envolvidos na distribuição das espécies de Scarabaeidae na região estudada variáveis distintas de outros ecossistemas analisados. Ao contrário dos resultados obtidos neste trabalho, nos fragmentos florestais de Mata Atlântica no município de Viçosa, MG, a riqueza de espécies aumentou com a complexidade da forma, quando a amostragem foi proporcional ao tamanho do fragmento (Louzada, 2000).

Sabendo que, os Scarabaeidae respondem prontamente as alterações do ambiente (Halffter & Favila, 1992), muitas das mudanças em características ambientais podem estar levando a um padrão de distribuição local que não é detectado pela relação espécie-área.

Assim, uma análise pormenorizada de outras variáveis além da forma e da área do fragmento deve ser realizada para verificar possíveis influências na estrutura das comunidades de Scarabaeidae em fragmentos florestais.

4. Conclusões

Os resultados permitem afirmar que as comunidades de Scarabaeidae dos fragmentos de floresta da região de Lavras, MG, não seguem a relação espécie/área. Aparentemente a inexistência da relação espécie/área não se deve ao aumento da taxa de invasão de espécie em fragmentos florestais menores, assim como não seria devido à dominância de espécies em fragmentos maiores.

A diversidade de Scarabaeidae diminuiu com o aumento da complexidade da forma do fragmento florestal. As evidências mostram que existem outros fatores, que não somente a área e a forma do fragmento, determinando a riqueza de espécies em fragmentos florestais existindo indícios de que as variáveis de desenho influenciam a riqueza de espécie distintamente de acordo com o ecossistema e ou taxa envolvido.

5. Referências Bibliográficas

- ARRHENIUS, O. 1921. *Species and area*. J. Ecol., v.9, p.95-99.
- BROWN, J.H.; KODRIC-BROWN. 1977. *A. Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction*. Ecology, v.58, p.445-49.
- DIDHAM, K.D. 1997. *The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia*. In: LAURENCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O.JR. (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: The University of Chicago, p. 55-70.
- HALFFTER, G.; MATHEWS, E.G. 1996. *The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae)*. Fol. Ent. Mex., v.12/14, p.1-312.
- HALFFTER, G.; FAVILA, M.E.; HALFFTER, V. 1992. *Comparative studies on the structure of scarab guild in tropical rain forest*. Fol. Ent. Mex., v.82, p.195-238.
- KLEIN, B.C. 1989. *Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia*. Ecology, v. 6, p.1715-1725, 1989.
- LAURENCE, W.F. 1990. *Comparative responses of five arboreal marsupial to tropical forest fragmentation*. Journal of Mammalogy, v. 71, p.641-653.
- LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR., R.O.; RYLANDS, A.B.; MALCON, J. R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L. BROWN, K.S.JR.; POWELL, A.H.; POWELL, D.V.N.; SCHUBART, H.O.R.; HAYS, M.B. 1986. *Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments*. In: SOULE, M.E. (ed). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Massachusetts: Sunderland p. 257-85.
- LOUZADA, J.N.C. 2000. *Efeitos da fragmentação florestal sobre a comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera)*. Viçosa, MG: UFV. (Tese – Doutorado Entomologia).
- LOUZADA, J.N.C.; SCHIFFLER, G.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. 1996. *Efeitos do fogo sobre a comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera) da restinga da Ilha de Guriri, Norte do ES*. In: MIRANDA, H.S.; SAITO, C.H., SOUZA DIAS, B.F. (eds). *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. Brasília: UnB, p.161-169.
- LOUZADA, J.N.C. 1995. *A comunidade de Scarabaeidae s. str. (Insecta, Coleoptera), em fragmentos de floresta atlântica*. Viçosa

sa, MG: UFV. (Dissertação – Mestrado Entomologia).

MCGUINNESS, K.A. 1984. Equations and explanations in the study of specie-area curve. *Biol. Rev.* v.59, 423-40.

ROSA, A.O. 2002. Comparação da diversidade de mamíferos não-voadores em áreas de florestas de restinga e áreas reflorestadas com *Pinus elliotti no sul do Brasil*. São Leopoldo, RS: UNISINOS, 2002. (dissertação- mestrado).

ROSENZWEIG, M.L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge, Cambridge University Press. 436p.

SPEBER, C.F. 1999. Por que há mais espécies de grilos (Orthoptera: Grylloidea) em fragmentos florestais maiores. Rio Claro: Instituto de Biociências, UNESP. (Tese – Doutorado em Zoologia).

ZUIDEMA, P.A.; SAYER, J.A.; DIJKMAN, W. 1996. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation*, v.23, p. 290-297,

*teresatelles1@yahoo.com.br

Palavras-chave: Scarabaeidae, riqueza de espécies, fragmento florestal, área, forma.

Efeitos da Heterogeneidade de Habitat e da Sazonalidade em Assembléias de Formigas no Parque Estadual do Rio Doce, MG

Igor R. Coelho^{ab}, Cinthia B. Costa^b, Sabrina S. P. Almeida^b & Sérgio P. Ribeiro^b

^a Graduando em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto (igorismo@hotmail.com)

^b Laboratório de Ecologia Evolutiva de Herbívoros de Dossel e Sucessão Natural, DECB/ICEB/ Universidade Federal de Ouro Preto

1. Introdução

As paisagens naturais são formadas por mosaicos que respondem de maneira distinta às condições ambientais (Farnsworth & Ellison 1996). Estes mosaicos, entretanto, são formados por uma combinação de fatores abióticos e bióticos cujas influências sobre as espécies estruturam as comunidades (Gosz 1993). Em função de mudanças abruptas nestas condições surgem, nas mais diversas escalas, limites entre comunidades que ocorrem em habitats contíguos. As dinâmicas ecológicas ligadas a estes ecótonos ou zonas de transição são fundamentais para a manutenção das populações de várias espécies que transitam entre estes mosaicos.

As transições abruptas no ambiente físico são facilmente perceptíveis. Qualquer mudança nas encostas, solo ou drenagem, podem produzir vários padrões diferentes de vegetação com bordas bem definidas. Estas bordas, por sua vez, podem ser diferenciadas das outras zonas de transição gradual da vegetação chamadas ecótonos (van der Maarel 1990). Entretanto, outros estudos sobre ecótonos consideram que os gradientes ambientais que caracterizam os limites de duas formações vegetacionais são relativamente severos e abruptos (Kapos *et al.* 1993; Bedford & Usher 1994).

As formigas são o objeto de estudo desse trabalho porque são insetos dominantes em quase todos os ambientes terrestres do planeta. Possuem numerosos atributos que as fazem ideais para os estudos de biodiversidade. Desses atributos incluem-se grande diversidade de hábitos alimentares, um bom conhecimento taxonômico do grupo, facilidade de coleta e ninhos estacionários que permitem serem monitorados durante um tempo. Além disso, são sensíveis a mudanças ambientais e desempenham importantes funções no ecossistema incluindo interações com outros organismos em todos níveis tróficos (Andersen 1991, Alonso & Agosti 2000).

Poucos estudos enfocam a influência da mudança de tempe-

ratura e umidade ao longo do ano em assembléias de formigas. Para certas regiões tropicais a quantidade de chuva muda de uma forma muito evidente definindo claramente duas estações, seca e chuvosa, o que certamente deve interferir na distribuição e atividade de forrageamento das formigas. De um modo geral, os efeitos da sazonalidade na abundância e riqueza de insetos ainda são aspectos pouco explorados na ecologia tropical (Wolda *et al.* 1998; Kaspari 2000).

O objetivo geral deste trabalho é estudar os efeitos da heterogeneidade ambiental e da sazonalidade sobre a riqueza e abundância das formigas ativas no solo.

2. Métodos

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Com aproximadamente 36000 ha, abrange parte dos municípios de Timóteo, Marliéria e Dionísio - entre os paralelos 19° 48' 18" - 19° 29' 24" S e meridianos 42° 38' 30" - 42° 28' 18" W limitado ao Leste pelo Rio Doce e ao Norte pelo Rio Piracicaba (IEF 1994a).

O PERD situa-se no bioma Mata Atlântica, estando no domínio da floresta estacional semidecídua. A vegetação é composta de mosaicos de florestas primárias e secundárias e a variação altimétrica situa-se entre 230 e 515m.

Desenho amostral

As coletas foram realizadas em setembro de 2001 e abril de 2002. Em cada estação foram instaladas 300 armadilhas nos mesmos locais. Foram definidos transectos de 150m com instalação de armadilhas a cada 5m, totalizando 30 armadilhas por transecto. Os sítios de estudo foram classificados da seguinte forma: 1) Trilha da Tereza (mata alta primária) com quatro transectos; 2) Trilha do Gambá A e B (mata baixa) com um transecto cada; 3) Orla da Lagoa do Bispo D. Helvécio (ecótono de mata baixa com ambiente herbáceo das margens da lagoa) com um transecto; 4) Orla da Lagoa Bonita (ecótono de mata baixa com ambiente herbáceo das margens da lagoa) com um transecto e 5) Salão Dourado (mata com aceiro) com dois transectos. Todas as armadilhas foram deixadas por um período de sete dias e, após serem recolhidas, o material coletado foi triado em laboratório, os indivíduos identificados ao nível de gênero de acordo com chave de identificação (Bolton 1994) e separados em morfoespécies e, quando possível, ao nível de espécie, com base em comparação com coleção de referência do Departamento de Ciências Biológicas da UFOP.

Para se comparar a riqueza e a abundância de formigas entre as estações e os tipos vegetacionais, foram utilizados modelos de análise de variância (ANOVA; modelo Tipo III do pacote de modelos lineares gerais do SPSS) sobre valores logaritimizados para correção de homocedasticidade. Para estudos de composição, distribuição e similaridade faunística foi utilizada uma análise ordenação simples, com distâncias de Bray-Curtis.

3. Resultados e Discussão

Foi encontrado um total de 9291 indivíduos, distribuídos em seis subfamílias, 35 gêneros e 110 morfoespécies.

Na estação seca, setembro de 2001, foram coletados 3075 indivíduos, 24 gêneros e 65 morfoespécies. O gênero mais representativo foi *Solenopsis* com 31,06 % do total de indivíduos. Dentre os grupos funcionais, as especialistas de clima, que são aquelas adaptadas a certas condições específicas de umidade e temperatura, representadas por 32 morfoespécies, foram as dominantes em todos os sítios estudados e representaram 61,66% da amostragem. Na estação chuvosa, abril de 2002, foram registrados 6216 indivíduos, 30 gêneros e 78 morfoespécies. O gênero mais freqüente foi *Nomamyrmex* com quase 65% do total de indivíduos. As especialistas de clima também foram mais abundantes, representando 78,5% e 30 morfoespécies.

Registraram-se cinco gêneros e 32 morfoespécies exclusivas na estação seca; e 11 gêneros e 45 morfoespécies exclusivas na estação chuvosa.

Houve diferença significativa na riqueza e abundância entre as duas estações, sendo que a chuvosa apresentou maiores valores tanto para riqueza (ANOVA, $F_{2; 593} = 9,3$; $p < 0,001$) e abundância (ANOVA, $F_{2; 593} = 9,3$; $p < 0,001$). É importante salientar que a riqueza por amostra foi elevada ($4,1 \pm 1,0$ espécies por armadilha na estação chuvosa).

Todas as vegetações foram significativamente diferentes umas das outras em relação à riqueza de formigas, com exceção da mata baixa e orla de lagoa, que tiveram maior riqueza média que as demais (ANOVA, $F_{3; 593} = 32.669$; DMS, $p < 0,005$). Este padrão foi consistente em ambas estações do ano (ANOVA, interação $F_{3; 593} = 0,25$; $p > 0,05$).

Da mesma forma, houve diferença significativa na abundância de formigas entre as vegetações, com exceção da mata baixa e orla de lagoa, que foram marginalmente diferentes e apresentaram maior riqueza média que as demais. (ANOVA, $F_{3; 593} = 30.842$; DMS, $p < 0,05$), em ambas estações (ANOVA, interação $F_{3; 593} = 1,8$; $p > 0,05$).

As espécies revelaram pouco efeito de hábitat. Somente a fauna de mata alta primária foi diferenciada das demais vegetações. Muitas espécies foram capturadas tanto em habitats de mata quanto em ecótonos, indicando pouca fidelidade de hábitat.

O estudo da ecologia de formigas de florestas tropicais procura entender o quanto a estrutura e a função das assembléias de formigas variam entre estas florestas e outros biomas. Esta abordagem requer a compreensão das respostas das formigas ao estresse e ao distúrbio ambiental. A chave para tal entendimento é a identificação de grupos funcionais que respondem previsivelmente ao estresse e distúrbio (Lavorel *et al.* 1997; Smith *et al.* 1997).

O fato de ter sido encontrada uma grande densidade de formigas que se enquadraram dentro do grupo das especialistas de clima tropical, sugere que os sítios estudados possuem grande complexidade estrutural. Esse grupo responde positivamente a ambientes sombreados e heterogêneos, caracterizados por espécies estresse-tolerantes. Também foram encontradas espécies que predominam em ambientes abertos e ensolarados, porém em densidades muito pequenas (menos que 1% do total de indivíduos). Provavelmente são formigas arbóreas dominantes que forrageiam no solo, e que são facilmente encontradas nos ambientes ecotonais aqui estudados. A maior abundância de formigas na estação chuvosa deve-se a presença de um único gênero, *Nomamyrmex*. Este gênero pertence à subfamília Ecitoninae e compreende as formigas de correição, tendo ninhos itinerantes e sendo predadoras bastante agressivas e com dietas especializadas. Sua presença indica a existência de recursos alimentares, ou seja, outras espécies de insetos em grande quantidade. Este mesmo gênero está incluído dentro das especialistas de clima e contribuiu significativamente para a maior representatividade do grupo.

Aparentemente, os processos que definem a composição das assembléias de formigas no Parque Estadual do Rio Doce podem ser resultantes de mecanismos não-interativos, porém de causa até aqui desconhecidas, visto que os dados não sustentam a hipótese de compartimentalização dos recursos em resposta à competição (veja também Soares *et al.* 2001).

4. Conclusões

Este presente estudo trouxe uma nova abordagem ao comparar o efeito de bordas com áreas perturbadas e ecótonos naturais. Sistemas naturais de orla de lagoa com matas mostraram um excelente campo a ser explorado, particularmente devido à sua frequência e importância ecológica no Parque Estadual do Rio Doce.

A diversidade alfa foi relativamente elevada para todas as áreas, mas apenas a mata alta apresentou uma fauna distinta às demais, assim influenciando substancialmente, tanto do ponto de vista quantitativo quanto qualitativo, a diversidade total do Parque.

Sob o ponto de vista de manutenção de diversidade biológica, os resultados aqui obtidos indicam que é importante preservar os mais diversos habitats, sendo ecótonos com ambientes naturais,

como as orlas das lagoas, tão importantes quanto as bordas do Parque com agro-ecossistemas.

(Agradecimentos: Ao IEF, PELD/CNPq, FAPEMIG).

5. Referências Bibliográficas

- Alonso, L. E. & D. Agosti. (2000). Biodiversity studies, monitoring, and ants. An Overview, p. 1-8. In: D. Agost, J. D. Majer, L. E. Alonso & Schultz (eds.), *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Inst. Press, Washington and London.
- Andersen, A. N. (1991a). Parallels between ants and plants: implications for community ecology. Pp. 539-558. In: C. R. Huxley & D. F. Cutler (eds.), *Ant plant interactions*. Oxford University Press, Oxford.
- Andersen, A. N. (1995). A classification of Australia ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *J. of Biogeogr.* 20:15-29.
- Andersen, A. N. (1997a). Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: A comparison with Australia. *J. of Biogeogr.* 24:433-460.
- Bedford, S. E. & Usher M. B. (1994). Distribution of arthropod species across the margins of farm woodlands. *Agric. Ecosys. Envir.* 48: 295-305.
- Bolton, B. (1994). Identification Guide to the Ant Genera of the World. Harvard University Press, Cambridge.
- Dangerfield, J. M., Pik, A. J., Britton, D., Holmes, A., Gillings, M., Oliver, I., Briscoe, D. & Beattie, A. J. (2003). Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Aust. Ecol.* 28, 227-236.
- Farnsworth, E. J. & Ellison, A. M. (1996). Scale-dependent spatial and temporal variability in biogeography of mangrove root epibiont communities. *Ecol. Monogr.* 66: 45-66.
- Gosz J. R. (1993). Ecotone hierarchies. *Ecol. Appl.* 3, 369-376.
- Hoagland, B. W. & Collins, S. L. (1997). Gradient models, gradient analysis, and hierarchical structure in plant communities. *Oikos* 78, 23-30.
- IEF (Instituto Estadual de Florestas) (1994a). *Pesquisas prioritárias para o Parque Estadual do Rio Doce*, Brasil. Belo Horizonte. 35 pp.
- Kapos, V., Ganade, G., Matsui, E. & Victoria, R. L. (1993). Delta 13C as an indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. *J. Ecol.* 81: 425-432.
- Kaspari, M. (2000). A primer of ant ecology. In: D. Agost, J. D. Majer, L. E. Alonso & Schultz (eds.), *Ants Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*, Smithsonian Inst. Press, Washington and London.
- Lavorel, S., S. McIntyre, J. Landsberg, and T.D.A. Forbes. (1997). Plant functional classifications: From general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Systematics* 12:474-478.
- Shiple, B. & Keddy, P. A. (1987). The individualistic and community-unit concepts as falsifiable hypotheses. *Vegetatio* 69, 47-55.
- Smith, T. M., H. H. Shugart, and F. I. Woodward (eds.). (1997). *Plant Functional Types: Their Relevance to Ecosystem Properties and Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Soares, S. M., Schoederer, J. H. & deSouza, O.G. (2001). Processes involved in species saturation of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera, Formicidae). *Aust. Ecol.* 26: 187-192.
- van der Maarel, E. 1990. Ecotones and ecoclines are different. *J. Veg. Sci.* 1, 135-138.
- Wolda, H. 1988. Insect seasonality: Why? *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19: 1-18.

Estrutura do componente arbóreo de mata estacional de encosta no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS

Jair Gilberto Kray^{a,b} (jgkgray@bol.com.br) & João André Jarenkow^b
^aBolsista de Iniciação Científica, ^bDepartamento de Botânica, UFRGS

1. Introdução

As formações florestais, no Rio Grande do Sul, apresentam ampla variação na composição florística e na organização espacial. Essas variações devem-se principalmente a diferenças de altitude, determinadas pela presença do Planalto Sul-Brasileiro, e à proximidade ou distanciamento dos dois corredores de entrada de espécies tropicais no Estado: o leste, entre as encostas da Serra Geral e oceano Atlântico, e o oeste, ao longo da bacia dos rios Paraná-Uruguaí (Rambo 1961, Jarenkow e Waechter 2001).

No processo de colonização do Estado, a cobertura florestal original foi severamente alterada, encontrando-se atualmente uma vegetação composta de fragmentos florestais em geral de pequeno tamanho e em níveis variados de alteração (Irgang 1983). Neste quadro, estudos florístico-estruturais têm sido conduzidos em florestas com bom estado conservação (Knob 1978, Jarenkow e Baptista 1987, Vasconcellos *et al.* 1992, Waechter *et al.* 2000, Brena e Longhi 2002, entre outros), na tentativa de melhor descrever e estabelecer relações entre os distintos tipos florestais originais.

A região de Porto Alegre tem recebido especial atenção desde os primeiros naturalistas que passaram pelo Estado, destacando-se, entre os trabalhos que abordam aspectos de comunidades florestais, os de Rambo (1954), Baptista e Irgang (1972), Knob (1978), Baptista *et al.* (1979), Aguiar *et al.* (1986), Brack *et al.* (1998), Porto (1998), Backes (1999) e Oliveira e Porto (2000).

Os morros graníticos de Porto Alegre e arredores constituem a projeção mais setentrional do Escudo Cristalino Sul-Rio-Grandense (Rambo 1954), e comportam uma vegetação que varia desde campos pedregosos localizados em topos de morros e terrenos ondulados, a matas hígrófilas em fundos de vales e encostas de morros com exposição sul, com solos mais profundos e úmidos (Aguiar *et al.* 1986, Brack *et al.* 1998, Porto 1998). A região é considerada como de transição entre floras de procedências e idades distintas (Rambo 1954). Entretanto, na composição arbórea das florestas há um predomínio de espécies migradas de regiões tropicais, tanto do leste quanto do oeste do Planalto Sul-Brasileiro, com influência aparentemente mais acentuada daquelas do oeste (Rambo 1954, Aguiar *et al.* 1986).

A criação do Parque Estadual de Itapuã, em Viamão (Rio Grande do Sul 1997), tem proporcionado a condução de estudos integrados visando uma abordagem mais ampla e de longo prazo, sobre a florística, a organização espacial e a dinâmica de um ecossistema florestal na região metropolitana de Porto Alegre. Neste sentido, o presente estudo teve como objetivo determinar a estrutura do componente arbóreo de uma floresta na encosta sul, em uma parcela permanente, com vistas a ampliar o conhecimento sobre essas formações na região.

2. Material e Métodos

Área de estudo: localiza-se no Morro do Campista, Parque Estadual de Itapuã, entre as coordenadas 30°20' a 30°27'S e 50°50' a 51°05'W, Viamão (RS), às margens da Laguna dos Patos. O parque apresenta um conjunto de praias com dunas movediças, lagoas permanentes e temporárias, além de morros graníticos com altitudes variando entre cinco e 263 metros acima do nível do mar. O clima regional é subtropical úmido, do tipo Cfa de Köppen, com médias de temperatura e precipitação de 19,5°C e 1.347 mm, respectivamente. Nos 5.566,5 ha do parque, ocorre o predomínio de solos originados pela intemperização do granito do Escudo Sul-Rio-Grandense. A floresta estudada apresenta-se bem preservada pertencendo à zona primitiva do parque (pouca intervenção antrópica no passado), co-

brindo uma encosta com exposição sul, com afloramentos graníticos no seu interior (Rio Grande do Sul 1997).

Procedimento amostral e analítico: para a amostragem, demarcaram-se 50 quadrados de 10 m de lado, dispostos em meio hectare (50m x 100m), nos quais se inventariaram todos os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP), a 1,3m do solo, igual ou superior a 10 cm. Os parâmetros fitossociológicos estimados foram os de densidade, frequência e cobertura (a partir da área basal) absolutas e relativas e o valor de importância (VI, que foi dividido por três) para cada espécie amostrada (Mueller-Dombois e Ellenberg 1974). A diversidade específica determinou-se pelo índice H' de Shannon e a equabilidade pelo índice J' de Pielou (Magurran 1988).

3. Resultados e Discussão

As espécies amostradas foram 38, distribuídas em 32 gêneros e 22 famílias. Myrtaceae, com sete espécies, foi a família com a maior riqueza, à semelhança de outros levantamentos realizados em florestas no Estado (Klein, 1984, Jarenkow e Baptista 1987, Brack *et al.* 1998, Waechter *et al.* 2000, entre outros). Com três espécies, seguiram Euphorbiaceae, Flacourtiaceae, Lauraceae e Sapindaceae, e com duas, Boraginaceae e Sapotaceae, e outras 15 famílias com uma única espécie.

A riqueza específica na área de estudo aproxima-se da encontrada em morro granítico próximo, de 41 espécies, embora o critério de inclusão tenha sido menor (Knob 1978), e supera as 24 amostradas por Waechter *et al.* (2000) na porção interna da Planície Costeira, ambas em Viamão. Em relação às florestas estacionais da borda meridional do planalto, é pouco menor do que as 44 amostradas em Santa Cruz do Sul (Bencke e Soares 1998) e de 52 em Vale do Sol (Jarenkow e Waechter 2001). Na área estudada, é evidente a ausência de espécies de grande porte, em geral comuns em florestas na metade norte do Estado, como por exemplo *Cedrela fissilis*, *Cordia trichotoma*, *Cabralea canjerana*, além de espécies de leguminosas arbóreas, entre outras (Vasconcellos *et al.* 1992, Bencke e Soares 1998, Jarenkow e Waechter 2001, Brena e Longhi 2002).

A altura média estimada para as árvores amostradas foi de 10,7 m, a máxima foi de 16 m e a mínima de 4 m. Cerca da metade delas (50,4%) apresentaram alturas variando entre 9 m e 11 m. A distribuição vertical dos indivíduos evidencia um porte intermediário entre as matas baixas na restinga arenosa, com alturas que atingem 12 m (Dillenburg *et al.* 1992, Moraes e Mondin 2001), e as estacionais da encosta meridional do planalto, bem mais altas, com até 27 m (Jarenkow e Waechter 2001) e mesmo emergentes de até 35 m (Klein 1984). O maior DAP registrado foi de 62,7 cm, de um indivíduo de *Luehea divaricata*. Possivelmente, afloramentos rochosos e solos rasos sejam determinantes do porte não muito elevado da floresta.

A densidade total por área foi estimada em 810 indivíduos.ha⁻¹. Entre amostragens com o mesmo critério de inclusão, esse valor situa-se entre os 791 e 834 obtidos para florestas na Planície Costeira (Waechter e Jarenkow 1997, Waechter *et al.* 2000), todos superiores àqueles de florestas estacionais da borda ou sobre o Planalto Sul-Brasileiro, com valores entre 547 e 782 indivíduos.ha⁻¹ (Vasconcellos *et al.* 1992, Jarenkow e Waechter 2001).

O maior número de indivíduos amostrados (72) proporcionou a *Guapira opposita* os mais elevados valores em todos parâmetros fitossociológicos estimados (17,78, 13,40 e 17,63 para densidade, frequência e cobertura relativas, respectivamente), acumulando um VI de 16,27. No sul do Brasil, esta espécie ocorre em florestas sob influência costeira, tendo sido amostrada com densidades baixas (Dillenburg *et al.* 1992, Waechter *et al.* 2000), ou sendo constatada na área, mas não amostrada (Moraes e Mondin 2001), exceto em morro granítico próximo, onde foitambém encontrado um maior número (Knob 1978).

Trichilia clausenii, igualmente pelo grande número de indivíduos amostrados (70), ficou com o segundo maior VI (14,67, e

densidade, frequência e cobertura relativas, respectivamente, de 17,28, 12,03 e 14,69). Ao contrário da primeira, *T. clausenii* é de ocorrência mais comum em florestas interiores, onde é muito abundante (Vasconcellos *et al.* 1992, Jarenkow e Waechter 2001).

Segue *Luehea divaricata* (6,80), que com menor número de indivíduos amostrados (12) do que as sete espécies que a seguiram em VI, foi alçada a esta posição, pela cobertura relativa maior (13,31), contribuindo com as árvores de maior porte no trecho analisado. *Eugenia rostrifolia* é a quarta, com 18 e 5,81 em indivíduos amostrados e VI, respectivamente, seguida de *Roupala brasiliensis* com 21 e 5,44, *Garcinia gardneriana* com 29 e 5,18, *Sebastiania serrata* com 22 e 5,17, *Casearia silvestris* com 16 e 3,65, *Ocotea indecora* com 14 e 3,53, e *Rollinia silvatica* com 14 e 2,87. Estas espécies acumularam 69,39% do VI total e, as 16 últimas, obtiveram individualmente menos de 1%, na ordenação decrescente deste índice. A área basal total encontrada foi de 36,71 m².ha⁻¹.

A diversidade específica (H') foi estimada em 2,952 (nats) e a equabilidade (J') em 0,812. Entre estudos com características amostrais semelhantes (método de parcelas e DAP mínimo de 10cm), os índices de diversidade estimados são intermediários entre 3,22, encontrado por Bencke e Soares (1998) e 2,633, por Jarenkow e Waechter (2001), ambos em florestas estacionais na porção central do Estado. Em relação às florestas de restinga (método de quadrantes e DAP mínimo de 10 cm), a diversidade encontrada na área de estudo é maior (Waechter e Jarenkow 1997, Waechter *et al.* 2000).

4. Conclusão

Os dados apurados sobre a estrutura, riqueza e diversidade da área estudada, no geral, mostram posições e valores intermediários entre aqueles de florestas estacionais (mais elevados), e de florestas de restinga (mais baixos), mostrando uma tendência crescente em complexidade estrutural, onde possivelmente um dos fatores relacionados é de natureza edáfica, com aumento progressivo da fertilidade a partir dos solos quartzosos distróficos da restinga, passando por aqueles derivados de granitos e gnaises, até solos mais profundos e férteis oriundos das rochas basálticas do Serra Geral. A avaliação periódica da vegetação na parcela permanente possibilitará melhor compreensão das tendências dinâmicas locais, contribuindo para consolidar o conhecimento de padrões vegetacionais na região.

(Agradecemos ao DUC/DEFAP/SEMA-RS pela acolhida ao projeto e apoio logístico e à FAPERGS pela Bolsa de Iniciação Científica).

5. Referências Bibliográficas

Aguiar, L.W., Martau, L., Soares, *et al.* 1986. Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, sér.bot., n. 34, p. 3-38.

Backes, A. 1999. Ecologia da floresta do Morro do Coco, Viamão, RS. I - Flora e vegetação. *Iheringia*, sér. bot., n. 49, p. 5-30.

Baptista, L.R.M., Irgang, B.E. 1972. Nota sobre a composição florística de uma comunidade florestal dos arredores de Porto Alegre. *Iheringia*, sér. bot., n. 16, p. 3-8.

Baptista, L.R.M., Ceroni, Z.S.V., *et al.* Levantamento florístico preliminar da Reserva Biológica do Lami, Porto Alegre, RGS. Porto Alegre, UFRGS. 30p. (NIDECO sér. Urbana 1).

Bencke, C.S.C., Soares, J. 1998. Estudo fitossociológico da vegetação arbórea de uma área de floresta estacional em Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa*, Sér. Bot., v. 10, n. 1/2, p. 37-57, 1998.

Brack, P., Rodrigues, R.S., Sobral, M., Leite, S.L.C. 1998. Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, sér. bot., n. 51(II), p. 139-166.

Brena, D.A., Longhi, S.J. 2002. Inventário florestal. In: ITAQUI, J. (Org.) Quarta Colônia: inventários técnicos. Santa Maria, Condesus Quarta Colônia. p. 35-136. 255 p.

Dillenburg, L.R., Waechter, J.L., Porto, M.L. 1992. Species composition and structure of a sandy coastal plain forest in northern Rio Grande do Sul, Brazil. In: Seeliger, U. (Ed.) *Coastal plant communities of Latin America*. San Diego, Academic. 349-366.

Jarenkow, J.A., Baptista, L.R.M. 1987. Composição florística e estrutura da mata com araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul. *Napaea*, n. 3, p. 9-18.

Jarenkow, J.A., Waechter, J.L. 2001. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul. *Revta Brasil. Bot.*, v. 24, n. 3, p. 263-272.

Klein, R.M. 1984. Importância sociológica das mirtáceas nas florestas riograndenses. In: Congresso Nacional de Botânica, 34, Porto Alegre, 1983. *Anais...* Porto Alegre, EMBRAPA. p. 367-375.

Knob, A. 1978. Levantamento fitossociológico da formação-mata do Morro do Coco, Viamão, RS, Brasil. *Iheringia*, sér. bot., n. 23, p. 65-108.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. London, Croom Helm. 179p.

Moraes, D., Mondin, C.A. 2001. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo em mata arenosa no Balneário do Quintão, Palmares do Sul, Rio Grande do Sul. *Pesquisas*, Botânica, n. 51, p. 87-100.

Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, Wiley. 547 p.

Oliveira, M.L.A.A., Porto, M.L. 2000. Ecologia de paisagem do Parque Estadual do Delata do Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil: mapa da cobertura do solo e da vegetação, a partir do LANDSAT TMS. *Iheringia*, sér. bot., n. 58, p. 145-163.

Porto, M.L. 1998. As formações vegetais: evolução e dinâmica da conquista. In: MENEGAT, R. (Coord.). *Atlas ambiental de Porto Alegre*. Porto Alegre, UFRGS/PMPA/INPE. p. 47-58.

Rambo, B. 1954. Análise histórica da flora de Porto Alegre. *Sellowia*, n. 6, p. 9-112.

Rambo, B. 1961. Migration routes of the south Brazilian rain forest. *Pesquisas*, bot., n. 12, p. 1-54.

Rio Grande do Sul. 1997. *Plano de manejo*. Parque Estadual de Itapuã, RS. Departamento de Recursos Naturais Renováveis/Pró-Guaíba. Porto Alegre, DRNR. 175p.

Vasconcellos, J.M.O., Dias, L.L., Silva, C.P., Sobral, M. 1992. Fitossociologia de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, RS. *Rev. Inst. Flor.*, v. 4, p. 252-259.

Waechter, J.L., Jarenkow, J.A. 1998. Composição e estrutura do componente arbóreo nas matas turfosas do Taim, Rio Grande do Sul. *Biotemas*, v. 11, n. 1, p. 45-69.

Waechter, J.L., Müller, S.C., Breier, T.B., Venturi, S. 2000. Estrutura do componente arbóreo em uma floresta subtropical de planície costeira interna. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, 5, Vitória, 2000. *Anais...* São Paulo, ACIESP. v. 3. p. 92 - 112.

Pressão de Herbivoria, Diversidade e Distribuição de Insetos Herbívoros em Espécies Arbóreas Pioneiras no Parque Estadual do Rio Doce – MG

Janaina P. Soares^{a,c}; Ricardo I. Campos^b & Sérgio P. Ribeiro^a
^a Graduação Ciências Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto (janapizz@yahoo.com.br) ^b Mestrado Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Universidade Federal de Uberlândia ^c Laboratório de Ecologia Evolutiva de Herbívoros de Dossel e Sucessão Natural, Universidade Federal de Ouro Preto.

1.Introdução

Estudos sobre a diversidade de espécies de insetos herbívoros associados a espécies arbóreas pioneiras são importantes para a

compreensão das dinâmicas de sucessão ecológica. Por sua vez, com relação a florestas, um habitat de grande importância em termos de processos de trocas energéticas e manutenção de diversidade biológica é o dossel florestal, que consiste do conjunto de copas arbóreas, suas folhas, galhos, ramos, epífitas, espaços e microclimas associados (Basset *et al.* 1992, Parker 1995, Moffett 2000). Alterações na composição e abundância de espécies de insetos no dossel podem conduzir a mudanças nos processos e nas dinâmicas de uma floresta como um todo, em função da importância que tem as interações entre insetos e plantas. Além disso, a estrutura dos dosséis florestais e os processos ecológicos que ali ocorrem são fortemente determinados pela grande diversidade e abundância de invertebrados que existem neste habitat (Coley & Aide 1991, Fox & Morrow 1992).

Uma razão pela qual os dosséis florestais podem sustentar um elevado número de artrópodes é sua alta heterogeneidade espacial. De forma mais específica, a alternância de folhas jovens e maduras de diversas espécies no tempo e no espaço é um importante componente estrutural do dossel capaz de explicar a distribuição dos insetos herbívoros neste habitat (Basset 1991). Igualmente importante para a associação de insetos herbívoros e suas árvores hospedeiras são as características químicas da folhagem, espaço livre de inimigo e a diversidade de nichos (Lawton 1986), os quais podem influenciar a susceptibilidade das plantas hospedeiras para os herbívoros e a exposição dos herbívoros a seus predadores e parasitas (Strong *et al.* 1984). Além disto, árvores de florestas tropicais podem sustentar faunas de insetos herbívoros tanto especialistas quanto generalistas, e a relação entre estes dois tipos de herbívoros é de grande importância para a compreensão de padrões de distribuição e diversidade de insetos nos trópicos (Novotny *et al.* 2002, Ribeiro 2003).

O objetivo deste trabalho foi estudar populações de árvores pioneiras e a diversidade da fauna de insetos herbívoros associada, com relação à distribuição destes insetos em habitats contrastantes, estágio sucessional, e a pressão de herbivoria causada por insetos na sobrevivência e estabelecimento de indivíduos arbóreos.

2. Métodos

As coletas foram realizadas em áreas com diferentes estágios sucessionais no Parque Estadual do Rio Doce/MG. Este parque possui a maior área de floresta sazonal semidecidual preservada no estado de Minas Gerais (19° 48' 18" – 19° 29' 24" S e 42° 38' 30" – 42° 28' 18" W). As plantas utilizadas neste estudo são espécies arbóreas pioneiras que possuem grande significado ecológico e sucessional. As espécies escolhidas foram: *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae) e *Byrsonima sericea* DC. (Malpigiaceae). Estas espécies ocorrem em vários tipos de matas do parque. Foi realizada amostragem por batimento em 40 indivíduos de *B. sericea* DC. e 49 de *M. fistulifera* Mart em região de ecótono. O mesmo foi feito em região de mata, sendo amostrados 12 indivíduos de *B. sericea* e 15 de *M. fistulifera*. Também foram realizadas medidas de dano foliar por herbivoria. Os espécimes de insetos foram identificados até ao nível de família ou subfamília e separados em morfoespécies. Foi utilizado test T de *Student* pareado para comparar o efeito da estratificação e da sazonalidade climática sobre os insetos herbívoros e também, para comparar a pressão de herbivoria causada por insetos sobre as plantas hospedeiras estudadas. Além disso, a riqueza e a abundância de insetos foram comparadas entre hospedeiros e habitats com uso de modelos lineares gerais, com erro Poisson.

3. Discussão e Resultados

Ao todo foram amostrados em *M. fistulifera* e *B. sericea* 475 indivíduos de insetos herbívoros, separados em 101 morfoespécies. Destas, 56 morfoespécies ocorreram em *M. fistulifera* e 55 morfoespécies em *B. sericea*. A similaridade da fauna de insetos herbívoros entre as plantas hospedeiras (17%) e entre os habitats foi baixa (*M. fistulifera* = 28%; *B. sericea* = 22%). Uma análise discriminante separou significativamente os centróides em estudo (populações de plantas hospedeiras em diferentes habitats) e mos-

trou que as populações de ambas espécies de plantas no habitat de mata são as populações que mais contribuíram para a entrada de novas espécies raras no sistema.

Houve diferença significativa entre os estratos inferior e superior da copa de indivíduos de *B. sericea*, tanto para riqueza (Test t-student; $t_{0,05,9} = 4,58$; $p < 0,05$) e abundância (Test t-student; $t_{0,05,9} = 6,00$; $p < 0,05$) de insetos herbívoros coletados na estação chuvosa. O estrato inferior de *B. sericea* foi mais rico e abundante em insetos que o superior. Determinados grupos de artrópodes associados às copas das árvores de florestas tropicais, como os insetos herbívoros, podem se distribuir de forma estratificada devido a diferenças de iluminação, microclima ou recurso alimentar em diferentes alturas na copa (Basset 1992). Dessa forma, o estrato inferior de *B. sericea*, nesta estação de coleta, pode estar oferecendo condições de habitat diferentes das existentes no estrato superior, mantendo assim, uma fauna mais diversa. O mesmo pode ser considerado para a riqueza de insetos em *M. fistulifera* (Test t-student; $t_{0,05,9} = 3,25$; $p < 0,05$). Já na estação seca, foi encontrada variação significativa somente para a abundância de insetos herbívoros entre os estratos da copa de indivíduos de *B. sericea* (Test t-student; $t_{0,05,12} = 2,14$; $p < 0,05$), sendo o estrato superior mais abundante em insetos que o inferior. Este fato se deve em função da elevada quantidade de indivíduos de uma espécie de Cossoninae (Coleoptera, Curculionidae) no estrato superior de *B. sericea*.

Não foi observada interação significativa entre os fatores planta hospedeira e habitat para riqueza e abundância de insetos herbívoros. Entretanto, as espécies arbóreas apresentaram variação significativa tanto para riqueza (MGL, S^2 estimada = 249,64; g.l. = 171; $X^2 = 7,00$; $p < 0,05$) quanto abundância (MGL, S^2 estimada = 151,14; g.l. residual = 172; $X^2 = 16,51$; $p < 0,05$) de insetos, sendo *B. sericea* mais rica e abundante em insetos herbívoros que *M. fistulifera*. A existência de uma grande variedade de elementos estruturais no tempo e no espaço (folhas novas e maduras, flores, galhos e ramos) proporciona uma maior variedade de microclimas para o estabelecimento de insetos herbívoros (Southwood 1978). Diante disso, a maior riqueza de insetos em *B. sericea* pode ser explicada em partes por sua característica arquitetônica. Indivíduos desta espécie de planta possuem vários nós de crescimento e ramificações surgindo ao longo de todo tronco. Entretanto, a maioria dos galhos de *M. fistulifera*, surge de um ou dois nós de crescimento, fazendo com que estes cresçam muito alongadamente de forma a encurvar a copa. Muitas vezes o estrato superior da copa de indivíduos desta espécie é formada por partes dos mesmos ramos que formam o estrato inferior.

A perda de área foliar causada por insetos herbívoros foi diferente entre as espécies arbóreas estudadas. *Mabea fistulifera* apresentou média relativa (Test t-student; $t_{0,05,48} = 5,21$; $p < 0,05$) e média total (Test t-student; $t_{0,05,48} = 12,48$; $p < 0,05$) de dano foliar e proporção de folhas danificadas por herbivoria (Test t-student; $t_{0,05,48} = 15,35$; $p < 0,05$) menor do que *B. sericea*. Tal situação já era esperada devido às características bioquímicas de *M. fistulifera*. Esta espécie arbórea possui látex que pode estar funcionando como inibidor de apetite para muitos insetos herbívoros.

4. Conclusão

Os insetos herbívoros podem se distribuir de forma diferenciada entre os estratos das copas das árvores estudadas. Entretanto a resposta destes à estratificação das copas varia quanto a sazonalidade (fator abiótico) riqueza, abundância e a outros fatores bióticos. Também, a estrutura vertical da copa de uma árvore pode afetar a diversidade de insetos associados sobre a mesma. Assim, forma de crescimento e ramificação de *B. sericea* pode estar criando microclimas e estratos verdadeiros e consequentemente manter uma fauna de insetos mais rica. Além das características arquitetônicas, a riqueza de espécies de insetos sobre uma determinada planta depende de propriedades da mesma (Strong *et al.* 1984). *Mabea fistulifera* é uma espécie arbórea que possui látex. O látex

usualmente age como inibidor de apetite para vários insetos herbívoros, particularmente para mastigadores de folha (Farrell *et al.* 1991). A presença de látex nesta espécie pode talvez, estar funcionando como uma barreira alimentar para muitos insetos, principalmente insetos generalistas. (Agradecimentos: Ao programa PELD/CNPq, PIBIC/CNPq e IEF).

5. Referências Bibliográficas

- Basset, Y. (1991). Influence of leaf traits on the spatial distribution of insect herbivory associated with an overstorey rainforest tree. *Oecologia*, 87: 388-396.
- Basset, Y. (1992). Influences of leaf traits on the spatial distribution of arboreal arthropods within an overstorey rainforest tree. *Ecological Entomology*, 17:8-16.
- Basset, Y.; Aberlenc, H.P.; Delvare, G. (1992). Abundance and stratification of foliage arthropods in lowland rain forest of Cameroon. *Ecological Entomology*, 17: 310-318.
- Coley, P.D.; Aide, T.M. (1991). A comparison of herbivory and plant defenses in temperate and tropical broad-leaved forest. In: P.W. Price; T.M. Lewinsohn; G.W. Fernandes; W.W. Benson (eds.), *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*, John Wiley & Sons, New York. pp. 25-49.
- Farrell, B.D.; Dussourd, D.E.; Mitter, C. (1991). Escalation of plant defense: Do latex and resin canals spur plant diversification? *The American Naturalist*, 138: 881-900.
- Fox, L.R.; Morrow, P.A.; (1992). Eucalypt response to fertilization and reduced herbivory. *Oecologia*, 89: 214-222.
- Lawton, J.H. (1986). Surface availability and insect community structure: the effects of architecture and fractal dimension of plants. In: B.E. Juniper; T.R.E. Southwood (eds), *Insects and the plant surface*. Edward Arnold, London. pp. 317-322.
- Moffett, M.W. (2000). What's "Up"? A critical look at the basic terms of canopy biology. *Biotropica*, 32: 569-596.
- Novotny, V.; Basset, Y.; Miller, S.E.; Weiblen, G.D.; Bremer, B.; Cizek, L.; Drozd, P. (2002). Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest. *Nature*, 416: 841-844.
- Parker, G.G. (1995). Structure and microclimate of forest canopies. In: M. D. Lowman & N. M. Nadkarni (eds.), *Forest canopy*. Academic Press, California. pp. 73-98.
- Ribeiro, S.P. (2003). Insect herbivores in the canopies of savannas and rainforests. In Y. Basset, V. Novotny, S. Miller & R. Kitching (eds.), *Arthropods of Tropical Forests: Spatio-Temporal Dynamics and Resource Use in the Canopy*. Cambridge Press, New York. pp. 348-359.
- Southwood, T.R.E. (1978). The components of diversity. *Symp. R. Entomol. Soc. Lond.*, 9: 105-125.
- Strong, D.R.; Lawton, J.H.; Southwood, T.R.E. (1984). *Insects on plant - Community, patterns and mechanisms* Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 313p.

Aspectos Morfológicos e Anatômicos de Folhas de Sol e Sombra de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae)

Jaqueline Dias¹, José Antonio Pimenta² e Moacyr Eurípedes Medri³

1. Introdução

A troca de energia e de matéria no dossel de florestas tropicais ocorre primariamente através da superfície foliar. A copa das árvores, entretanto, é composta por muitas folhas e a extrapolação dos processos que ocorrem em nível foliar para toda a copa é complexa e requer cuidado. Isso ocorre devido ao fato de que a estrutura das copas das árvores proporciona condições ambientais distintas para as folhas (Holbrook & Lund, 1995). Devido à grande variação das

intensidades luminosas nas diferentes partes das copas das árvores, formas extremas de folhas de sol e de sombra podem ser encontradas. Segundo o mesmo autor, variações na estrutura das folhas de angiospermas são em grande parte relacionadas com o habitat, e a disponibilidade de água é um fator especialmente importante que afeta sua forma e estrutura (Raven *et al.*, 2001).

Com o objetivo de comparar folhas de sol e de sombra de *S. terebinthifolius* levantou-se as seguintes questões:

- Existem diferenças na morfologia de folhas de *S. terebinthifolius* desenvolvidas no sol comparadas com aquelas desenvolvidas na sombra?
- Existem diferenças na anatomia de folhas de *S. terebinthifolius* desenvolvidas no sol comparadas com aquelas desenvolvidas na sombra?

2. Material e Métodos

Este estudo foi realizado no Parque Ecológico da Klabin, localizado no município de Telêmaco Borba-PR, no período de 24 de fevereiro a 28 de fevereiro de 2003.

Escolheu-se a espécie *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae), conhecida vulgarmente como aroeira (aroeira-vermelha, aroeira-mansa, aroeira-pimenteira, dentre outras) para a coleta de suas folhas. As folhas são compostas alternas, imparipinadas ou simples (Barroso, 1984). Foliolos subcoriáceos, glabros, em número de 3-10 pares de 1-5 cm de comprimento por 1-3 cm de largura (Lorenzi, 1998). Ocorre de Pernambuco até o Rio Grande do Sul e Mato Grosso do Sul, em várias formações vegetais. Apresentando características perene-fólia, heliófita e pioneira, é comum em beira de rios, córregos e em várzeas úmidas de formações secundárias; contudo, cresce também em terrenos secos e pobres.

Foram coletadas, ao acaso, folhas do estrato superior (folhas de sol) e do estrato inferior (folhas de sombra), sendo 10 folhas utilizadas para cada estudo. Verificaram-se as áreas foliolares e foliares, variação do número, comprimento (cm) e largura (cm) dos folíolos. Extraíram-se pedaços de 0,5 cm² da região mediana das folhas para a preparação de lâminas pelo método de Parafina de Johansen (1940). Avaliou-se a espessura das epidermes e cutículas, número e diâmetro de estômatos, número e diâmetro de elementos de vasos, parênquimas paliçádico e lacunoso.

A contagem dos estômatos foi feita em três campos em cinco folíolos de sol e de sombra. Mediu-se o comprimento de vinte estômatos em um campo e todas as medidas foram obtidas por meio de ocular micrométrica acoplada ao microscópio.

As análises estatísticas dos parâmetros avaliados foram baseadas na ANOVA.

3. Resultados e Discussão

Folhas de *S. terebinthifolius* de um mesmo indivíduo, apresentaram diferenças de número, tamanho e forma de folíolos, provavelmente devido à diferença de luminosidade incidida. Observaram-se folhas de sol (estrato superior) com cinco folíolos e folhas de sombra (estrato inferior) com uma variação de 09 e 11 folíolos. Segundo Rizzini (1997), a luz possui ação morfogenética própria, funcionando como estímulo indutor da forma e da estrutura.

As folhas de sol apresentaram um comprimento de 4,72 cm e as folhas de sombra um comprimento de 4,30 cm. Quanto à largura as folhas de sol apresentaram 1,31 cm enquanto que as folhas de sombra 1,87 cm indicando que as folhas de sombra apresentaram uma maior área foliar. Isto evidencia que as folhas de sombra apresentam uma otimização da área fotossinteticamente ativa, o que possibilita um maior aproveitamento da luz que chega no estrato inferior.

Em secção transversal, observou-se nas folhas de sol, uma epiderme uniestratificada em ambas as faces, enquanto que nas folhas de sombra, a epiderme apresentou-se biestratificada nas duas faces. Notou-se que a epiderme de sol é mais fina, porém com uma concentração cuticular maior em relação às folhas de sombra, cuja epiderme é maior, mas com uma concentração cuticular menor.

Observaram-se também as características do mesófilo das folhas de sol e das folhas de sombra. O mesófilo presente nas folhas de *Schinus terebinthifolius* é dorsiventral e claramente diferenciado em parênquima paliçádico e lacunoso. O primeiro é constituído por células alongadas e densamente agrupadas, dispostas perpendicularmente à superfície superior da lâmina foliolar. As células do parênquima lacunoso são frouxas e apresentaram diferentes formatos e uma continuidade predominantemente horizontal paralela à superfície do folíolo. Evidenciou-se que os folíolos de sol de *S. terebinthifolius* apresentaram um parênquima paliçádico constituído por três camadas, ao contrário dos folíolos de sombra que apresentaram apenas duas. O parênquima lacunoso de folíolos de sol apresentou-se menos espesso comparados aos de sombra que se dispuseram mais espaçadamente e com maior espessura. Os espaços de ar maiores geram muitas interfaces entre ar e água que refletem e refratam a luz resultando numa absorção mais uniforme ao longo da folha, o que é importante para a folha obter um maior aproveitamento fotossintético (Taiz & Zeiger, 2002).

A diferença de espessura do mesófilo é uma característica bem similar às folhas da beterraba açucareira, onde o formato e quantidade das células do mesófilo estão associados à espessura da folha (Esaú, 1974). Segundo Cutter (1978) a estrutura anatômica difere nas mesófitas de acordo com a intensidade de luz, resultando nas folhas chamadas de sol e de sombra numa mesma espécie. Segundo o autor, as folhas de sombra são mais delgadas, apresentando o parênquima paliçádico com células curtas e menos diferenciadas e também o parênquima lacunoso bastante difuso. Tais características também foram observadas por Medri & Perez (1979) em *Bertholletia excelsa*, Medri & Perez (1980) em *Hevea brasiliensis* e por Medri & Martinez (1985) em *Persea americana*. O maior desenvolvimento de cutícula e parênquima paliçádico em folhas de sol está relacionado, respectivamente, a maior capacidade destas folhas refletirem e transmitirem a luz, o que é importante para a folha se proteger do excesso de luz que pode levar à fotoinibição (Taiz & Zeiger, 2002). Destacou-se ainda nas células parenquimáticas de *Schinus terebinthifolius* a presença, possivelmente, de tanino.

Do somatório das estruturas internas tem-se a espessura foliolar. Os folíolos de sol apresentam-se 25% mais espessos que os folíolos de sombra. Isso se deve basicamente à maior espessura dos componentes do mesófilo. As folhas podem variar na forma, no tamanho, na rusticidade e na espessura, considerando diferentes posicionamentos numa mesma árvore, porque há ações microclimáticas diversas, provocando alterações hormonais, e, por conseguinte, modificações estruturais. Assim, folhas mais externas da copa de uma árvore podem apresentar-se, estruturalmente, diferentes das folhas situadas no interior desta mesma copa e na mesma altura (Medri & Perez, 1980).

Morais et al., (2003) constataram em cafeeiros sombreados menor espessura dos componentes do mesófilo, do que nos cultivados em pleno sol. Segundo a autora, as folhas de cafeeiros cultivados a pleno sol possuem tanto parênquima paliçádico como lacunoso mais espessos. As células do parênquima paliçádico nessas plantas são mais alongadas, ao passo que cafeeiros sombreados possuem células mais curtas. Os estômatos presentes em folhas de *Schinus terebinthifolius* são paracíticos segundo a classificação de Metcalfe & Chalk (1950), e concentrados na face inferior. Em secção transversal notou-se que os estômatos estão contidos ligeiramente no nível superior das células da epiderme.

Os folíolos de sol tiveram 32,7% mais estômatos por unidade de área do que os de sombra. O comprimento dos estômatos, por sua vez, mostrou-se maior (8,76%) em folhas de sombra. Em geral, o número de estômatos por unidade de área foliolar é maior em condições secas do que quando as plantas crescem sob condições úmidas. Isso é atribuído principalmente a uma redução na expansão das folhas de plantas que se encontram sob condições secas,

mas o número de estômatos expresso como percentagem do número de células epidérmicas (o índice de estômatos) tendem a ser menor nas plantas bem supridas de água (Sutcliffe, 1980). Outra diferença observada na estrutura interna das folhas de sol e de sombra de *S. terebinthifolius* foram o número e a posição dos elementos de vasos. Pôde ser observado que os folíolos de sol apresentaram os elementos de vasos, em três feixes, com diâmetro total de 22,9 mm enquanto que os folíolos de sombra apresentaram o diâmetro em um único feixe com diâmetro de 17,4 mm. Os folíolos de sol apresentaram uma quantidade maior de estômatos e também uma quantidade maior de elementos de vasos. Os folíolos de sol tiveram 36,7% mais elementos de vasos do que os folíolos de sombra. Isso está relacionado à evolução das plantas que apresentam diferentes incidências de luminosidades em suas folhas. Os folíolos de sol otimizam a taxa fotossintética e impedem a perda excessiva de água porque apresentam adaptações para refletirem e transmitirem a luz e protegem a perda de água da transpiração cuticular (Taiz & Zeiger, 2002), o que também não é comprometedor para a planta uma vez que ela está localizada numa região de maior umidade. Os folíolos de sombra apresentam uma otimização possível para manter o nível fotossintético alto nas condições de baixa luminosidade que incide no estrato inferior.

Com base neste estudo, ficou demonstrado que as estruturas histológicas de folhas de *S. terebinthifolius*, expressam características fenotípicas distintas em função das condições ambientais.

4. Conclusão

Os resultados observados no presente estudo levam à conclusão que as folhas da espécie de *S. terebinthifolius* apresentam plasticidade fenotípica significativa, isto é, adaptam suas formas de acordo com a intensidade luminosa incidente, tanto em nível morfológico quanto anatômico. Certamente isto é fundamental para que as folhas de sombra otimizem a taxa fotossintética nas condições de baixa luminosidade no estrato inferior e que as folhas de sol percam menos água e otimizem maior taxa fotossintética em alta intensidade luminosa.

5. Referências Bibliográficas

- BARROSO, G.M. 1984. Sistemática de Angiospermas do Brasil. Viçosa: UFV. v2. p.266-7.
- CUTTER, E. G. 1978. Plant Anatomy. Part I: Cells. and Tissues. Edward Arnold, England.
- ESAÚ, K. 1974. Anatomia das plantas com sementes. Tradução: Berta Lange de Morretes. Brasil: Edgard Bücher.
- HOLBROOK, N. M.; LUND, C.P. 1995. Photosynthesis in forest canopies. In: M. D. Lowman and N. M. Nadkarni, (eds.). Forest Canopies, p.430 e 441, Academic Press, California.
- JOHANSEN, D.A. 1940. Plant Microtechnique. USA: McGraw-Hill.
- LARCHER, W. 1984. Okologie der Pflanzen. German: UTB.
- LORENZI, H. 1998. Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil. 2 ed. Nova Odessa: Plantarum. v.1. p. 8.
- MEDRI, M. E.; PEREZ, E. L. 1979. Ecofisiologia de Plantas da Amazônia: anatomia foliar e ecofisiologia de *Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl. (castanha-do-pará). Acta Amazônica, v.9, n.1, p.15-23.
- MEDRI, M. E.; PEREZ, E. L. 1980. Aspectos de anatomia ecológica de folhas de *Hevea brasiliensis* Mill. Arg. Acta Amazônica, n.10, p.463-493.
- MEDRI, M. E.; PEREZ, E. L. 1983. Quantificação e uso de caracteres anatômicos e fisiológicos de folhas na determinação da eficiência hídrica em clones de *Hevea*. Acta Amazônica, n.13, p. 261-288.
- MEDRI, M. E.; MARTINEZ, M. M. 1985. Alguns aspectos da anatomia ecológica de *Persea americana* Mill e interpretações fisiológicas. Semina, Euel, 6(3), 140-146.

METCALFE, C. R.; CHALK, L. 1950. Anatomy of the Dicotyledons. England: Clarendon Press.

MORAIS, H.; MEDRI, M. E.; CARAMORI, P. H., RIBEIRO, RIBEIRO, A. M. de A.; MARUR, C. J.; GOMES, J. C. 2003. Efeitos do sombreamento de cafeeiros (*Coffea arabica* L.) com guandu (*Cajanus cajan* (L.) Mill sp.) no norte do Paraná. In: Avaliação da anatomia foliar de *Coffea arabica* sombreado com guandu (*Cajanus cajan*) e a pleno sol. cap. 4. Londrina. 117 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Estadual de Londrina.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. 2001. *Biologia Vegetal*. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

RIZZINI, C. T. 1997. Tratado de Fitogeografia do Brasil: Aspectos Ecológicos e Florísticos. 2. ed. São Paulo: Âmbito Cultural. p.215.

SUTCLIFFE, J. F. 1980. As plantas e a água. EDUSP, São Paulo.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. 2002. *Plant Physiology*. 3. ed. Massachusetts: Sinauer Associates. p.172-6.

¹Mestranda do Programa de Mestrado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina-Pr, e-mail: jaque@cainet.com.br.

^{2,3} Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina, Caixa Postal 6001, CEP 86051-990, Londrina-Pr.

* Autora para correspondência

Comparação entre o estrato arbóreo e o de regeneração de uma floresta estacional semidecidual urbana em Araguari –MG.

João Paulo de Souza^a, Glein Monteiro Araújo^b, Ivan Schiavini^b & Polyana Custódio Duarte^c

^a Mestrando em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais Universidade Federal de Uberlândia (joaopaulobio@hotmail.com) ^b Instituto de Biologia - UFU ^c Graduanda em Ciências Biológicas Instituto de Biologia - UFU

1. Introdução

A floresta estacional semidecidual é caracterizada por possuir altura média de seu estrato arbóreo entre 15 e 25 metros. Na época da chuva, apresenta uma cobertura arbórea de 70 a 95 %, com diversos graus de caducifolia na estação relativamente seca (Ribeiro e Walter, 1998). Foi o tipo de comunidade vegetal mais rápida e extensamente devastado no Estado de São Paulo e em toda a sua área de ocorrência natural, que compreende parte de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul e Bahia. Dos fragmentos remanescentes, poucos têm área representativa e encontram-se preservados (Durigan et al, 2000).

Trabalhos quantitativos sobre florestas, usualmente, buscam descrever a sua estrutura quanto a número de indivíduos e/ou área basal por unidade de área amostrada, das diversas espécies. A partir destes dados brutos, são obtidas outras informações importantes, como a diversidade de espécies e seus componentes – riqueza e equabilidade (Dislich et al, 2001). Neste sentido, a maioria dos estudos quantitativos envolvendo florística e fitossociologia foram realizados com estrato arbóreo (circunferência a altura do peito \geq 10 cm) (Grombone et al, 1990; Vilela et al, 1994; Araújo e Haridasan, 1997; Stranghetti e Ranga 1998).

Estudos com espécies arbóreas situadas em estratos distintos da comunidade florestal englobam principalmente o que foi considerado como regenerativo (Felfili, 1997a; Tabarelli e Mantovani, 1999; Durigan et al, 2000). Esse estrato é constituído por espécies com altura igual ou maior que um metro e até 15 cm de circunferência na base do caule (Felfili, 1997a; Mendes, 2002). A comparação da estrutura do estrato de regeneração com o arbóreo, em

um dado tempo, ajuda a resolver questões sobre a manutenção da diversidade (Felfili, 1997a). Trabalhos que englobam estratos distintos da vegetação são importantes para a realização de planos para recuperação de áreas degradadas e a elaboração de relatórios de impactos do meio ambiente (RIMA) (Schlittler et al, 1995).

Pretendeu-se com o presente estudo comparar as características fitossociológicas do estrato de regeneração e do estrato arbóreo de uma floresta estacional semidecidual situada no município de Araguari.

2. Métodos

O estudo foi realizado em uma Floresta Estacional Semidecidual urbana, Bosque John Kennedy, na cidade de Araguari, Minas Gerais (48° 11' 19" W e 18° 38' 55" S).

A área de 11,2 ha do Bosque é ocupada, em sua maior parte, por uma Floresta Estacional Semidecidual (73,21% do seu total), tendo indivíduos arbóreos que podem atingir 25 m de altura. Na Floresta, encontram-se algumas clareiras que tiveram origem a partir da morte, em pé ou por tombamento, de indivíduos de algumas espécies arbóreas.

O clima do município de Araguari, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, isto é, clima mesotérmico úmido, com seca no inverno e chuva no verão (Rosa, 1992).

O solo sob a Floresta do Bosque de Araguari foi classificado como Latossolo Vermelho Escuro Ácrico, apresentando textura franco argilosa (Araújo et al, 1997).

Para a quantificação das espécies arbóreas, do estrato considerado como regenerativo, utilizou-se 40 parcelas de 10 m x 10 m cada (0,4 ha), situadas sistematicamente na área da Floresta. Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos lenhosos (exceto cipós e lianas) com altura igual ou acima de 1 m, com até 15 cm de circunferência na base do tronco.

As espécies do estrato arbóreo foram amostradas em 40 parcelas de 10 m x 20 m cada (0,8 ha), situadas sistematicamente na área da Floresta. Em cada parcela, foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com 15 cm ou mais de circunferência à altura do peito. Nos dois levantamentos para determinar a altura dos indivíduos, foi utilizada uma vara de bambu com dois metros de comprimento, e acima desta medida por estimativa visual.

A identificação das espécies foi feita no próprio local. Aquelas desconhecidas foram coletadas para posterior identificação utilizando-se exemplares depositados no *Herbarium Uberlandense* (HUFU – Universidade Federal de Uberlândia). Também foram consultados especialistas e literatura especializada.

Os parâmetros fitossociológicos densidade, dominância, frequência absolutas e relativas, índice de diversidade de Shannon (H') e de valor de importância (IVI) foram obtidos utilizando-se os aplicativos PRE-PARE e PARAMS do programa FITOPAC I (Sherpherd, 1995). As fórmulas utilizadas para os cálculos dos parâmetros fitossociológicos encontram-se em Grombone et al (1990).

3. Resultados e Discussão

No levantamento das espécies arbóreas situadas no estrato regenerativo (ER) foram encontrados 3218 indivíduos, representados por 93 espécies e 43 famílias, e no estrato arbóreo (EA) (CAP igual ou maior que 15 cm) foram amostrados 1178 indivíduos, distribuídos em 90 espécies e 41 famílias. A similaridade florística (índice de Sørensen) foi de 78,26 %, mostrando uma semelhança significativa entre os estratos arbóreos e de regeneração. Com isso, no futuro a composição florística da comunidade possivelmente não será muito diferente da atual. As 23 espécies do estrato regenerativo e as 27 do estrato arbóreo representaram 75 % do IVI total. As espécies *Licania apetala* e *Micrandra elata* destacaram-se com altos IVIs, que representaram 22,8 % e 20,6 % do total no ER e EA, respectivamente. Isto pode indicar que são boas competidoras no estágio atual em que se encontra a comunidade florestal do bosque de Araguari. Esta dominância de algumas espécies, em comunidades vegetais indica uma não uniformidade na estrutura

fitossociológica das mesmas (Felfili, 1994).

As famílias Chrysobalanaceae, Euphorbiaceae, Leguminosae, Myrtaceae e Rubiaceae tiveram o maior número de indivíduos no ER, sendo que as duas primeiras apresentaram 35 % do total, enquanto no EA Chrysobalanaceae, Euphorbiaceae, Leguminosae, Rubiaceae e Annonaceae tiveram o maior número de indivíduos, sendo que as duas primeiras apresentaram 31 % do total. Mas, por outro lado, 24 e 25 famílias tiveram uma única espécie no ER e EA respectivamente. Leguminosae, Rubiaceae e Myrtaceae foram representadas por 29,8 % do total de espécies no ER e Leguminosae, Annonaceae, Myrtaceae e Rubiaceae tiveram 36,6 % do total no EA. Leguminosae, Myrtaceae e Rubiaceae também foram encontradas em outros trabalhos como famílias importantes em florestas semidecíduas no estado de São Paulo (Stranghetti e Ranga, 1998; Durigan et al, 2000) e Minas Gerais (Araújo et al, 1997; Araújo e Haridassan, 1997).

O índice de diversidade de Shannon para espécies foi de $H' = 3,55$ nats/indivíduo e $H' = 3,67$ nats /indivíduo para o ER e EA respectivamente, situando-se entre os valores encontrados em outros estudos nas mesmas formações vegetais (Araújo e Haridassan, 1997; Pinto e Oliveira-Filho, 1999; Dislich et al, 2001). Obteve-se diferentes valores de IVI no estrato arbóreo em relação com o estrato de regeneração, sendo que as únicas espécies que mantiveram as mesmas posições nos dois estratos foram *Licania apetala* e *Micrandra elata*, respectivamente primeiro e segundo lugares. Já espécies como *Copaifera langsdorffii*, *Alchornea glandulosa*, *Didymopanax morototoni*, *Heisteria ovata* e *Pimenta pseudocariophyllos*, tiveram baixos IVIs no ER e altos no EA, mostrando um desequilíbrio em suas populações, pois uma população estável tende a ter um maior número de indivíduos nas classes de tamanho inferiores (estrato de regeneração) (Felfili, 1997b). *Licania apetala*, *Micrandra elata*, *Micropholis venulosa*, *Inga vera* sp. *affinis* *Protium heptaphyllum* tiveram muitos indivíduos no ER e possivelmente estarão bem representadas na futura comunidade.

4. Conclusão

Apesar de ser um floresta residual urbana, aberta à visitação pública, o bosque de Araguari apresentou diversidade vegetal semelhante a outras fitocenoses preservadas.

Espécies como *Copaifera langsdorffii*, *Alchornea glandulosa* e *Didymopanax morototoni* destacaram-se entre as 20 com maiores IVIs, no estrato arbóreo, mas no regenerativo tiveram poucos indivíduos e baixos IVIs, mostrando um possível desequilíbrio entre a população de jovens e adultos dessas espécies.

As cinco espécies com maiores IVIs do estrato de regeneração tiveram mais de 100 indivíduos cada, no processo sucessional, possivelmente estas espécies estarão bem representadas na estrutura fitossociológica das adultas na comunidade vegetal.

5. Referências Bibliográficas

Araújo, G.M.; Guimarães, A.J.M.; Nakajima, J.M. (1997). Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 20: 67-77.

Araújo, G.M.; Haridasan, M. (1997). Estrutura fitossociológica de duas matas mesófilas semidecíduas, em Uberlândia, Triângulo Mineiro. *Naturalia*. 22: 115-129.

Dislich, R.; Cerósimo, L.; Mantovani, W. (2001). Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano – SP. *Revista Brasileira de Botânica*. 24: 321-332.

Durigan, G.; Franco, G.A.D.C.; Saito, M.; Baitello, J.B. (2000). Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica*. 23: 369-381.

Felfili, J.M. (1994). Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil.

Revista Brasileira de Botânica. 17: 1-11.

Felfili, J.M. (1997a). Dynamics of the natural regeneration in the Gama Gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management*, 91: 235-245.

Felfili, J.M. (1997b). Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica*. 20: 155-162.

Grombone, M.T.; Bernacci, L.C.; Meira-Neto, J.A.A.; Tamashiro, J.Y.; Leitão-Filho, H.F. (1990). Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia – Estado de São Paulo). *Acta Botanica Brasílica*. 4: 47-64.

Mendes, S. (2002). *Comparação entre os estratos arbóreo e de regeneração na mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia – MG*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

Pinto, J.R.R.; Oliveira-Filho, A.T. (1999). Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 22: 53-67.

Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. (1998). *Fitofisionomias do Bioma Cerrado*. In *Cerrado: Ambiente e Flora* (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds). EMBRAPA, Planaltina, p. 89-166.

Rosa, R. (1992). Caracterização Fisiográfica do Município de Araguari – MG. *Sociedade & Natureza*. 7/8: 53-75.

Shepherd, G.J. (1995). FITOPAC I: *Manual do Usuário: Universidade Estadual de Campinas*, Campinas.

Stranghetti, V.; Ranga, N.T. (1998). Levantamento florístico das espécies vasculares da floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria - SP. *Revista Brasileira de Botânica*. 21:289-298.

Schlittler, F.H.M.; Marinis, G.; Cesar, O. (1995). Estudos fitossociológicos na floresta do Morro do Diabo (Pontal do Paranapanema, SP). *Arquivos de Biologia e Tecnologia*. 38: 217-234.

Tabarelli, M.; Mantovani W. (1999). Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia*. 59: 251-261.

Vilela, E.A.; Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, D.A.; Galvilanes, M.L. (1994). Fitossociologia e fisionomia de mata semidecídua margeando e reservatório de Camargos em Itutinga, Minas Gerais. *Ciência e Prática*. 18:415-424.

Crescimento de *Schinus molle* L. (aroeira-periquita) e *Trema micrantha* (L.) Blume (grandiúva) no segundo ano

Joviane Petry^b & Geraldo Ceni Coelho^a

^b acadêmica de Biologia UNIJUI – Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (jovianep@yahoo.com.br),
^a Professor Doutor UNIJUI – Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (coelho@unijui.tche.br)

1. Introdução

As espécies nativas vêm ocupando um espaço cada vez maior na região noroeste do RS, seja como sentido de recuperação ambiental, seja com finalidades de aproveitamento econômico (Coelho, 2000; Höfler & Schirmer, 2000; Lucchese & Coelho, 2002). Muitas são as espécies florestais pioneiras nativas nesta região, porém o conhecimento sobre elas é bastante escasso. O objetivo deste trabalho é comparar o crescimento de duas plantas arbóreas pioneiras nativas do sul do Brasil: *Schinus molle* L. (aroeira-periquita) e *Trema micrantha* (L.) Blume (grandiúva). A aroeira-periquita é uma espécie nativa da América do Sul, e sua ocorrência natural inclui o Peru, a Bolívia, a Argentina, o Uruguai e o Brasil.

Por ser bastante tolerante a geada, é utilizada em sistemas consorciados para proteger culturas de cítricos ou associadas a pastagens. Sabe-se pouco sobre seu crescimento, porém observa-se que pode chegar a 3 m de altura no primeiro ano, e que a média pode ultrapassar os 2 m no mesmo período (Carvalho, 1994). A grandíuva apresenta ampla distribuição geográfica, do sul do Brasil a Missiones, na Argentina, até a Flórida, nos Estados Unidos. É considerada uma espécie de rápido crescimento, atingindo cerca de 3,80 m, em média, aos 18 meses, para plantios no estado de São Paulo. Na mesma época, a copa atinge 4,0 m de diâmetro médio, indicando se tratar de uma espécie sombreadora (Barbosa, 2000).

2. Métodos

O experimento foi instalado no IRDeR–Instituto Regional de Desenvolvimento Rural/FIDENE, em Augusto Pestana – RS, agosto de 2001. As mudas foram produzidas em tubetes e transplantadas com cerca de 20 a 25 cm de altura. O plantio foi efetivado no espaçamento 2 x 3 m. As áreas de plantio de cada espécie foram estabelecidas lado a lado. Os parâmetros avaliados aos 12 meses de idade foram: diâmetro do colo (Dc), diâmetro do caule a 20 cm (D₂₀), altura (h) e largura média da copa (lm). A largura média foi obtida através de duas medidas transversais entre si. A amostragem incluiu 27 plantas de grandíuva e 35 de aroeira-periquita, para os parâmetros acima, com exceção da medida de fitomassa seca (fm), onde foram amostradas 8 plantas de grandíuva e 12 de aroeira-periquita. O grau de cobertura da copa foi estimado considerando a que a projeção vertical da copa corresponde a uma forma circular. Nova avaliação foi realizada aos 20 meses de idade, quando a mensuração do diâmetro à altura do peito (DAP) foi acrescentada.

3. Discussão

3.1. Avaliação do crescimento aos 12 meses

Para aroeira-periquita, foram observados valores médios de: D₂₀ = 1,67 cm; Dc = 2,41 cm; h = 171,0 cm; lm = 85,0 cm; fm = 381 g. Para grandíuva, foram observados valores médios de: D₂₀ = 3,24 mm; Dc = 4,14 mm; h = 210,6 cm; lm = 168,3 cm; fm = 1.850 g. Segundo o teste *t*, as espécies foram diferentes em todos os parâmetros acima ($\alpha = 0,05$), apontando para um crescimento inicial maior da grandíuva. Esta espécie apresenta também uma proporção maior de massa caulinar (69,16% do total da parte aérea), enquanto a aroeira-periquita apresenta uma proporção de massa caulinar de 58,25%. Os dados de largura média da copa permitem verificar um grau de cobertura maior para a grandíuva (2,37 m²/árvore). No caso da aroeira-periquita, o grau de cobertura por árvore apresentou um valor médio de apenas 0,67 m². Considerando o espaçamento utilizado (2 x 3 m), a área correspondente a cada planta é de 6 m². Deste modo, a grandíuva alcançou uma projeção vertical da copa equivalente a 39,5 % da área, e aroeira-periquita, 11,2 % da área por planta.

3.2. Avaliação do crescimento aos 20 meses – dados preliminares

Observou-se os seguintes valores médios para grandíuva (n=19): D₂₀ = 5,85 cm; Dc = 6,25 cm; DAP = 3,88 cm; h = 333 cm; lm = 261 cm, e para a aroeira-periquita (n=20): D₂₀ = 4,11 cm; Dc = 4,63 cm; DAP = 3,24 cm; h = 258 cm; lm = 193 cm. No caso da grandíuva, a projeção vertical da copa alcança 5,35 m², ou 89,2 % da área de cada planta. Já para a aroeira-periquita, a projeção vertical da copa corresponderia a 2,93 m², ou 48,8 % da área correspondente a cada planta.

3.3. Razão altura/largura da copa (h/lm)

A grandíuva apresentou valores médios da razão altura/largura da copa (h/lm) similares nas duas avaliações: 1,28 aos doze meses e 1,35 aos 20 meses, segundo o teste *t* ($P = 0,34$). Já no caso da aroeira-periquita o valor de h/lm passou de 2,28 para 1,62, indicando uma mudança no padrão de crescimento (teste *t*, $P = 0,0069$).

4. Resultados

Em reflorestamento heterogêneo com espécies nativas, espera-se que as pioneiras aumentem a cobertura do solo, a umidade do ar e a produção de matéria orgânica, além de sombrear as espécies de

estágios sucessionais tardios (Gonçalves *et al.*, 1992; Kageyama & Gandara, 2000). Os dados obtidos indicam que a grandíuva apresenta crescimento inicial maior do que a aroeira-periquita. Observou-se também que a grandíuva apresenta acumulação de biomassa superior à aroeira-periquita aos doze meses. Adicionalmente, e considerando a estimativa da projeção vertical da copa, o baixo grau de cobertura da aroeira-periquita (inferior a 50 % da área mesmo aos 20 meses) indicam que esta espécie não pode ser considerada uma sombreadora tão eficiente quanto a grandíuva. Embora sensível à geada, e considerando também que a área do experimento está próxima do limite sul da distribuição da espécie (Carvalho, 1994), a grandíuva apresenta grande potencial para a recuperação de áreas degradadas em reflorestamentos heterogêneos.

6. Referências Bibliográficas

- BARBOSA, L. M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. IN: R. R. Rodrigues & H. F. Leitão-Filho (editores) *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP, p. 289-312, 2000.
- CARVALHO, P. E. R. *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*. Brasília: EMBRAPA – CNPF, 1994.
- COELHO, G. C. A floresta nativa do Noroeste do RS - questões relevantes para a conservação. Caderno de Pesquisa Sér. Bot. (Santa Cruz do Sul), vol. 12, p. 17-44, 2000.
- GONÇALVES, J. L. M.; KAGEYAMA, P. Y.; FREIXEDAS, V. M.; GONÇALVES, J. C.; GERES, W. L. A. Capacidade de absorção e eficiência nutricional de algumas espécies arbóreas tropicais. Anais do 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas, Revista do Instituto Florestal (São Paulo), v. 4, p. 4635-469, 1992.
- KAGEYAMA, P. Y. & GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. IN: R. R. Rodrigues & H. F. Leitão-Filho (editores) *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP, p. 249-270, 2000.
- HÖFLER, C. E. & SCHIRMER, J. Reflorestamento na prática – projeto Garabi-Itá: união de energias na preservação do meio ambiente. Caderno de Pesquisa Ser. Bot. (Santa Cruz do Sul), vol. 12, n. 1, p. 69-74, 2000.
- LUCCHESI, O. A. & COELHO, G. C. Plantio de florestas nativas. Anais da IX semana de educação ambiental, Santa Rosa, p. 50-51, 2002.

Ciclagem de Nutrientes em Floresta Estacional Semidecidual na Serra do Japi (município de Jundiá, SP)

Lilian Cristina Mariano de Souza¹ (lilicajdi@ig.com.br) & Flávio Henrique Mingante Schlittler¹

¹ Universidade Estadual Paulista – UNESP/ Campus de Rio Claro - Departamento de Ecologia

1. Introdução

As principais vias de entrada de nutrientes nas florestas são a atmosfera (poeira, aerossóis, precipitação), a meteorização da rocha-matriz, a fixação biológica do nitrogênio e adição de fertilizantes (HAAG, 1985). Porém, a entrada de nutrientes nas florestas varia de acordo com sua localização e condições climáticas. Os nutrientes podem deixar o ecossistema florestal pelo escoamento superficial da água, pela lixiviação profunda e pela volatilização, principalmente quando da ocorrência de incêndios (POGGIANI, 1985).

Os nutrientes absorvidos pelas plantas retornam ao solo através da serapilheira. Assim, estudos de ciclagem de nutrientes estão relacionados com estudos de produção de serapilheira (GOLLEY, 1978), a qual se apresenta como fundamental na dinâmica desses ecossistemas, já que transformações ocorridas nesse compartimento são responsáveis pela maior parte da parcela do fluxo de energia

dentro do sistema (CESAR, 1988).

Os processos de decomposição da serapilheira são regulados pela natureza da comunidade decompositora, pelas características da matéria orgânica que determinam sua degradabilidade e pelo ambiente físico-químico que atua em escalas macroclimáticas, edáficas e microclimáticas.

Uma vez estabilizado, o ecossistema florestal promove o retorno dos nutrientes ao solo por meio do material decíduo, o qual pode apresentar elevadas concentrações de minerais, mas com pequenas grandezas em biomassa, acarretando em uma grande economia para o ecossistema (RUGANI *et al.* 1997).

Portanto, estudos sobre aspectos quantitativos da produção e decomposição da serapilheira são um importante parâmetro para a ecologia florestal (PAGANO, 1985), e podem facilitar na determinação do grau de fragilidade desses ecossistemas, em vista da crescente ocupação de ambientes naturais pelo homem (CESAR, 1988). A manutenção das florestas preserva a paisagem e a diversidade das espécies, as quais representam um banco genético importante para o reflorestamento de outras áreas devastadas (MORELLATO, 1992).

2. Objetivos

O objetivo deste trabalho foi avaliar aspectos da ciclagem de nutrientes a partir da estimativa da produção da serapilheira, de sua taxa de decomposição e da quantificação do macronutriente nitrogênio presente na serapilheira produzida num ecossistema de Floresta Estacional Semidecidual na Serra do Japi (Jundiá, SP).

3. Material e métodos

A Serra do Japi representa uma das últimas grandes áreas de floresta contínua do Estado de São Paulo, e está situada no município de Jundiá, SP (23°11'S; 46°52'W). Apresenta uma posição geográfica peculiar, localizando-se numa região de interface entre duas fisionomias de vegetação distintas, a Mata Atlântica e as Florestas Estacionais Semidecíduais do Planalto, o que caracteriza uma região ecotonal. Desta maneira, percebe-se a influência de elementos Atlânticos e de Planalto ao longo de toda a Serra do Japi (LEITÃO-FILHO, 1992).

A serapilheira foi coletada numa área de Floresta Estacional Semidecidual na Serra do Japi durante o período de um ano, usando-se 20 coletores de fibra de vidro de 0,25m² com fundo em tela de náilon com 2x2mm de malha. Em laboratório, o material depositado nos coletores foi triado manualmente em folhas, ramos, material fértil e outros não identificáveis, seco em estufa a 80°C, pesado em balança semi-analítica e moído em moinho do tipo Willey para análise química. Foram calculadas as médias mensais e a média anual da quantidade de serapilheira depositada sobre o solo (kg/ha). Para a estimativa da velocidade de decomposição (K) foi utilizada a fórmula proposta por OLSON (1963), a qual averigua as relações entre a produção e a acumulação de serapilheira em determinado período de tempo. O teor de nitrogênio foi avaliado pelo método analítico de Kjeldahl. A transferência desse macronutriente via serapilheira foi calculada multiplicando-se sua concentração (% P.S.) pela produção mensal de serapilheira e expressa em kg/ha.

4. Resultados e discussão

A produção anual de serapilheira foi estimada em 7466,4 kg/ha, sendo a fração foliar dominante (76,69% do peso seco total), seguida das frações ramos (15,98%), outros (5,62%) e material fértil (1,69%). A produção da serapilheira apresentou sazonalidade, com os maiores valores no final da estação seca, atingindo pico em setembro. A acumulação média da serapilheira na floresta foi de 6878,12 kg/ha; a estimativa da taxa de decomposição (K) foi de 1,08 e o tempo médio de renovação da serapilheira (1/K) foi estimado em 0,92 ano. O teor de nitrogênio (% P.S.) presente na serapilheira foi maior no mês de outubro, e sua transferência ao solo foi estimada em 208,74 kg/ha/ano. A sazonalidade do retorno desse macronutriente ao ecossistema seguiu aproximadamente a curva da produção de serapilheira. O índice de eficiência na utili-

zação desse elemento, proposto por VITOUSEK (1982; 1984) foi pequeno, sendo compensado pela alta taxa de decomposição da serapilheira, implicando numa maior velocidade da ciclagem, processo este característico de Florestas Estacionais Semidecíduais.

5. Conclusão

A produção de serapilheira ficou em posição intermediária àquelas obtidas para as demais formações semelhantes estudadas até o momento, bem como o valor da taxa de decomposição e do tempo médio da renovação também foi próximo aos já obtidos. A velocidade de decomposição no ecossistema foi considerada alta. Os dados obtidos em relação ao teor de nitrogênio, permitiram deduzir que a economia de nutrientes promovida pelo ecossistema estaria muito mais relacionada com a produção do material decíduo do que com a movimentação dos mesmos no interior da planta.

6. Referências Bibliográficas

- CESAR, O. *Composição florística, fitossociologia e ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua (Fazenda Barreiro Rico, Mun. Anhembi -SP)*. Rio Claro, 1988. Tese (Livre Docência) IB-UNESP. p 223.
- GOLLEY, F. B. *Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida*. São Paulo (tradução): E.P.U. - EDUSP. 1978. p. 256.
- HAAG, H. P. (coord.) *Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais*. Campinas: Fundação Cargill, 1985. p.144.
- LEITÃO-FILHO, H. F. *A flora arbórea da Serra do Japi*. In: História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil (I. P. C. Morellato org.). Campinas: Editora da Unicamp, 1992. p. 40-63.
- MORELLATO, L. P. C. *Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. I litterfall and litter standing crop*. Journal of Tropical Ecology, v. 8, 1992. p. 205-215.
- OLSON, J. S. *Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems*. Ecology, v. 44, n° 2. 1963. p. 322-331.
- PAGANO, S. N. *Estudo florístico, fitossociológico e de ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro, SP*. Rio Claro, 1985. Tese (Livre Docência), IB-UNESP. 201p.
- POGGIANI, F. *Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de plantações florestais de Eucaliptus E Pinus: implicações silviculturais*. Piracicaba-SP, 1985. Tese (Livre Docência) ESALQ- USP. p. 211.
- RUGANI, C. A., SCHLITTLER, F. H. M., CARVALHO, J. B. *Biomassa e estoque de nutrientes nos vários compartimentos de uma floresta secundária de terra firme em Manaus -AM, Brasil*. Naturalia, v. 18, 1997. p.103-113.
- VITOUSEK, P. M. *Nutrient cycling and nutrient use efficiency*. Am. Nat., v. 119, n° 4. 1982. p. 553-572.
- VITOUSEK, P. M. *Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in Tropical Forest*. Ecology, v. 65, n° 1. 1984. p. 285-298.

Financiamento: Bolsa PIBIC/CNPq/Reitoria

Longevidade de sementes em solos de fragmentos de Floresta Estacional Decidual e de pastagem no Vale do rio Paranã, GO.

Luciana A. Z. de Andrade^a & Aldcir Scario^a

^a Laboratório de Ecologia e Conservação

Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia (Cenargen)

(luzago@cenargen.embrapa.br)

1.Introdução

As Florestas Estacionais Deciduais são as mais ameaçadas e as menos conhecidas das formações florestais tropicais (Khurana & Singh 2001). No Brasil, um dos mais expressivos enclaves de florestas deciduais, também conhecida por Mata Seca Decidua, encontra-se no Vale do rio Paranã, GO. As principais ameaças a essa

vegetação são a exploração madeireira, uma vez que as espécies mais abundantes apresentam elevado valor econômico; a criação de pastagens e áreas agrícolas favorecidas pela alta fertilidade dos solos, e a ocorrência de queimadas acidentais ou intencionais após seca prolongada (Murphy & Lugo 1986; Gerhardt & Hytteborn 1992). Esses processos resultaram no Vale do rio Paranã, em fragmentação e redução do tamanho das populações das plantas economicamente valiosas, que agora somente são encontradas em alguns fragmentos pouco ou nada explorados e que remanescem nas áreas planas em meio à pastagem (Scariot & Sevilha 2000).

A exploração madeireira, mesmo que seletiva, altera a composição e a estrutura da floresta, pois a maior abertura do dossel altera as condições microclimáticas de luz, temperatura e umidade e favorece o estabelecimento de espécies de lianas, ervas e de árvores pioneiras (Withmore 1997). Estudos recentes em fragmentos de floresta estacional decidual têm indicado que o recrutamento de algumas espécies está sendo afetado pelas possíveis conseqüências decorrentes da exploração madeireira (Bueno *et al.* 2001) e pelo efeito de borda (Sampaio 2001). Entretanto, ainda não foram determinados os processos pelos quais as espécies estão sendo afetadas.

O estágio de semente é um dos mais críticos na sobrevivência de uma planta (Harcombe 1987). O período de tempo em que a semente permanece viável no solo, depende de seus atributos fisiológicos (tipo de dormência), das interações bióticas (existência de parasitas e predadores) e das condições abióticas (disponibilidade de água, luz e oxigênio) (Garwood 1989, Yenish *et al.* 1992). Mudanças abióticas devido à perturbação antrópica podem, portanto, afetar a viabilidade das sementes, provocando a germinação ou a morte.

Informações sobre a persistência de sementes no solo são importantes para o manejo da regeneração das populações das plantas. Dessa forma, os objetivos desse estudo foram verificar, em nove espécies de árvores da Floresta Estacional Decidual, se a sobrevivência de sementes varia com o tempo de estocagem em solo e com o grau de exploração.

2. Métodos

O Vale do rio Paranã localiza-se nos estados de Goiás e Tocantins, entre as coordenadas (13° 20' - 15° 40'S, 46° 35' - 47° 30' W). O clima é classificado por Köpen como AW, com duas estações climáticas bem demarcadas, uma chuvosa de novembro a fevereiro, e outra seca. A pluviosidade não ultrapassa os 1300 mm anuais. Neste estudo, quatro sítios foram selecionados em fazendas no Município de São Domingos, no Vale do rio Paranã (GO): três fragmentos de florestas estacionais decíduais (um intacto, um pouco explorado e um muito explorado) e uma pastagem adjacente.

Sementes de nove espécies - *Amburana cearensis* (cerejeira), *Cedrela fissilis* (cedro), *Anadenanthera peregrina* (angico), *Acacia poliphylla* (priquiteira), *Lonchocarpus montanus* (tapicuru), *Guazuma ulmifolia* (mutambo), *Myracrodruon urundeuva* (aroeira), *Astronium fraxinifolium* (Gonçalo-alves) e *Schinopsis brasiliensis* (braúna) - foram coletadas a partir de vários indivíduos, entre julho e agosto de 2002. O potencial germinativo inicial de cada espécie foi avaliado em laboratório, antes do início do experimento.

Dentro de cada sítio de estudo, cinco pontos aleatórios foram escolhidos utilizando um sistema alfa-numérico, que envolve linhas paralelas distantes 100 m umas das outras e demarcados a cada 40 m. Em cada ponto, em agosto de 2002, foram cavadas valas de 5 cm de profundidade, nas quais envelopes de arame com malha de 3 mm (um para cada espécie) unidos por um arame e contendo 10 sementes cada foram enterrados. Mensalmente, de setembro de 2002 a fevereiro de 2003, um conjunto de envelopes contendo sementes de *Cedrela*, *Myracrodruon*, *Astronium* e *Schinopsis* foi desenterrado por ponto. Para as demais espécies a retirada seguiu até maio de 2003. As sementes desenterradas foram classificadas em: germinadas no campo (presença de radícula), intactas e deterioradas. As intactas foram avaliadas quanto à viabilidade usando teste de germinação em condições de luz e temperatura controla-

das (25°C, 10 horas de luz/dia) por 15 dias; para as sementes não germinadas nesse período foi aplicado o teste de tetrazólio (0,75%, por 4 horas). Foram consideradas sobreviventes apenas as sementes intactas que germinaram em laboratório ou indicadas viáveis pelo teste de tetrazólio.

O efeito da exploração na proporção de sementes vivas em cada espécie foi analisado através do tempo de estocagem em solo pela ANOVA de Medidas Repetidas e teste *a posteriori* de Tukey. Para *Guazuma*, foi utilizada a ANCOVA, onde o tempo de estocagem é uma co-variável e a exploração, o efeito principal, pois foi a única espécie onde foram considerados todos os meses de estocagem em solo. Para as demais, foram avaliados apenas os dois primeiros meses, pois ao final desse período, não houve sementes sobreviventes.

3. Resultados e Discussão

Os potenciais germinativos iniciais das sementes utilizadas foram altos, variando entre 80 e 100%. Não foram detectadas diferenças significativas na interação entre o tempo, sítio e espécies na viabilidade das sementes no solo (ANOVA, $F=0,91$; $gl=42$; $p=0,63$), assim com não houve interação entre sítio e espécies (ANOVA: $F=1,14$; $gl=21$; $p=0,32$). Porém, houve interação significativa entre as espécies e o tempo de permanência das sementes no solo (ANOVA: $F=55,1$; $gl=14$; $p=0,001$). Exceto para *Guazuma*, a sobrevivência das sementes das espécies não chegou a três meses. O efeito do tempo nas taxas de sobrevivência deu-se principalmente no primeiro mês em que as sementes ficaram enterradas, quando 77% das sementes de *Amburana* ainda estavam vivas, porcentagem maior que a das sementes de *Cedrela* (40%), *Lonchocarpus* (35%) e *Acacia* (31%) ($p<0,05$), as quais foram maiores que as de *Anadenanthera* (5%), *Schinopsis* (2%), *Myracrodruon* (0%) e *Astronium* (0%) ($p<0,05$). A baixa sobrevivência destas quatro últimas espécies foi devida à rápida germinação em campo (93% para *Anadenanthera*, 88% para *Schinopsis* e *Astronium* e 83% para *Myracrodruon*), mesmo após poucos dias de chuva (32,5 mm até a retirada das amostras do 1º mês). Tais espécies não demonstraram, portanto, nenhum tipo especial de dormência. As sementes não germinadas estavam inviáveis, devido à infestação por fungos. Já para *Schinopsis*, a inviabilidade deveu-se principalmente à presença de larvas (8%). As demais espécies apresentaram no 1º mês taxas menores de germinação em campo: *Amburana* (23%), *Cedrela* (28%), *Lonchocarpus* (47%) e *Acacia* (61%). Durante esse período, os altos valores de inviabilidade das sementes de *Cedrela* foram causados por fungos ($32\% \pm 8$). As maiores taxas de germinação em campo para estas espécies foram alcançadas após dois meses enterradas (*Amburana* e *Acacia* - 85%; *Cedrela* - 76% e *Lonchocarpus* - 71%). Após dois meses, a sobrevivência das sementes foi próxima a 0% para todas as espécies. A rápida germinação no início da estação chuvosa também foi observada em outras florestas tropicais, entretanto, devido à irregularidade das chuvas nesse período, o sucesso do estabelecimento das plântulas pode ser comprometido (Dalling *et al.* 1997; Fredericksen *et al.* 2000).

Ao longo do tempo houve diferença entre os sítios na taxa de sobrevivência das sementes (ANOVA; $F=3,40$; $gl=6$; $p=0,003$). No sítio muito explorado, houve maior sobrevivência que nos sítios pouco explorado e pastagem, mas não que no sítio intacto. Esse comportamento na taxa de sobrevivência das sementes segue exatamente o inverso do observado para a umidade do solo nos sítios de floresta. Dentre os sítios de floresta, há menor umidade do solo ($9,4\% \pm 1,9$) no sítio muito explorado, que no sítio pouco explorado ($12,4\% \pm 2,2$; $p=0,04$), que no entanto não diferem do sítio intacto ($10,4\% \pm 3,3$; Teste de Tukey $p=0,2$). A baixa umidade do solo pode ter resultado em menor germinação das sementes, ou seja maior sobrevivência das mesmas no sítio muito explorado.

A sobrevivência das sementes de *Guazuma ulmifolia* não variou no tempo entre os sítios de estudo (ANCOVA; $F=1,29$; $gl=3$; $p=0,28$). Ao longo dos oito meses de estocagem em solo, as sementes intactas de *Guazuma* apresentaram viabilidade média de $81\% \pm$

5 (teste de tetrazólio). Entretanto, devido à baixa germinação em campo (13% ± 7) e em laboratório (0,4%), ainda não se podem notar indícios de quebra de dormência com a estocagem em solo para esta espécie, assim como foi encontrado por Dalling *et al.* (1997). Isso indica a formação de banco de sementes persistente em *Guazuma ulmifolia*, ao contrário do observado para as outras oito espécies aqui estudadas.

4. Conclusões

A longevidade das sementes enterradas no solo das espécies estudadas é baixa (inferior a três meses), devida principalmente à rápida germinação com as primeiras chuvas. Apenas *Guazuma* apresentou sobrevivência ao longo dos oito meses de estocagem no solo, sempre superior a 70%. A longevidade das sementes das espécies não foi afetada pelo grau de exploração dos sítios. As espécies diferiram quanto à longevidade, mas apenas em uma curta escala de tempo.

5. Referências bibliográficas

- Bueno, P.C.; Scariot, A.; Sevilha, A.C. (2001) Estrutura populacional de espécies madeiras em áreas intacta e explorada de floresta decidual. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* (submetido).
- Fredericksen, T.S., Justiniano, M.J., Mostacedo, B., Kennard, D., & McDonald, L. (2000) Comparative regeneration ecology of three leguminous timber species in a Bolivian tropical dry forest. *New Forests*, 20, 45-64.
- Dalling, J.W., Swaine, M.D., & Garwood, N.C. (1997) Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 13, 659-680.
- Garwood, N. C. 1989. Tropical soil seed bank: a review In *Ecology of soil seed banks* (eds. M. A. Leck, V. T. Parker & R. L. Simpson), pp. 149-209. Academic Press, San Diego.
- Gerhardt, K. & Hytteborn, H. (1992) Natural Dynamics and Regeneration Methods in Tropical Dry Forests - an Introduction. *Journal of Vegetation Science*, 3, 361-364.
- Harcombe, P.A. (1987) Tree life tables: simple birth, growth, and death data encapsulate life histories, and ecological roles. *BioScience*, 37, 557-568.
- Khurana, E. & Singh, J.S. (2001) Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest : a review. *Environmental Conservation*, 28, 39-52.
- Murphy, P.G. & Lugo, A.E. (1986) Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88.
- Sampaio, A.B. (2001). *Efeito de borda nas espécies arbóreas de uma floresta estacional decidual no vale do Paranã*. Universidade de Brasília, UnB, Brasília. Dissertação de mestrado.
- Scariot, A. & Sevilha, A.C. (2000) Diversidade, Estrutura e manejo de florestas decíduais e as estratégias para a conservação. In *Tópicos atuais em botânica: palestras convidadas do 51º Congresso Nacional de Botânica* (eds T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter), pp. 183-188. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília.
- Yenish, J.P., J. D. Doll & D. D. Buhler. (1992) Effects of tillage on vertical distribution and viability of weed seed in soil. *Weed Science*, 40, 429-433.
- (CNPq, Conservation International, Fundação Dalmo Giacometti)

Ecologia Reprodutiva de um Lagarto Exótico (Hemidactylus mabouia, Gekkonidae) Vivendo na Natureza (Campo Ruderal) no Sudeste do Brasil.

Luciano Alves dos Anjos¹ & Carlos Frederico Duarte da Rocha²
¹ Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)
 (pirata@unicamp.br);
² Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)

1- Introdução

Como resultado do aumento das atividades comerciais e do

aprimoramento dos meios de transportes, que se tornaram maiores e mais velozes, a introdução de espécies (cosmopolitização da fauna e da flora) tem se tornado umas das maiores ameaças à biodiversidade (Elton, 1958; Rodríguez, 2001). As espécies colonizadoras tendem a maximizar o rendimento reprodutivo através da maturidade precoce e alta fecundidade (Lewontin, 1965). No entanto, devido a estes elevados custos reprodutivos, o crescimento somático e a longevidade são prejudicados, resultando em espécies que tendem a apresentar menor porte e ciclo de vida relativamente mais curto (Selcer, 1986).

Hemidactylus mabouia é uma espécie invasora bem estabelecida e pode ser encontrada em todo o Brasil (Vanzolini, 1978). É um lagarto de hábitos noturnos e periantrópicos (Vanzolini *et al.*, 1980) mas também pode ocorrer em outros ambientes naturais não antrópicos (Vanzolini; 1978; Vitt, 1986; Araújo, 1991; Rocha *et al.* 2002). O conhecimento do processo reprodutivo de espécies invasoras é a chave para compreender o seu sucesso, assim como para controlar ou erradicar uma população já estabelecida (Whittier & Limpus, 1996). Lagartos que apresentam tamanho fixo de ninhada, como *H. mabouia*, tendem a maximizar seu sucesso reprodutivo aumentando a frequência de eventos reprodutivos, aumentando o tamanho dos ovos ou investindo em nutrientes vitelogênicos (Andrews & Rand, 1974, Doughty, 1997; Selcer, 1990). Independente da ampla distribuição atual da espécie, há poucas informações sobre esta em condições naturais.

A população estudada vive na natureza (campo ruderal) em uma região com sazonalidade climática marcada, verão quente e chuvoso e inverno frio e seco. A estação seca ocorre entre os meses de abril e setembro; a estação úmida ocorre entre os meses de outubro e março. Neste estudo investigamos aspectos da reprodução desta população de *H. mabouia*, buscando compreender alguns parâmetros relacionados ao processo reprodutivo da espécie.

2- Material e métodos

Os lagartos foram coletados com o auxílio de um laço ou manualmente entre os meses de abril de 2002 e março de 2003. Os animais, previamente fixados em formol a 10% e preservados em álcool 70%, foram dissecados, e suas gônadas retiradas para análise posterior. Nas fêmeas foram medidos o comprimento e a largura do maior folículo ovariano em cada ovário e, quando presentes, os ovos em cada oviduto. Nos machos foi medido o comprimento e a largura de cada testículo. As medidas foram feitas utilizando-se um paquímetro com precisão de 0,01 mm.

No campo foram coletadas três desovas. O material foi levado para o laboratório de herpetologia da UNICAMP e mantido em condições de temperatura e umidade semelhantes às condições encontradas no campo.

Para diferenciar os machos adultos dos jovens foi utilizado como critério o tamanho do menor macho contendo espermatozoides livres na luz do epididimo.

Para diferenciar as fêmeas adultas das jovens foi utilizado como critério o tamanho da menor fêmea contendo folículos em vitelogênese secundária.

3- Resultados

Foram capturados 295 lagartos entre abril de 2002 e março de 2003. Deste total, 88 eram machos adultos, 88 eram fêmeas adultas e 119 jovens. Não houve diferença entre o tamanho médio de machos e das fêmeas adultas ($t = -0,2307$; g.l. = 173; $p = 0,8179$). A taxa de eclosão e de viabilidade dos ovos foi de 100%. As fêmeas contendo ovos no oviduto ocorreram em quase todos os meses do ano, não havendo diferença significativa entre o número de fêmeas grávidas durante a estação seca e a úmida ($c^2 = 0,167$; g.l. = 1; $p = 0,84$). Houve uma relação positiva e significativa entre o volume do ovo e o tamanho corpóreo da fêmea ($R^2 = 0,5705$; $F_{1,20} = 26,571$; $p < 0,001$). O volume dos ovos (no oviduto) não variou de forma significativa entre as estações seca e úmida ($F_{1,22} = 0,945$; $p = 0,657$). Houve relação significativa entre o tamanho do macho e

o volume do testículo ($R^2 = 0,665$; $F_{1,86} = 170,76$; $p < 0,001$). O volume do testículo variou de forma significativa ao longo do ano ($F_{11,76} = 3,99$; $p < 0,001$). Os testículos maiores, depois de retirado o efeito do tamanho do corpo, foram registrados entre os meses de agosto e dezembro de 2002.

4- Discussão

O tamanho médio dos lagartos machos, fêmeas e recém-eclodidos é similar aos valores reportados para outras populações de *H. mabouia* (Bock 1996; Meshaka *et al.*, 1994; Vitt 1986).

Fêmeas grávidas contendo ovos no oviduto e jovens de tamanho próximo ao de recém-eclodidos ocorreram ao longo de todo o ano, o que reforça a idéia de que o período reprodutivo é contínuo nesta população do sudeste do Brasil. O número e o volume médio dos ovos coletados durante a estação seca e úmida não diferem estatisticamente, o que sugere que não há sazonalidade na produção de ovos. De acordo com Vitt (1986), lagartos com tamanho fixo de ninhada, como os geconídeos, investem prioritariamente em reprodução após atingirem um tamanho corpóreo que maximize o volume e qualidade de ovos. Nesta população de *H. mabouia* tanto as fêmeas como os machos maiores, aparentam investir mais em reprodução, produzindo ovos (as fêmeas) e testículos maiores (os machos).

Segundo Meshaka *et al.* (1994) *H. mabouia* pode produzir até sete ninhadas por ano. Porém nesta população não há evidência de que uma fêmea possa produzir múltiplas ninhadas em um curto espaço de tempo pois fêmeas contendo ovos no oviduto e folículos em vitelogenese secundária foram encontradas somente no período intermediário da estação chuvosa.

O armazenamento de espermatozoides é uma forma funcional de aumentar o sucesso reprodutivo de espécies invasoras ao colonizar novos ambientes (Conner e Crews 1980). A sazonalidade do tamanho dos testículos associada com a produção contínua de ovos e o contínuo recrutamento de jovens é sugestiva de que possa estar ocorrendo armazenamento de espermatozoides em *H. mabouia*.

5- Conclusões

As características ecológicas de *H. mabouia* apresentadas neste trabalho nos leva a concluir que esta população do sudeste do Brasil funciona de forma semelhante a outras populações quanto ao tamanho corpóreo de machos, fêmeas adultas e recém-eclodidos. A reprodução é contínua e não apresenta sazonalidade quanto ao número e volume dos ovos, embora possa haver um aumento na frequência reprodutiva durante a estação chuvosa. As fêmeas maiores e, presumivelmente mais velhas, produzem ovos maiores. Isto indica que a energia anteriormente alocada para o crescimento pode ser nesta fase concentrada na reprodução. Machos maiores possuem testículos maiores e há indícios de sazonalidade na produção de espermatozoides. Isto sugere poder estar havendo armazenamento de espermatozoides por indivíduos desta espécie. A reprodução contínua, o armazenamento de espermatozoides, o investimento reprodutivo em detrimento de investimento corpóreo entre outros aspectos ecológicas encontradas nesta espécie são características que favorecem a colonização e estabelecimento desta espécie exótica em novos ambientes.

6- Referência Bibliográfica:

- Andrews, R. M. & A. S. Rand 1974. Reproductive effort in anoline lizards. *Ecology* 55:1317-1327.
- Araújo, A. F. B. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. *Rev. bras. Biol.*, 51 (4): 857-865.
- Bock, BC 1996. Interclutch interval and egg aggregation in the Tropical gecko, *Hemidactylus mabouia*. *Herpetol. Rev.*, 27 (4): 181-183.
- Conner, J. & D. Crews 1980. Sperm transfer and storage in the lizard, *Anolis carolinensis*. *J. Morphol.* 163:331-348.
- Doughty, P. 1997. The effects of "fixed" clutch sizes on lizards life

histories: reproduction in the Australian velvet gecko, *Oedura lesueurii*. *J. Herpetol.* 31(2): 266-272.

Elton C. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chapman and Hall, London 181 pp.

Lewontin R. C. 1965. Selection for colonizing ability, p.77-91. In: *The genetics of colonizing species*. HG Baker & GL Stebins (eds.) Academic Press, New York, New York.

Meshaka, W. E.; B. P. Butterfield & J. B. Hauge. 1994 Reproductive notes on the introduced gecko *Hemidactylus mabouia* in southern Florida. *Herpet. Nat. Hist.* 2(1): 109-110.

Rocha, C. F. D.; Dutra, G. F.; Vrcibradic, D. & Menezes, V.A. 2002. The terrestrial reptile fauna of the Abrolhos Archipelago: Species list and ecological aspects. *Braz. J. Biol.*, 62 (2):285-291.

Rodriguez J. P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10: 1983-1996.

Selcer, K. W. 1990. Egg-size relationship in a lizard with fixed clutch size: variation in a population of the mediterranean gecko. *Herpetologica* 46(1):15-21.

Vanzolini, P. E. 1978. On South American *Hemidactylus* (Sauria, Gekkonidae). *Papéis Avulsos Zool.*, São Paulo, 31 (20): 307-343.

Vanzolini, P. E., Ramos-Costa, A. M. M. & Vitt, L. J. 1980. Répteis das Caatingas. Academia Brasileira.

Vitt, L. J. 1986. Reproductive tactics of sympatric gekkonid lizards with a comment on the evolutionary and ecological consequences of invariant clutch size. *Copeia* (3): 773-786.

Whittier, J. M. & D. Limpus 1996. Reproductive patterns of a biologically invasive species: the brown tree snake (*Boiga irregularis*) in eastern Australia. *J. Zool.* 238, 591-597.

(apoio financeiro: CNPq e CAPES/PROAP)

Fenologia de *Tecoma stans* (Bignoniaceae): avaliação do tamanho amostral e frequência das observações

Luíze, B. G.^a, Morellato, L. P. C.^b

^a Bolsista de Iniciação Científica CNPq/Departamento de Botânica. Grupo de Fenologia e Dispersão de Sementes da UNESP/Rio Claro (brunogl@rc.unesp.br). ^b Professora Adjunta do Departamento de Botânica. Grupo de Fenologia e Dispersão de Sementes da UNESP/Rio Claro (pmorella@rc.unesp.br).

1. Introdução

O estudo fenológico é de grande importância para a compreensão da dinâmica de ecossistemas contribuindo para o entendimento da organização temporal dos recursos dentro das comunidades e das interações planta-animal e planta-ambiente, podendo proporcionar um manejo ambiental mais adequado. Ao longo do desenvolvimento da fenologia, os estudos que eram em sua maioria qualitativos passaram a ser mais quantitativos buscando um aperfeiçoamento nas interpretações dos dados e maior poder para comparação entre as áreas estudadas (D'Eça & Morellato 2003). No entanto, a falta de uniformidade nos critérios metodológicos utilizados entre os autores, principalmente na coleta de dados, nos estudos fenológicos de plantas, dificulta a comparação eficiente de dados entre os pesquisadores e a transmissão deste conhecimento para os tomadores de decisões. Motivado por estas dificuldades, este estudo analisa a fenologia de *Tecoma stans* (Bignoniaceae), procurando determinar o tamanho da amostra e a frequência de observações mais apropriados para se estudar a fenologia de árvores de florestas tropicais.

2. Metodologia

Foi estuda a fenologia das fenofases queda foliar, floração (botões e flor aberta) e frutificação (frutos verdes e maduros) de uma

população de *Tecoma stans* (L.) Jussieu (Bignoniaceae), árvore natural de floresta semidecídua e que encontra-se cultivada no campus universitário João Dias da Silveira da Universidade Estadual Paulista – UNESP em Rio Claro, SP. Foram amostrados 18 indivíduos da espécie, formando uma população amostral, que foram observados semanalmente, durante o período de um ano. As fenofases foram quantificadas pelo método proposto por Fournier (1974), onde foram atribuídos valores estimativos, divididos da seguinte forma: 0- ausência da característica, 1- presença da característica em um intervalo entre 1 a 25%, 2- presença da característica em um intervalo entre 26 a 50%, 3- presença da característica em um intervalo entre 51 a 75% e 4- presença da característica em um intervalo entre 76 a 100%.

Após a coleta dos dados, os 18 indivíduos amostrados foram sorteados aleatoriamente em sub-amostras de 5, 10 e 15 indivíduos, para ser determinado o tamanho amostral ideal. Para a análise do tamanho amostral foi calculado o percentual de atividade fenológica de Fournier (1976), dos diferentes tamanhos amostrais. Este valor é calculado com base na soma dos valores de intensidade obtidos para as fenofases, dividido pelo valor total que a amostra poderia produzir (numero de indivíduos multiplicado por quatro), e multiplicado por cem. Este índice de intensidade permitiu a análise do comportamento fenológico da espécie e de como este comportamento respondia a variação do tamanho amostral.

Posteriormente foi calculado o erro padrão das amostras que respeitou um limite de significância de 5 por cento, considerado aceitável em estudos de ecologia. A fórmula desta variável se dá por: $E.P.=1.96*S/\sqrt{n}$, onde S= desvio padrão e n= número de indivíduos da amostra (Vieira 1980). O erro padrão possibilitou a análise, através de interpretação gráfica, de como a mudança do tamanho da amostra influi na diminuição do erro entre os valores médios observados.

Foi feita, então, outra análise gráfica onde o percentual de intensidade foi subdividido em intervalos de tempo (mensais, quinzenais e semanais). Esta análise foi realizada com base no melhor tamanho amostral obtido na primeira parte das análises. Os padrões foram comparados visando a determinação da melhor frequência temporal das observações que produzam suficientes informações fenológicas da comunidade vegetal, e que também não abstraíam o padrão comportamental observado em espécies de floresta estacional. Procuramos assim, estabelecer o melhor esforço amostral para se trabalhar com fenologia de árvores tropicais.

3. Resultados

Foram analisados gráficos que mostram o comportamento do erro padrão em relação aos tamanhos populacionais (5, 10, 15 e 18 indivíduos) e também gráficos de percentuais de atividade fenológica, para os mesmos tamanhos amostrais.

Os gráficos do erro padrão indicaram o intervalo de confiança que as médias para a população amostral estão da média estimada para toda a população. Observou-se, então, que quanto menor o tamanho amostral, maior o valor do erro padrão calculado.

O percentual de atividade fenológica indica o comportamento da fenofase em relação ao tempo. Quando o tamanho amostral é pequeno, 5 indivíduos, a variação é muito grande, causada principalmente por influência de um ou dois indivíduos. É em torno de 15 ou mais indivíduos que podemos observar uma tendência que corresponda ao padrão da população de toda uma comunidade vegetal, pois quando o tamanho amostral aumenta desaparecem as variações bruscas, gerando linhas mais suaves no gráfico.

O tamanho amostral que se portou melhor quanto a diminuição do erro padrão, que foi de 15 indivíduos, foi escolhido para a análise da frequência de observação (semanais quinzenais e mensais) que menos abstraía informações sobre os padrões fenológicos encontrados. Esta análise gráfica mostrou que a frequência mensal perde informação e que as frequências quinzenais ou semanais deveriam ser preferidas, sempre que possível a sua aplicação.

4. Conclusões

Os dados analisados neste estudo indicaram que um tamanho amostral de 15 a mais indivíduos seria o mais adequado para conhecer o padrão fenológico de árvores de florestas tropicais, isso porque o intervalo de confiança é pequeno nestes tamanhos amostrais, mostrando que a chance de se errar ao estimar a fenofase para toda uma grande população é menor do que se o tamanho amostral fosse pequeno (5 e 10 indivíduos). O percentual de atividade fenológica também apontou para um tamanho amostral entre quinze indivíduos, por apresentar mais claramente as tendências da fenofase sem as variações muito bruscas observadas nos padrões com poucos indivíduos.

Quanto ao intervalo de observações, os períodos semanal e quinzenal mostraram-se adequados ao estudo da fenologia de árvores. Observações mensais perdem muitas variações da intensidade da fenofase, deixando dados importantes para o entendimento do comportamento fenológico de fora das análises finais. O ideal seria frequência de observações semanal, porém pela dificuldade de ir ao campo toda semana, o período quinzenal mostra-se uma boa alternativa, por não perder tanta informação em relação ao período semanal. Outro fator importante é quanto a duração das observações. O ideal é que se tenha ao menos um ano inteiro de observações, pois assim pode-se fazer uma estimativa mais precisa do comportamento fenológico das espécies em questão.

Estes resultados discordam do único estudo similar feito a quase trinta anos por Fournier & Charpentier (1975). Neste estudo os autores chegaram a um número amostral de dez indivíduos, o que foi feito apenas por análises de médias aritméticas e para um período de observações de treze semanas, que atualmente mostram-se insuficientes para possibilitar alguma conclusão. Portanto, métodos de estudos de fenologia precisam de revisão para possibilitar melhores informações sobre as comunidades vegetais e também sobre as espécies que são investigadas. Esta avaliação preliminar, feita com *Tecoma stans*, será estendida para outras espécies do Campus de Rio Claro, para podermos ter uma melhor clareza sobre os resultados obtidos e suas aplicações.

5. Bibliografia

- Bencke, C.S.C. & Morellato, L.P.C. 2002. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. *Revista Brasil. Bot.* 25:269-275
- D'Eça Neves, F.F. & Morellato, L.P.C. 2003. Métodos de amostragem e avaliação utilizados em estudos fenológicos de florestas tropicais. *Acta Botânica Brasílica* (aceito)
- Fournier, L.A. 1974. Un metodo cuantitativo para la medicion de características fenológicas en árboles. *Turrialba*, 24(4):54-59
- Fournier, L.A. & Charpentier, C. 1975. El tamaño de la muestra y la frecuencia de las observaciones en el estudio de las características fenológicas de los árboles tropicales. *Turrialba*, 25(1):45-48
- Fournier, L.A. 1976. El dendrofenograma, una representación gráfica del comportamiento fenológico de los árboles. *Turrialba*, 26(1):96-97
- Vieira, S. 1980. *Introdução a Bioestatística*. 3ª edição - Rio de Janeiro, Editora Campus.
- Agradecimentos: Ao apoio financeiro prestado pelo CNPq ao apoio moral oferecido pelos meus pais e amigos.

Conseqüências genéticas da fragmentação florestal em populações de espécies arbóreas raras em floresta semidecidual na região do Pontal do Paranapanema, SP.

Martins K^a, Santos JD dos^b, Gaiotto FA^c, Moreno MA^b, Ferraz EM^b, Kageyama PY^b

^a (karimartins@yahoo.com) *Doutoranda-PPG-GMP/Depto. de Genética, ESALQ-USP*^b *LARGEA, Depto de Ciências Florestais, ESALQ-USP*^c *Depto de Ciências Biológicas, UESC, Ilhéus, BA.*

1. Introdução

A região do “Pontal do Paranapanema” está localizada no extremo oeste do estado de São Paulo. Segundo Veloso *et al.* (1991) a vegetação do Pontal faz parte da Mata Atlântica e é denominada floresta estacional semidecidual. Esses ecossistemas são considerados, no panorama global, um dos biomas prioritários para a conservação. Isto ocorre devido à sua diversidade biológica e grau de ameaça sofrido nas últimas décadas. Devido ao processo de ocupação predatório, iniciado na década de 1920, a paisagem do Pontal do Paranapanema tem sido alterada, formando-se um mosaico na região, cuja matriz é constituída predominantemente por pastagens e monocultura de cana-de-açúcar. A maior parte das áreas florestais que restam (cerca de 1,85% da cobertura original) concentra-se no Parque Estadual do Morro do Diabo (35.000 ha) e em alguns fragmentos localizados em propriedades privadas (Dean 1995) que somam aproximadamente 15.000 ha. A fragmentação florestal causa tanto a redução na área total de habitat disponível como o isolamento espacial das populações remanescentes, ambos gerando um aumento potencial das taxas de extinção. Objetiva-se nesse trabalho avaliar as conseqüências da fragmentação florestal na estrutura genética populacional de três espécies arbóreas de importância ecológica e econômica e que ocorrem em baixa densidade na mata: o cedro (*Cedrela fissilis* Vell.), o jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) e a copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf.).

2. Métodos

As áreas de coleta de material vegetal de todas as espécies compreenderam três populações localizadas na região do Pontal do Paranapanema. Duas populações foram amostradas em áreas consideradas fragmentadas, ou de impacto antrópico, utilizadas para a agropecuária extensiva no passado e atualmente pertencentes a assentamentos rurais de reforma agrária. São elas: Comunidade Tucano (área de assentamento rural há 11 anos: fragmento de 1.800 ha) e Comunidade Madre Cristina (área de assentamento rural há 4 anos: fragmento de 330 ha). A terceira área amostrada foi na mata preservada, localizada no Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD).

Foram realizados quatro transectos exploratórios em cada uma das três áreas de estudo, com o objetivo de identificar as fisionomias onde cada espécie ocorre em densidade suficiente para que pelo menos 30 indivíduos adultos pudessem ser amostrados. Considerando-se a elevada heterogeneidade ambiental da região, procurou-se escolher populações ocorrentes em fisionomias que fossem homogêneas nas três áreas de estudo e, portanto, representativas da espécie em cada área. Após a definição da área de amostragem, coletou-se em cada área material foliar de 30 indivíduos adultos (com pelo menos 30 cm de DAP) de cada espécie, sendo que todos foram devidamente localizados e georeferenciados. Na área delimitada pelos 30 indivíduos adultos foram coletadas amostras foliares de pelo menos 30 indivíduos juvenis de cada espécie. Foram escolhidos indivíduos jovens de diferentes classes de tamanho, desde os que apresentavam pelo menos 50 cm de altura até os que tivessem menos de 30 cm de DAP e ainda não se encontravam em estágio reprodutivo.

Procedeu-se à extração do DNA genômico total (de acordo com Ferreira e Grattapaglia 1998) e à genotipagem com uso de quatro a sete locos polimórficos de marcadores microssatélites. Para análise da estrutura genética intrapopulacional, obteve-se tanto

para adultos como para jovens de cada população as estatísticas descritivas de riqueza alélica (A), número efetivo de alelos por loco (n_e), diversidade gênica (H_e), heterozigiosidade observada (H_o) e índice de fixação de Wright (f). Com os indivíduos adultos georeferenciados, obteve-se a correlação espacial multialélica de acordo com Smouse & Peakall (1999). Para análise da estrutura genética interpopulacional, estimou-se a endogamia total (F) e a divergência genética entre as populações (q) por meio da qual foi possível estimar o fluxo gênico aparente (N_m). As análises foram realizadas com auxílio dos programas GDA (Lewis & Zaykin 2000) e GenAlEx (Peakall & Smouse 2001).

3. Resultados e Discussão

A avaliação da variabilidade genética das populações de adultos indica os efeitos genéticos imediatos da fragmentação florestal, resultantes da redução no tamanho populacional. O efeito esperado é a menor riqueza alélica (A) nas populações dos fragmentos Tucano e Madre Cristina em relação à população do Parque (PEMD) e divergência genética entre as três populações. Perda significativa de diversidade genética (H_e) será esperada apenas se a redução no tamanho populacional for drástica. Observou-se para as três espécies que a fragmentação ainda não provocou perda significativa de alelos, uma vez que as populações amostradas nos fragmentos apresentam número médio de alelos por loco (A) elevado e semelhante à população do Parque, a qual encontra-se em floresta contínua. O número efetivo de alelos por loco (n_e), que compara não apenas o número de alelos como também a sua distribuição de frequência, indicou que para as populações adultas das três espécies há grande quantidade de alelos de baixa frequência. Esse parâmetro é um indicativo do potencial de manutenção da diversidade alélica durante a regeneração das populações. Embora o n_e tenha sido elevado, apresentou-se bastante inferior à riqueza alélica (A) mostrando que a distribuição desigual das frequências alélicas, com grande quantidade de alelos raros, representa um potencial reduzido de manutenção da diversidade alélica nas gerações futuras. A diversidade genética (H_e) também foi elevada nas três populações, mostrando que a redução no tamanho populacional não foi tão forte a ponto de causar perda significativa na diversidade genética. A heterozigiosidade observada (H_o), embora tenha apresentado valores distintos entre as populações, foi sempre inferior à heterozigiosidade esperada (H_e). Esses resultados mostram a ocorrência de endogamia nessas populações, as quais se estabeleceram antes da fragmentação florestal. Apesar da ocorrência de endogamia ser indicativa do fluxo gênico restrito, esse não foi um fator que limitou a diversidade genética nas populações ou que promoveu a estruturação genética espacial dentro das populações. Isso porque a análise da autocorrelação espacial apresentou-se não significativa para todas as classes de distância em todas as populações adultas das três espécies avaliadas. A análise da estrutura genética dos indivíduos jovens indica como as espécies estão regenerando após o evento da fragmentação e permite a predição do potencial de manutenção das populações em longo prazo. Nas três espécies, observou-se que tanto a riqueza alélica (A) quanto a diversidade gênica (H_e) mantiveram-se elevadas e com valores semelhantes aos obtidos nas populações de adultos, mostrando que a ocorrência de deriva genética e seleção ainda não está provocando perda significativa de alelos na regeneração das populações das três espécies.

A análise da estrutura genética interpopulacional mostra que todas as populações exibem altos níveis de endogamia (F), como já indicado pelas estimativas elevadas de índice de fixação (f). Tanto as populações de jovens como de adultos apresentam de pequena a moderada divergência genética, sendo que de 3,2 a 10,2% da variabilidade está distribuída entre as populações. Comparando-se a divergência genética entre adultos com a divergência entre os jovens, constatou-se que as espécies estão respondendo diferentemente à fragmentação, como esperado pelos vetores de polinização e dispersão distintos que apresentam. Para cedro, por exemplo,

obteve-se maior divergência entre as populações de adultos (6,7%) do entre os jovens (3,2%). Resultados opostos foram obtidos para copaíba, a qual apresentou maior divergência entre populações de jovens (6,9%) do que entre os adultos (2,9%).

Constata-se que para o cedro a fragmentação florestal favoreceu o fluxo gênico entre as populações. A polinização da espécie é efetiva por mariposas, e a dispersão de sementes é realizada pelo vento. A matriz de pastagens entre os fragmentos favorece a maior incidência de ventos, carreando maior quantidade de sementes a distâncias mais longas. Além de alterações nos padrões de fluxo gênico, deve-se considerar também que a ocorrência de maior recrutamento observado principalmente no fragmento Tucano, pode provocar alterações na densidade natural e na estrutura genética da espécie nos fragmentos. Em copaíba, por outro lado, a fragmentação florestal resultou na restrição do fluxo gênico entre as populações. A copaíba é polinizada por abelhas, mas a dispersão de sementes é zoocórica. Apenas as aves de grande tamanho, como tucanuçu (ramphastídeos), gralha do campo (corvídeos) e sabiá (turdídeos) engolem as sementes dispersando-as a longas distâncias. Muitas dessas aves não têm sido observadas com frequência na região. As aves pequenas consomem os frutos de copaíba mas regurgitam as sementes próximos à planta-mãe, restringindo o fluxo gênico entre as populações. Adicionalmente, muitos frutos apenas caem ficando sob a copa da planta-mãe. As formigas desempenham um importante papel na dispersão secundária das sementes de copaíba. Elas carregam as sementes a grandes distâncias dentro de cada fragmento, podendo ser uma das razões do fato que a endogamia (F) entre os jovens não tenha sido muito diferente da observada nos adultos.

Em jatobá, a divergência genética foi praticamente a mesma entre populações de adultos (10,2%) e entre os jovens (9,9%), indicando que o fluxo gênico não está sendo tão drasticamente reduzido com a fragmentação. Essa observação pode estar relacionada ao comportamento dos potenciais dispersores atuais da espécie, (roedores e grandes ungulados). Os mesmos ainda são encontrados nas áreas de estudo e possivelmente transitam entre as áreas e apresentem grande alcance dentro das áreas, podendo assim ser considerados dispersores efetivos. Assim como em cedro, o recrutamento pode estar sendo favorecido pela alteração estrutural principalmente derivada do efeito de borda nos fragmentos estudados. Outro fator que pode estar influenciando é a ocorrência de propagação vegetativa por via das raízes de indivíduos adultos os quais foram suprimidos por meio de corte raso ou afetados por sucessivos incêndios (Santos, 2001 não publicado), como tem sido observado nas bordas dos fragmentos.

4. Conclusão

Constatou-se para as três espécies que a fragmentação florestal não resultou em perda significativa de alelos nas populações de adultos. De fato, embora duas populações estudadas encontrem-se em fragmentos, esses são de tamanho grande e a perda de indivíduos adultos não foi tão drástica a ponto causar perda imediata e significativa de diversidade genética. Deve-se ressaltar que fragmentos de tamanho grande como os estudados no presente trabalho representam menos de 5% dos fragmentos da região. No Pontal, 85 % dos fragmentos apresentam área menor do que 15 ha, situação que se verifica em praticamente toda a região sudeste do país, o que aumenta o valor para conservação dessas áreas como fonte de diversidade desse bioma. Uma vez que são justamente os adultos remanescentes os que geram os propágulos que formarão as próximas gerações, os alelos mantidos nas populações adultas contribuirão para a manutenção da diversidade alélica na regeneração dessas espécies. Como pôde ser observado nesse estudo, a diversidade genética manteve-se elevada nos jovens. Quanto à pequena divergência genética entre as populações de jovens, deve-se considerar que a fragmentação da região é recente, tendo sido iniciada na década de 1920, sendo o tempo muito curto para que a deriva

genética e a seleção provoquem diferença tão acentuada entre as populações. Deve-se considerar a pequena distância geográfica entre as populações, uma vez que o fragmento Tucano dista sete quilômetros do Parque e o fragmento Madre Cristina está separado deste por apenas uma estrada, e também os mecanismos eficientes de dispersão de pólen e sementes que as espécies apresentam.

A sobrevivência e continuidade em longo prazo de populações fragmentadas de espécies arbóreas dependem da definição de estratégias adequadas de manejo dos remanescentes florestais. Para que essas sejam efetivas é necessário primeiramente entender e quantificar os principais efeitos populacionais e genéticos da fragmentação, como pretendido com esse trabalho, assim como contextualizar esses fragmentos na estrutura da paisagem em que estão presentes. Tais efeitos são mais nocivos em espécies de ocorrência rara na mata, uma vez que essas requerem áreas mais extensas para serem conservadas. Pode-se, então, utilizar essas espécies como modelo para inferir as alterações sofridas por outras espécies e implementar medidas de conservação da diversidade e complexidade dos remanescentes florestais.

5. Referências Bibliográficas

Dean W. *A Ferro e Fogo: a história e a devastação da mata atlântica brasileira*. Cia das Letras, SP. 1995.

Ferreira ME & Grattapaglia D. *Introdução ao uso de marcadores moleculares em análise genética*. 3ª ed. Brasília: EMBRAPA-CENARGEN. 1998. 220p. (EMBRAPA-CENARGEN Documento 20).

Lewis PO & Zaykin D. *Genetic Data Analysis: computer program for the analysis of allelic data*. Version 1.0. 2000. <http://alleyn.eeb.uconn.edu/gda/2000>.

Peakall R. & Smouse PE. *GenAIEx v5: Genetic Analysis in Excel*. Population genetic software for teaching and research. Austrália National University, Canberra, Austrália. 2001. <http://www.anu.edu.au/BoZo/GenAIEx>.

Smouse PE & Peakall R. Spatial autocorrelation analysis of individual multiallele and multilocus genetic structure. *Heredity* 82: 561-573. 1999.

Veloso HP, Rangel-Filho AL & Lima JCA. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Fundação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, Rio de Janeiro. 1991.

(Esses resultados fazem parte do Projeto Uso e conservação dos recursos genéticos florestais. Subprojeto Efeitos da fragmentação, com financiamento: IPGRI-Roma, e bolsas concedidas por FAPESP e CNPq).

Comportamento de espécies arbóreas nativas em resposta ao stress de plantio em reflorestamento na represa Capivara, Norte do PR

Pedro Sant'Ana Jardim^a; Carlos Eduardo Barbosa^a & José Marcelo Torezan^{a, b}

^a Laboratório de biodiversidade e restauração de ecossistemas, Universidade Estadual de Londrina

^b (torezan@uel.br)

1. Introdução

O uso de características ecológicas das espécies quanto ao nicho de regeneração em floresta madura, ou mesmo em sucessão secundária, não é o suficiente para a previsão de seu comportamento num plantio, sendo esta dependente de validação experimental, pois as condições ambientais de um plantio em área completamente degradada guardam diferenças relevantes em relação à floresta madura ou mesmo às capoeiras. Desta forma, estudos sobre as respostas ao stress pós-plantio das espécies usadas em reflorestamentos tornam-se essenciais para a otimização dos processos de restauração de ecossistemas florestais (Vilagrosa *et al.*, 2003).

Este trabalho foi conduzido na margem paranaense da usina hidrelétrica Capivara, localizada no médio curso do rio

Parapanema, na divisa entre os Estados de São Paulo e Paraná. As margens da represa não apresentam a faixa de mata ciliar mínima prevista no código florestal, assim um projeto de reflorestamento de 4.200ha, teve início no ano 2000 com previsão de duração de 7 anos (Duke Energy International, 2001). Foi utilizado um modelo de reflorestamento em etapas, em que na primeira delas são utilizadas espécies pioneiras e secundárias iniciais que, para a organização do plantio, foram divididas em 3 grupos com base na sua capacidade de crescimento e na arquitetura da copa (Cavalheiro *et al.*, 2002).

O clima da região é subtropical, com verões quentes, com raras geadas e tendência de concentração de chuvas nos meses do verão, mas sem estação de seca definida. A média de precipitação anual total é de 1400 a 1600 mm, com temperatura média anual entre 22 e 23°C (IAPAR, 2000). A composição vegetal original é de Floresta Semidecidual, degradada já nos primórdios da colonização do estado do Paraná, sendo a produção de grãos, como soja e milho, a atividade mais comum atualmente.

Os objetivos desse trabalho são analisar as respostas comportamentais de mudas de diferentes espécies arbóreas nativas ao stress pós-plantio em duas áreas de reflorestamento, e verificar se essas respostas podem ser explicadas por seu enquadramento em grupos sucessionais clássicos ou por outras características ecológicas isoladamente e ainda se são consistentes os grupos definidos para organizar o plantio.

2. Métodos

Foram tomadas medidas de altura e largura (com régua e paquímetro, respectivamente) e contadas as folhas velhas ou iniciais (aquelas vindas do viveiro e marcadas com corretivo líquido para papel do tipo "errorex") e as folhas novas das mudas plantadas no reflorestamento, pertencentes a duas áreas respectivas, uma no município de Sertaneja e outra no de 1° de Maio, totalizando 465 indivíduos pertencentes a 26 espécies arbóreas nativas, entre março e junho de 2003. Tais indivíduos foram respectivamente identificados, mapeados e numerados com plaquetas.

As espécies utilizadas no reflorestamento, todas pioneiras ou secundárias iniciais, foram divididas pelo LABRE em três grupos em função da produtividade e da arquitetura da copa. As espécies do grupo 1 são as que apresentariam maior índice de crescimento, sendo, portanto usadas em maior quantidade no reflorestamento. As espécies do grupo 2 e 3 apresentariam respectivamente taxas médias e baixas de crescimento, sendo utilizadas em menor proporção entre as espécies plantadas.

Os dados coletados das duas áreas foram analisados utilizando-se as seguintes variáveis: 1-n° de folhas iniciais (NFi); 2-porcentagem de folhas "velhas" ao final do 3° mês (FV3); 3-porcentagem de perda de folhas nos primeiros 15 dias (Q15); 4-tempo, em dias, para iniciar a produção de folhas (TFN), 5-tempo em dias para iniciar o crescimento em altura (TIC); 6-taxa de crescimento em altura (cm/mês) (TCA), 7-taxa de mortalidade (TM) e 8-velocidade de emissão de folhas (folhas/mês) (VEM). Foram utilizadas análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey (aceitando-se valores de $p \leq 0,05$) para comparação de médias. Variáveis representadas em proporção ou porcentagem foram transformadas em arco seno da raiz quadrada. Foram calculados coeficientes de correlação entre todas as variáveis, e uma análise de agrupamento foi utilizada para verificar a formação de grupos de espécies.

3. Resultados e Discussão

Os coeficientes de correlação para as 8 variáveis foram significativos ($p < 0,01$) entre as variáveis TIC, TFN, TCA e VEM e entre NFi e Q15 ($p < 0,05$). TFN apresentou uma correlação diretamente proporcional ao TIC (0,54). Ambas apresentaram-se inversamente proporcionais à TCA (respectivamente -0,75 e -0,56) e à VEM (respectivamente -0,61 e -0,34, embora este último valor seja significativo apenas a $p < 0,1$). Esses dados indicam claramente que quando espécies com características adaptativas semelhantes atrasam o cres-

cimento (alto TIC), essas também irão iniciar tardiamente a produção de folhas (alto TFN), apresentarão uma baixa velocidade de emissão de folhas (baixa VEM) e de crescimento (baixa TCA) por mês. O inverso também se aplica, ou seja, quanto mais rápido começarem a crescer (baixo TIC), mais rápido começarão a produzir folhas (baixo TFN) e maior será a velocidade de emissão de folhas (alto VEM) e taxa de crescimento por mês (alta TCA). Para as espécies que apresentam tais respostas após o plantio, é possível inferir que antes de começarem a investir energia em crescimento e se desenvolver, acumulam esta energia por um tempo. Isso fica claro ao interpretar a correlação ente NFi e Q15, que demonstra, para algumas espécies, que quanto mais folhas iniciais a planta possui (alto NFi), maior será a perda de folhas nos primeiros 15 dias (Q15). Essa rápida queda de folhas, ainda que não possibilite a reabsorção dos nutrientes, tem papel na redução da transpiração e caracteriza um padrão de resposta ao stress pós-plantio.

Os coeficientes de correlação serviram de critério para aproximar ou separar as 25 espécies analisadas a partir das variáveis que apresentaram maior correlação. Como foi dito anteriormente, o TIC, a TCA, a TFN e a VEM foram as variáveis mais marcantes na análise. As demais variáveis apresentaram-se uniformes, principalmente as referentes à TM e de folhas velhas ao final de 3° mês, o que significa que a análise separou os grupos com base nas características que não variaram.

As espécies *Bauhinia forficata* (Pata-de-vaca), *Croton floribundus* (Crindiúva), *Peltophorum dubium* (Canafistula) e *Ingá sp.* mostraram-se bem agrupadas, principalmente por terem apresentado um tempo semelhante para iniciar o crescimento em altura (em média 70 dias) e a produzirem folhas (30 dias), com velocidade de emissão de folhas bem próximas (entre 1 e 7 folhas por dia) e relativamente baixas. *Colubrina glandulosa* (Sobrasil), *Piptadenia gonoacantha* (Pau-jacarê) e *Cytherexylum myrianthum* (Pau-viola) aproximaram-se muito das anteriores, porém não se enquadraram no grupo por apresentarem pequenas diferenças no valor absoluto de suas variáveis. *Cytherexylum myrianthum* distanciou-se por sua baixa taxa de crescimento (-1,52 cm/mês), diferente de *Colubrina glandulosa* e *Piptadenia gonoacantha*, que se apresentaram muito próximas na análise. *Aegiphila sellowiana* (Tamanqueiro) e *Pterogyne nitens* (Amendoim-bravo) foram agrupadas principalmente por terem demorado muito tempo para iniciar o crescimento em altura (média de 81 e 76 dias respectivamente), e pelo longo tempo para começarem a produção de folhas (médias de 36 e 40 dias respectivamente), evidenciando que tais variáveis (TIC e TFN) são diretamente proporcionais. Ambas apresentaram queda de folhas (médias de 2,7% e 4,6% folhas após 15 dias, respectivamente) e uma % de folhas velhas ao final do 3° mês (praticamente ambas com 0%) muito baixas, demoraram a produzir folhas (média de 36 e 40 dias respectivamente), cresceram pouco por mês (médias de -0,7 e 0,35 cm). A diferença entre essas espécies foi a velocidade de emissão de folhas, ambas relativamente baixas, porém a do *Pterogyne nitens* ainda mais baixa. *Tabernaemontana australis* (Leiteiro) apareceu isolado, pois, junto com *Senna multijuga* (Pau-cigarra), foi a espécie que mais demorou a iniciar o crescimento (média de 90 dias) e a produzir folhas (média de 46 dias), e por apresentar uma das mais baixas velocidades de emissão de folhas (em média 1 por mês), confirmando novamente que TFN e TIC são diretamente proporcionais e que ambos são inversamente proporcionais à VEM. *Senna multijuga* também se apresentou isolada por demorar a crescer (em média 90 dias), entretanto começou a produzir folhas mais rapidamente (média de 26 dias), emitindo-as rapidamente (em média 11 por mês). *Heliocarpus americanus* (Jangadeiro) apresentou-se isolado pelos mesmos motivos de *Senna multijuga*, porém com valores mais alternados de TIC e mais contrastantes de VEM e TFN. A espécie demora a crescer, porém sabe-se que depois de iniciado o processo, o crescimento é intenso. Entretanto, até fazê-lo (só no 3° mês), produz bastantes folhas e em alta velocidade, contrastan-

do com o que normalmente ocorre com as outras espécies. *Gallesia integrifolia* (Pau-d'álho) e *Anadathera sp.* (Angico) foram agrupados por variáveis semelhantes ao do grupo do Ingá, com baixa VEM (3 e 2 folhas por mês, respectivamente), e TIC (média de 60 dias a ambos) e TFN (média de 26 e 28 dias respectivamente) pouco menor que o do grupo do Ingá. *Cestrum intermedium* (Coerana) e *Schinus terebinthifolius* (Aroeira) mostraram-se agrupados por apresentarem baixo TIC (médias de 57 e 60 dias, respectivamente) e TFN muito baixos (médias de 15 e 19 dias, respectivamente). *Phitollaca dioica* (Cebolão) e *Bastardiopsis densiflora* (Louro-branco) foram agrupados mais isoladamente das outras espécies, pois contrariaram um pouco as correlações, com VEM muito baixa (médias de 2,35 e 5 folhas por mês respectivamente) mesmo tendo apresentado baixo TFN (médias de 21 e 18 dias respectivamente). *Bougainvillea spectabilis* (Primavera) foi uma das espécies com menor TFN (em média 16 dias) e a espécie de maior VEM dentre todas as outras (21 folhas ao mês em média). *Cecropia pachystachya* (Embaúba-do-brejo), *Guazuma ulmifolia* (Mutambo), *Trema micrantha* (Crindiúva) e *Croton urucurana* (Sangra-d'água) apresentaram baixo TIC (entre 30 e 50 dias em média) e TFN mais baixo ainda (entre 15 e 25 dias). *Trema micrantha* e *Croton urucurana* foram separadas em um grupo específico, pois seus valores de TFN (médias de 16,5 e 15 dias) e TIC (médias de 42 e 32 dias respectivamente) foram muito semelhantes, mas principalmente por apresentarem alta VEM (entre 15 e 16 folhas por mês).

Testes (Tukey-Kramer, $\alpha=0,05$) não indicaram diferenças significativas entre os grupos analisados com relação a pelo menos 3 variáveis comparadas (FV3, TM e TCA). Diferenças significativas foram detectadas entre as espécies de maneira geral sem haver, no entanto, relação com o grupo funcional ao qual as espécies são inseridas.

4. Conclusões

As espécies analisadas apresentaram grandes diferenças entre si nas respostas comportamentais ao stress pós-plantio, formando diversos agrupamentos, em especial quanto à taxa de crescimento em altura, ao tempo para iniciar o crescimento e a produção de folhas e à velocidade de emissão de folhas. Há espécies que demoram a iniciar o crescimento mas que após essa etapa apresentam alta taxa de crescimento. Em relação às folhas há as que as perdem precocemente mas que logo iniciam a produção de folhas novas em alta velocidade, assim como as que se mantiveram por quase todo o período de amostragem com alto número de folhas velhas e baixa velocidade de produção de novas. Entretanto tais agrupamentos não possuem relação consistente com os grupos funcionais analisados (os de sucessão secundária, regeneração natural e os grupos artificiais citados anteriormente). Desta forma pode-se afirmar que as espécies variam individualmente em termos de resposta ao transplante, e a sua classificação de acordo com os grupos funcionais utilizados não pode ser usada para prever seu comportamento.

5. Referências bibliográficas

- Cavalheiro, A. L.; Torezan, J.M.D.; Fadelli, L. (2002). *Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas*. Em: Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O. A.; Pimenta, J. A. A bacia do rio Tibagi, edição dos editores, Londrina, Pr, pp:213-224.
- Duke Energy International, Geração Paranapanema S.A. (2001). *Plano de Uso e Ocupação do Reservatório da UHE Capivara*. Edição do autor, Chavantes, São Paulo, 79p.
- Iapar. (2000). *Cartas climáticas do estado do Paraná*. Disponível em: http://www.pr.gov.br/iapar/sma/Cartas_Climaticas/Precipitacao.htm. Acesso em: 29/06/2003.
- Vilagrosa, A.; Cortina, J.; Gil-Pelegrin, E.; Bellot, J. (2003). Suitability of Drought-Preconditioning Techniques in Mediterranean Climate. *Restoration Ecology* 11(2):208-216.

Caracterização de um fragmento florestal urbano, visando a elaboração de medidas de manejo e conservação adequadas para o Parque do Jacarandá, Uberaba, MG.

Pegorari, P. O.^a; Oliveira, A. P.^b & Nakajima, J. N.^c

^a Graduação Universidade Federal de Uberlândia(pegorari.bio@bol.com.br);^b Graduação Faculdade de Educação de Uberaba;^c Professor Doutor Instituto de Biologia Universidade Federal de Uberlândia.

1-Introdução

Desde o período colonial, a cobertura florestal de Minas Gerais vem sendo reduzida a remanescentes esparsos e dentre estes são poucos os que ainda se encontram em situação ideal de preservação. A maioria dos remanescentes encontram-se ou bastante perturbados pela retirada seletiva de madeira ou situada em áreas onde a topografia dificulta o acesso (Oliveira-filho & Machado 1993). Nas regiões mais alteradas por processos antrópicos, as matas mesófilas, que ocorrem em forma de "manchas" em encostas de interflúvio, geralmente próximas a cursos d'água, ou ao redor de nascentes onde são chamadas de "capões de mata" (Rizzini 1979), normalmente restringem-se a pequenos remanescentes, sendo que a maioria não passa de depósitos vivos de madeira (Araújo *et al.* 1997). Estes fragmentos ainda sofrem bastante pelo isolamento em relação a outras matas, o que impede a troca de pólen, sementes e o trânsito de animais entre populações (Cielo-Filho & Santin 2002).

Alguns remanescentes de matas mesófilas também podem ser encontrados em áreas urbanas (Araújo *et al.* 1997), e além de sofrerem os problemas relacionados com a fragmentação, sofrem ainda com a intensificação dos efeitos de borda, potencializados pela retirada das formações vegetacionais circundantes. O isolamento desses fragmentos urbanos descaracterizam as matas, promovendo uma alta mortalidade de árvores, grande ocorrência de cipós, grande número de espécies raras com poucos indivíduos e espécies pertencentes a estádios avançados de sucessão (Pagano *et al.* 1995; Bernacci & Leitão Filho 1996; Tabanez *et al.* 1997).

Tendo em vista que pouco se sabe sobre estas áreas em relação à urgência que se tem em preservá-las (Oliveira-filho & Machado 1993), torna-se necessário estabelecer modelos adequados de conservação e manejo de áreas remanescentes e recuperação de áreas perturbadas (Pagano & Leitão-Filho 1987; Oliveira-filho *et al.* 1994; Rodrigues & Araújo 1997; Werneck *et al.* 2000; Botrel *et al.* 2002; Silva & Soares 2002). Uma maneira de se elaborar estas medidas é caracterizar estes fragmentos vegetais para poder estabelecer comparações com estudos realizados em locais semelhantes.

Uma vez que não existem trabalhos realizados em Uberaba que abordam a caracterização deste tipo fisionômico de fragmentos florestais e que proponham medidas de manejo e conservação adequadas para este tipo de remanescente, o presente trabalho se propôs estudar estas questões no Parque do Jacarandá, um bosque de visitação pública em Uberaba, MG.

2-Material e métodos.

A área de estudo – O Parque do Jacarandá está situado no perímetro urbano do município de Uberaba em região bastante urbanizada (19°44'00,2"S - 47°56'35,3"W e 19°45'08,7"S - 47°55'01,9"W) com altitudes variando de 751m até 734m. A sua área é de 3,33 ha totalmente cercada por muros. Em alguns locais, é recortado por passeios de cimento que se interligam, de largura entre 2 e 3 m, delimitando espaços onde a vegetação é mantida, e em outras áreas não há recortes por passeios e sim por algumas trilhas, formadas pela intensa visitação pública. Em função disto, a mata além de ter sofrido alguns cortes e introdução de algumas espécies de outras regiões, apresenta grande incidência de luz, fazendo com que o parque venha apresentando grandes problemas com lianas e instalação de espécies invasoras e oportunistas que ocupam os recortes e bordas da mata.

O clima da região do Triângulo Mineiro segundo Köppen, é Aw, com inverno seco e verão chuvoso, tendo a temperatura do mês mais frio superior a 18°C, a precipitação anual variando entre 1400 a 1700 mm e as temperaturas máximas oscilando entre 27°C a 30°C (Araújo 1992).

As observações e coleta de dados foram realizados no período de setembro de 2002 a maio de 2003 em visitas quinzenais, onde foram amostradas e identificadas espécies que caracterizam o fragmento florestal. Observou-se ainda aspectos que retrataram formas de manejo inadequadas e disponibilizou-se informações aos visitantes de como frequentar o parque sem destruí-lo.

3-Resultados e discussão

O remanescente é caracterizado como uma mata mesófila semidecídua, por apresentar algumas espécies que fazem parte deste tipo de fisionomia: *Copaifera langsdorffii* Desf., *Siparuna guianensis* Aubl., *Cedrella fissilis* Vell., *Hymenaea courbaril* L., *Cariniana estrellensis* (Raddi) O. Kuntze, *Platypodium elegans* Vog., *Astronium graveolens* Jacq., *Myracrodruon urundeuva* Fr. All., *Luehea divaricata* Mart., *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Albizia hasslerii* (Chodat) Burr., *Acacia polyphylla* DC.

Estas espécies são comuns nas matas mesófilas como indicado nos trabalhos de Pagano & Leitão-Filho (1987); Cielo-Filho & Santin (2002); Araújo *et al.* (1997); Botrel *et al.* (2002). Estes levantamentos foram realizados em matas mesófilas de outras localidades, o que demonstra a importância relativa destas espécies na caracterização fisionômica desta formação vegetacional.

Apesar de ser um remanescente natural de mata mesófila, houve inserção de algumas espécies que não são nativas da região com o intuito de recuperar áreas degradadas, tais como: *Caesalpinia peltophoroides* Benth, *Delonix regia*, *Mangifera indica*, *Artocarpus integrifolia*, *Cariota urens*. Em uma das introduções com espécies exóticas que havia sido utilizada para confecção de uma cerca viva, ocorreu uma superpopulação da espécie *Leucaena leucocephala*.

Além disso, foram identificadas algumas medidas de manejo inadequadas para a conservação do parque: utilizava-se da retirada do sub-bosque para facilitar o trânsito de visitantes e para manter a visão dentro da mata objetivando maximizar a segurança; e não havia coleta de lixo no interior do remanescente.

As medidas de manejo recomendadas após este estudo de caracterização foram: preservação do sub-bosque da mata, não deixando de lado a sua importância ecológica; sugestão de coleta semanal do lixo e conscientização da população dos efeitos da poluição; substituição gradual das espécies introduzidas por espécies típicas de mata mesófila.

4-Conclusões

Concluiu-se que a formação vegetacional remanescente, o Parque do Jacará, que se localiza em perímetro urbano na cidade de Uberaba, MG, pode ser caracterizada como uma mata mesófila semidecídua.

A conservação de fragmentos urbanos com técnicas apropriadas de recuperação e manejo, aliadas a um projeto de educação ambiental voltado para o turismo ecológico de caráter educativo, sensibilizando visitantes, facilita a manutenção e conservação do patrimônio fitogenético.

5-Referências bibliográficas

Araújo, G.M. (1992). Comparação da estrutura e do teor de nutrientes nos solos e nas folhas de espécies arbóreas de duas matas semidecíduas no Triângulo Mineiro. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Araújo, G. M., Guimarães, A. J. M. & Nakajima, J. N. (1997). Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil. Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, 20(1):67-77.

Bernacci, L.C. & Leitão-Filho, H.F. (1996). Flora fanerógama da floresta Fazenda São Vicente, Campinas, SP. Revista brasileira de

botânica 19:149-164.

Botrel, R. T., Oliveira Filho, A. T., Rodrigues, L. A. & Curi, N. (2002). Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecídua em Ingaí, MG. Revista brasileira de botânica 25(2):195-213.

Cielo Filho, R. & Santin, D. A. (2002). Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano – Bosque dos Alemães, Campinas, SP. Revista brasileira de botânica 25(3):291-301.

Oliveira Filho, A. T. & Machado, J. N. M. (1993). Composição florística de uma floresta semidecídua Montana, na Serra de São José, Tiradentes, MG. Acta Botânica brasileira 7:71-88.

Oliveira Filho, A. T., Almeida, R. J., Mello, J. M. & Gavilanes, M. L. (1994). Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG), Revista Brasileira de Botânica 17:67-85.

Pagano, S. N. & Leitão Filho, H. F. (1987). Composição Florística do estado arbóreo de mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (estado de São Paulo). Revista Brasileira de Botânica 10:37-47.

Pagano, S. N., Leitão Filho, H. F., & Cavassan, O. (1995). Variação temporal da composição florística e fitossociológica de uma floresta mesófila semidecídua, Rio Claro, Estado de São Paulo. Revista Brasileira de Botânica 55:241-258.

Rizzini, C. T. (1979). Tratado de fitogeografia do Brasil, aspectos sociológicos e florísticos. V.2 Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Rodrigues, L. A. & Araújo, G. M. (1997). Levantamento florístico de uma mata decídua em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. Acta Botânica Brasileira. 11(2):229-236.

Silva, L. A. & Soares, J. J. (2002). Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. Acta Botânica Brasileira. 16 (2):205-216.

Tabanez, A. J. A., Viana, U. M. & Dias, A. D. S. (1997). Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. Revista Brasileira de Biologia. 57:47-60.

Werneck, M. S., Pedralli, G., Koenig, R. & Giseke, L. F. (2000). Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na estação do Tripuí, Ouro Preto, MG. Revista Brasileira de Botânica. 23 (1):97-106.

Anatomia Ecológica foliar de árvores utilizadas por saguis, *Callithrix jacchus*, Em um fragmento de floresta estacional

Priscila Gomes Corrêa^a; Maria das Graças Santos das Chagas^a; Leonardo C. O. Melo^b; Rejane Magalhães de Mendonça Pimentel^f.
^aEstagiárias do Laboratório de Fitomorfologia de Fanerógamas, Depto. de Biologia/Botânica/UFRPE. ^bPesquisador Mestre/UFRPE. ^cProfa. do Depto. de Biologia/Botânica/UFRPE (mgschagas@hotmail.com).

1.Introdução

As florestas estacionais estão localizadas numa região caracterizada por apresentar uma distribuição irregular da precipitação anual, com um período seco maior que 60 dias (VELOSO *et al.* 1991). Esta floresta representa um importante ecossistema, onde pouco, ou quase nada, é conhecido a respeito da composição florística e estrutural desta vegetação, especialmente quanto ao nordeste brasileiro (Fundação SOS Mata Atlântica, 1992). Este fato é enfatizado pela ausência de informações acerca da estruturação anatômica destas espécies, implicando num desconhecimento dos

mecanismos e estratégias apresentadas e desenvolvidas na interação com o ambiente e demais espécies, vegetais e animais, que compõem este ecossistema.

A análise dos dados da vegetação lenhosa – árvores e arbustos – indicou a ocorrência de 22 famílias, 45 gêneros e 51 espécies, sendo utilizadas por sagüis (*Callithrix jacchus* (ERXLEBEN, 1777)) como fonte de alimento. Dentre estas, as espécies mais utilizadas para gômitivoria por estes animais são: *Tálisia cf. obovata* A.C. Sm., *Hirtella ciliata* Mart. & Zucc., *Albizia inopinata* (Harms) G.P. Lewis, *Coccoloba mollis* Casar., *Enterolobium contortisiliquum* Morong, *Anacardium occidentale* L., *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud. (Melo, 1996).

A relevância deste projeto reside em incrementar o conhecimento acerca das espécies vegetais utilizadas por sagüis quanto à estrutura interna foliar, preenchendo a lacuna de informações sobre o comportamento das espécies, quanto às estratégias utilizadas para a sua manutenção no ecossistema e relações interespecíficas, além de proporcionar a identificação de possíveis padrões anatômicos foliares, fornecendo subsídios para estudos taxonômicos.

2. Métodos

Neste estudo foram analisados seis indivíduos das espécies arbóreas mais utilizadas pelos sagüis para sua alimentação (Melo, 1996).

Foram realizadas duas coletas anuais de cinco folhas adultas de cada indivíduo por espécie. As folhas adultas foram identificadas por apresentar a lâmina foliar completamente expandida e estarem localizadas mais próximas à extremidade dos ramos, sob exposição solar semelhante. As folhas coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados, levadas ao laboratório de Fitomorfologia de Fanerógamas da UFRPE e fixadas em FAA 50% (Johansen, 1940), até análise anatômica.

Após um limite mínimo de 48 horas no fixador, as amostras foram processadas para a confecção de lâminas histológicas, seguindo a metodologia de Krauter (1985). Os cortes transversais foram obtidos de sub-amostras de 1 cm², retirados da porção mediana da lâmina foliar, incluindo a nervura principal. Os cortes foram realizados à mão livre, com o auxílio de lâmina comum de barbear, posteriormente descoloridos em solução de hipoclorito de sódio a 10% por, aproximadamente, 3 minutos. Após clarificação, os cortes foram lavados em água destilada, coloridos com *safraublau* (Bukatsch, 1972) e montados em glicerina aquosa a 50%.

A anatomia da lâmina foliar foi descrita em vista transversal, adotando as convenções apresentadas por Metcalfe & Chalk (1950).

3. Resultados e Discussão

Dentre as 51 espécies encontradas no fragmento de floresta estacional da Estação Ecológica de Tapacurá (PE) utilizadas por sagüis, foram analisadas as seis mais frequentemente procuradas por estes animais. Estas espécies são: *Tálisia cf. obovata* A.C. Sm., *Hirtella ciliata* Mart. & Zucc., *Albizia inopinata* (Harms) G.P. Lewis, *Coccoloba mollis* Casar., *Enterolobium contortisiliquum* Morong, *Anacardium occidentale* L. e *Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud.

Todas estas espécies apresentaram, em seção transversal, uma epiderme uniestratificada seguida por mesofilo dorsiventral, diferenciado em parênquima paliçádico e lacunoso. Apenas *H. ciliata* Mart. & Zucc. e *A. occidentale* L. apresentaram duas camadas de parênquima paliçádico logo abaixo da epiderme superior, enquanto que as demais apresentaram apenas uma camada. Este parênquima caracterizou-se por possuir células alongadas, compactas e regulares quanto sua forma. O parênquima lacunoso mostrou-se variado em todas as espécies, variando de três (*A. inopinata*) a sete camadas de células (*H. ciliata*). As células deste parênquima se mostraram sempre irregulares em sua forma.

Colênquima do tipo angular foi encontrado em todas as espécies, localizado imediatamente abaixo de ambas as epidermes que revestem a nervura principal da lâmina foliar.

As nervuras medianas foliares apresentaram feixes vasculares bicollaterais em *T. cf. obovata*, concêntrico anficrival em *H. ciliata*

e colateral fechado em *A. inopinata*, *C. mollis*, *E. contortisiliquum* e *C. trichotoma*. Todos os feixes vasculares se mostraram envolvidos por fibras de esclerênquima.

De um modo geral a presença de mais de uma camada de células no parênquima paliçádico pode indicar uma resposta à uma variada exposição luminosa, implicando numa maior eficiência fotossintética nestas espécies. Apesar deste fato ter sido observado apenas nas espécies *H. ciliata* e *A. occidentale* nada se pode afirmar acerca de uma elevada capacidade fotossintética em relação às demais espécies uma vez que não foram feitas avaliações ecofisiológicas nas mesmas. É curioso salientar que estas mesmas espécies apresentaram um maior número de camadas de parênquima lacunoso. Somado a isto, a presença de feixes vasculares do tipo concêntrico anficrival nestas espécies pode indicar uma associação de caracteres que facilitarão uma translocação mais eficiente de fotoassimilado no interior das folhas como uma resposta de adaptação ambiental.

4. Conclusão

Sendo estas espécies constantemente requisitadas pelos sagüis para a retirada da seiva elaborada encontrada na casca destas árvores, as espécies vegetais que apresentam uma anatomia fotossintética mais eficiente na produção e translocação desta seiva para o caule, pode significar uma “resposta adaptativa”.

5. Referências Bibliográficas

- Bukatsch, F. (1972). *Bemerkungem zur doppel far burng Astrablau-Safranin. Mikrokosmos* v. 6, n. 8, p. 255.
- Fundação S.O.S. Mata Atlântica. (1992). *Dossiê Mata Atlântica. São Paulo. 1992. 107 p.*
- Johansen, D. A. (1940). *Plant microtechnique*. McGraw-Hill Book Co. Inc. New York. 511 p.
- Melo, L.C.O. (1996). *Composição química de exsudatos explorados por Callithrix jacchuse sua relação com a marcação de cheiro. Monografia* (Licenciatura em Ciências Biológicas). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 49 p.
- Metcalfe, C. R. & Chalk, L. (1995). *Anatomy of Dicotyledons* Clarendon Press, Oxford. 85 p.

Ocorrência de lianas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual - tendência de variação borda-interior

Regis Catarino da Hora^a ; Alan Boccato-Franco^a ; João Juarez Soares^a & Odo Primavesi^b

^a Universidade Federal de São Carlos (reghora@yahoo.com.br) ^b Embrapa Pecuária Sudeste

1. Introdução

Os fragmentos de Florestas Estacionais Semidecíduais no Estado de São Paulo encontram-se atualmente reduzidos a um pequeno número, e a maioria deles estão restritos a reservas legais (Leitão Filho 1987), onde o nível de preservação varia conforme o tamanho e tipo de impacto que sofreu cada um deles. Estes fragmentos, no entanto, abrigam uma grande diversidade de flora como se verifica em trabalhos de levantamentos florísticos e ou fitossociológicos (Cavassan *et al.* 1984; Pagano *et al.* 1987; Catharino, 1989; Morellato & Leitão Filho, 1998; Rezende, 1997; Hora, 1999). Contudo, a simples presença destes fragmentos, não garante a manutenção das comunidades originais. Estas florestas, após serem fragmentadas, passam por grandes mudanças no microclima e na estrutura física (Kapos, 1989), na heterogeneidade ambiental (Wilcove *et al.*, 1986), e na cobertura da área total, que podem resultar na extinção de algumas espécies (Murcia, 1995).

A alteração na estrutura e dinâmica de um fragmento florestal varia em função de muitos fatores, entre eles, o histórico de perturbação, o formato da área, o ambiente vizinho e grau de isolamento

(Viana, 1990). Desta forma, os organismos ficam sujeitos a diferentes interferências de ecossistemas vizinhos, as quais são denominados "efeitos de borda". Efeitos de borda resultam da interação entre dois ecossistemas vizinhos, que são separados por uma abrupta transição (Murcia, 1995). Tal característica também é definida como uma alteração na composição e/ou abundância relativa de espécies, na porção marginal de um fragmento (Forman & Godron (1986). As margens das florestas podem afetar os organismos causando mudanças na composição biótica e abiótica do fragmento (Laurence 1991). As mudanças nas feições das margens podem ainda alterar a taxa intrínseca de variação natural, perdendo a capacidade de autossustentação e conservação efetiva (Murcia 1995).

Neste trabalho procurou-se investigar a ocorrência de lianas ao longo de transectos da borda até o interior de um fragmento de floresta estacional semidecidual.

2. Materiais e Métodos

Local de estudo. A floresta estacional semidecidual estudada compreende uma reserva localizada dentro da Fazenda Canchim da Embrapa/ CPPSE, no município de São Carlos - SP. Juntamente com outro fragmento adjacente, possui uma área total de 112 ha e está situada a uma altitude média de 860 m. de altitude. O clima da região é do tipo Cwa-Aw segundo Köppen (Calderano et al.1999), que define duas estações: uma seca (abril a setembro) e uma chuvosa (outubro a março).

Métodos. Foram plotados seis transectos perpendiculares em duas faces do fragmento. Tais transectos possuíam 2 m de largura por 100 m. de comprimento e foram instalados a partir do início da borda. Os 3 primeiros foram dispostos na face sudoeste e os demais na face nordeste do fragmento. A escolha destas duas faces se deu em razão de serem mais favoráveis ao estudo, conforme disposição que o fragmento se encontra. Ao longo dos transectos foram feitas subdivisões a cada 10 m, onde todos indivíduos de lianas encontrados com diâmetro de caule igual ou superior a 1 cm foram identificados, medidos e marcados com um número correspondente. A maioria das espécies foi identificada no local, porém outras foram coletadas para posterior identificação.

Neste trabalho considerou-se liana todo vegetal que emergia do solo e que utilizava um apoio para sustentação e ascensão, quer seja ele lenhoso ou herbáceo (Hora, 1999).

3. Resultados

Na avaliação dos transectos da borda até interior foram encontradas 29 espécies e 686 indivíduos. Devido à dificuldade de coleta de material, algumas espécies não puderam ser identificadas até o momento. A família com maior número de espécies foi Bignoniaceae (12) seguida por Sapindaceae (5).

Nos primeiros 50 metros relacionando todos os transectos, a espécie com maior ocorrência foi, *Clytostoma campanulatum* seguida de muito perto por *Adenocalymna bracteatum* e *Mansoa difficilis* que ocorre com maior abundância nos 30 metros finais. Dentre as Sapindaceae, *Serjania caracasana* é a única espécie que se apresenta mais presente ao longo dos transectos.

As espécies, de maneira geral, apresentaram diâmetros pequenos. *Clytostoma campanulatum* apresentou maior média de diâmetros aos 40, 50 e 60 metros (2,31 cm; 1,68 cm e 1,71 cm respectivamente). *Mansoa difficilis* apresentou média de diâmetros bastante variados, porém maiores que os encontrados para *Clytostoma campanulatum*. Para *Mansoa difficilis*, as maiores médias de diâmetros apareceram aos 20 metros (2,58 cm) e aos 60 metros (3,41 cm) e nos últimos 10 metros dos transectos (2,48 cm). *Adenocalymna bracteatum* apresentou dois picos: um entre 20 e 30 metros (3,02 e 2,88 cm respectivamente) e outro, nos últimos 20 metros (2,86 e 2,88 cm).

Entre todos os transectos, *Clytostoma campanulatum* foi a espécie com maior dominância relativa. Esta mesma espécie esteve na quarta colocação de valor de importância no levantamento fitossociológico de lianas realizado por Hora (1999), em uma ou-

tra porção mais interior da floresta. Outras espécies encontradas por Hora (1999), que estiveram representadas por poucos indivíduos como *Anemopaegma chamberlanii* (2 ocorrências), foi encontrada no presente trabalho com cerca de cinco vezes mais ocorrências. O mesmo ocorreu para a espécie *Pyrostegia venusta*, espécie típica de locais abertos e áreas perturbadas, que foi encontrada em número muito superior no presente trabalho. O inverso ocorreu para algumas espécies, como por exemplo, *Tynanthus elegans*, que neste estudo teve pouca ocorrência, sendo a terceira espécie com maior valor de importância encontrado por Hora (1999).

Alguns autores descrevem que determinados fatores diferenciam a densidade de espécies ou sua ocorrência quando se compara as faces de uma floresta. Wales (1972), relata que a face norte e a face sul diferenciam-se quanto ao microclima, até um determinado limite da borda para interior, quando o terreno apresenta elevada inclinação. Rodrigues (1998) aponta que a umidade relativa e a densidade de plântulas são maiores na face norte, e favorecem uma composição de espécies mais típica de borda do que na borda sul. Os resultados obtidos abordando somente a ocorrência das espécies, quantidade e tamanho dos indivíduos de lianas, mostram que nos transectos voltados para nordeste, o número de espécies e indivíduos foi maior que nos transectos voltados para a face sudoeste. Contudo, vale a pena ressaltar que, devido ao trabalho de limpeza do pasto realizado ao redor da mata quase que anualmente, muitas lianas que apresentam grandes emaranhados são cortadas na borda. Muito embora esta atividade não tenha sido realizada nos últimos três anos nos locais estudados, o que permite um certo crescimento das lianas, a face sudoeste está voltada para a área de uso mais intenso da fazenda, onde esta prática é mais aplicada.

4. Conclusão

As lianas amostradas não apresentaram uma definição marcante de distribuição ao longo dos transectos quando estudadas da borda para o interior da floresta. Para as espécies encontradas com maior número de indivíduos, existe a tendência a uma predominância de maior ocorrência na borda de *Adenocalymna bracteatum* e no interior de *Mansoa difficilis*. Já *Clytostoma campanulatum*, é uma espécie bem distribuída desde a borda até o interior. Contudo, a estrutura da floresta formada por espécies arbóreas e ou arbustivas que servem como apoio e também a presença de muitas clareiras ao longo dos transectos influenciam a ocupação por lianas alterando sua conformidade. Quanto ao tamanho dos diâmetros das espécies amostradas, pode-se afirmar que lianas com caules amplos são mais comuns nos 50 metros finais dos transectos, exceto quando estes encontram-se próximos ou dentro de uma clareira, formando então, grandes emaranhados de lianas com pequenos diâmetros.

5. Referências Bibliográficas

- CALDERANO FILHO, B., SANTOS, H.G., FONSECA, O.O. M., SANTOS, R.D., PRIMAVESI, O. & PRIMAVESI, A.C. 1998. Os solos da Fazenda Canchim, Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste, São Carlos, SP: levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais. EMBRAPA-CPPSE, São Carlos.
- CATHARINO, E.L.M., 1989 estudos fisionômicos-florísticos e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de Estadual de Campinas, Campinas.
- CAVASSAN, O., CESAR, O. & MARTINS, F.R. 1984. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Estado de São Paulo. Revta Brasil. Bot. 7:91-106.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. 1986. Landscape ecology. New York, Wiley, 619 p.
- HORA, R.C. 1999. Composição florística e aspectos da estrutura da comunidade de lianas em uma mata mesófila semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos - SP. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of Forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*. 5:173-185
- LAURENCE, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments, application of model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*. 57:205-219.
- LEITÃO-FILHO, H.F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. *Série Técnica, IPEF*. 35:41-46
- MORELLATO, P.C. & Leitão-Filho, H.F. 1998. Levantamento florístico da comunidade de trepadeiras de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. *Boletim do Museu Nacional*, n. 103, p.1-15.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmente Forest: implications for conservation. *Tree* 10:58-62.
- PAGANO, S.N. & LEITÃO FILHO, H.F. 1987. Composição florística do estrato arbóreo de mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Revta Brasil. Bot.* 10:37-47.
- REZENDE, A.A. 1997. Levantamento florístico das espécies de lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista – São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Chave de identificação e diagnoses. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- RODRIGUES, E. 1998. Efeito de bordas em fragmentos de floresta. *Caderno de Biodiversidade*. 2:1-6.
- VIANA, V.M. 1990. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6. Anais. Sociedade Brasileira de Silvicultura. Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais. P.113.
- WALES, B. A. 1972. Vegetation analysis of northern and southern edges in a mature oak hickory forest. *Ecological Monographs* 42:451-471.
- WILCOVE, D.S., McLELLAN, C.H. & DOBSON, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology: Science of Diversity* (M.E.Soulé, ed.). Sinauer, Sunderland, p.237-256.

Caracterização mosaico silvigenica de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual localizado na Estação Ecológica de Caetetus.

Rejane Tavares Botrel^a, Ricardo Ribeiro Rodrigues^b & Kikyo Yamamoto^c

^a UNICAMP (rtbotrel@unicamp.br) ^b ESALQ/USP ^c UNICAMP

1. Introdução

De acordo com Richards (1979), em 1938, Aubréville já mencionava a existência de um mosaico sucessional em florestas. Entretanto, estudos a respeito dos mosaicos florestais ainda são poucos e concentram-se na maioria das vezes em torno das aberturas naturais do dossel florestal, definidas como clareiras, causadas pela queda de árvores, ou parte delas, e nos processos de regeneração natural subsequentes (Whitmore 1976, Denslow, 1980, Hartshorn 1980 etc.). A silvigenese, ou seja, o conjunto de processos que definem a construção arquitetural de uma floresta (Hallé *et al.* 1978), surge como um conceito alternativo para estudos envolvendo aspectos do funcionamento e desenvolvimento do mosaico florestal. O método de investigação baseado no conceito da silvigenese tem como fundamento principal a análise da arquitetura arbórea e, portanto, se diferencia dos métodos tradicionais de análise do mosaico florestal, por se basear em modelos de crescimento, e não dependentes da taxonomia e de conhecimentos auto-ecológicos das espécies (Engel, 1993). No método silvigenico, cada mancha dentro da floresta, em diferente estado sucessional, é reconhecida como uma eco-unidade. Numa floresta, as eco-unidades podem possuir diferentes tamanhos e composições de espécies, cujo conjunto compreende o mosaico florestal ou silvático (Oldeman, 1978,

1983). A análise silvigenica permite inferir sobre os processos pré-tericos ocorridos nesta floresta, diagnosticar seu estágio de desenvolvimento em termos arquiteturais e sucessionais e fazer previsões a respeito de seu futuro (Engel, 1993). Os padrões de mosaico silvático apresentados por uma comunidade podem ser úteis para sua caracterização e comparação entre diversos tipos florestais (Torquebiau, 1986, Engel e Prado, 1992). Portanto o objetivo deste trabalho é caracterizar a dinâmica sucessional de um trecho de floresta estacional semidecidual por meio do método silvigenico.

2. Métodos

A Estação Ecológica dos Caetetus, onde foi realizado o trabalho, localiza-se nos municípios de Gália-SP e Alvinlândia-SP, nas coordenadas: 22°41' e 22°46'S e 49°10' e 49°16'W. Com uma área contínua de 2178,84 ha, a estação possui altitudes médias de 650m e 550m nas áreas mais e menos elevadas respectivamente. O clima local é Cwa de Köppen, mesotérmico com invernos secos. Quanto à vegetação a estação se caracteriza como um dos principais remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (Velooso *et al.* 1991) do Planalto Ocidental do Estado de São Paulo.

O método utilizado para o levantamento dos dados no campo para a caracterização silvigenica é o de interceptação de linhas e inventário, descrito por Torquebiau (1986). Linhas paralelas entre si e distantes 10m uma da outra, são a referência para o inventário. As árvores dominantes, ou seja, aquelas com maior altura naquele ponto, cuja projeção da copa intercepta as linhas, tem sua altura total (Ht), altura do fuste (Hf), diâmetro à altura do peito (DAP ³ 5cm), coordenadas de localização e projeção horizontal anotadas (coordenadas x e y).

As áreas de clareira que interceptarem as linhas também são amostradas, medidas e incluídas no mapeamento.

As árvores incluídas no levantamento são divididas quanto à sua arquitetura em: árvores do futuro, árvores do presente e árvores do passado seguindo a metodologia adotada por Torquebiau (1986). Posteriormente as árvores do presente são subdivididas em categorias conforme sua altura total e seu ponto de inversão morfológica. A relação entre altura total (Ht) e altura do fuste (Hf), diz respeito ao ponto de inversão morfológica (PI=Hf/Ht), que ocorre quando a árvore diminui seu crescimento em altura (Oldeman, 1978).

O mapeamento das eco-unidades é realizado com base nas coordenadas das copas das árvores registradas nas linhas de inventário e é a representação gráfica do mosaico silvigenico. A união das copas de árvores de mesma categoria deverá definir cada uma das eco-unidades. As eco-unidades são definidas da seguinte forma:

- a) Eco-unidades em reorganização: ocupadas por clareiras;
- b) Eco-unidades em desenvolvimento: ocupadas por árvores do futuro;
- c) Eco-unidades em equilíbrio dinâmico: ocupadas por árvores do presente:
 - c.1) Eco-unidades do tipo 1A: ocupadas por árvores do presente 1A.
 - c.2) Eco-unidades do tipo 1B: ocupadas por árvores do presente 1B.
 - c.3) Eco-unidades do tipo 2A: ocupadas por árvores do presente 2A.
 - c.4) Eco-unidades do tipo 2B: ocupadas por árvores do presente 2B.
- d) Eco-unidades em degradação: ocupadas por árvores do passado.

3. Resultados e discussão

Os resultados aqui apresentados são parciais, visto que dos 5ha a serem estudados somente 1.6ha já foram levantados. No dossel superior da área em questão foram amostrados 327 indivíduos, divididos em 119 árvores do presente (36.39%), 49 árvores do futuro (14.98%) e 159 árvores do passado (48.62%). Além disso, 19 clareiras foram amostradas, formando as eco-

unidades em reorganização. Tais eco-unidades indicam que parte da floresta encontra-se em renovação. No caso estudado, estas parecem ocorrer principalmente devido à grande frequência de distúrbios no local. Esta frequência verifica-se pela grande quantidade de árvores caídas na área em um curto intervalo de tempo. Aliada à ocorrência de distúrbios, a suscetibilidade à erosão verificada em análise do solo em alguns trechos na floresta, pode talvez ser a explicação para a queda dessas árvores. O grande número de árvores do passado no levantamento, se deve principalmente à presença constante de cipós e lianas em suas copas, impedindo seu desenvolvimento natural. Em uma primeira avaliação das eco-unidades constituintes da área estudada, pode-se perceber que esta apresenta quantidades semelhantes de eco-unidades em equilíbrio dinâmico e em degradação. Em comparação a trabalhos realizados no Brasil utilizando o método silvêncico (Engel e Prado, 1992, Cardoso-Leite, 1995, Oliveira, 1997), o padrão mosaico silvêncico aqui descrito, se apresentou bastante diferente. Neste trabalho a quantidade de eco-unidades em degradação se destacou e nos trabalhos citados um maior número de eco-unidades em equilíbrio dinâmico, foi encontrado.

4. Conclusões

De acordo com os resultados parciais obtidos pode-se concluir que a trecho florestal estudado não se encontra em uma situação de equilíbrio, visto que vem sofrendo constantes distúrbios naturais e consequentes quedas de árvores. No entanto, essa instabilidade não impede que se faça inferências a respeito do futuro da área de estudo. Além disso, somando a avaliação silvêncica à fatores abióticos tais como os edáficos e topográficos, questões mais complexas a respeito da caracterização sucessional da área em questão poderão ser respondidas.

5. Referências Bibliográficas

- Cardoso-Leite, E. 1995. *Ecologia de um fragmento florestal em São Roque, SP: florística, fitossociologia e silvêncica*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas.
- Denslow, J. S. 1980. *Gaps partitioning among tropical rainforest trees*. *Biotropica*, 12 (2): 47-55.
- Engel, V. L. 1993. *Silvêncica, dinâmica de fragmentos e a conservação de florestas tropicais*. Série Técnica Florestal., FEPAF, UNESP – Botucatu, v. 1, n. 1.
- Engel, V. L., Prado, P. I. K. L. 1992. *Aspectos da silvêncica de uma Mata Pluvial Atlântica em Linhares, ES*. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, Anais, p.163-168.
- Hallé, F., Oldeman, R. A. A. & Tomlinson, P. B. 1978. *Tropical Trees and forests: na architectural analysis*. Berlin: Springer-Verlag, 441p.
- Hartshorn, G. S. 1980. *Neotropical rainforest dynamics*. *Biotropica*, 12 (2): 23-30.
- Oldeman, R. A. A. 1978 *Architecture na energy exchange of dicotyledonous trees in the forest*. In Tomlinson, P. B. & Zimmermann, M. H. (editores) *Tropical trees as living systems*. University Press Cambridge, p. 535-560.
- Oldeman, R. A. A. 1983. *Tropical rainforest, architecture, sylvogenesis and diversity*. In: SUTTON, S. L., WHITMORE, T. C., CHADWICK, A. C. (eds) *Tropical rainforest: ecology and management*. Oxford: Blackwell Scientific, P. 139-150.
- Oliveira, R. E. 1997. *Aspectos da dinâmica de um fragmento florestal em Piracicaba – SP: silvêncica e ciclagem de nutrientes*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 80p..il.
- Richards, P.W. 1979. *The tropical rain forest*. London: Cambridge University Press, 1979. 450p.
- Torquebiau, E. F. 1986. *Mosaic patterns in dipterocarp rainforest in Indonesia and their implications for practical forestry*. *Journal of*

Tropical Ecology, v.2, n.4, p.301-325.

- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 123p.
- Whitmore, T.C. 1976. *Gaps in the forest canopy*. In: TOMLINSON, P.B. & ZIMMERMANN, M.H. *Tropical trees as living systems*. Cambridge: Cambridge Un. Press, p. 639-649.

Fenologia de seis espécies arbóreas de leguminosas (fabaceae) em uma área de mata seca no Norte de Minas Gerais, Brasil.

Renata Lima Mendonça^a; Rubens Manoel dos Santos^a, Ellen Bárbara Santos Domingues^a, Yule Roberta Ferreira Nunes^b; Márcilio Fagundes^b; Anne Priscilla Dias Gonzaga^a & Elizângela Almeida Rocha^a

^aGraduação em Biologia^b e Departamento de Biologia Geral Universidade Estadual de Montes Claros/UNIMONTES (yulerobera@aol.com)

1. Introdução

A fenologia é o estudo da ocorrência de eventos biológicos repetitivos e suas correlações com fatores bióticos e abióticos (Lieth, 1974). Assim, os registros fenológicos são importantes para a compreensão da dinâmica de populações e comunidades florestais, sendo indicadores das respostas dos organismos às condições climáticas e edáficas de uma região (Fournier, 1974). Os maiores enfoques dos estudos fenológicos parecem se concentrar na necessidade de se tentar relacionar as diferentes fases do ciclo de vida das plantas com os fatores determinantes deste processo (Frankie et al., 1974a, 1974b; Silva, 1987). Portanto, as variações climáticas e os fatores bióticos (por exemplo a herbivoria, a polinização, e a dispersão de frutos e sementes) encontram-se diretamente relacionados às variações fenológicas dos vegetais (Morellato et al., 1992).

Diante disso, o objetivo do presente trabalho é apresentar informações básicas sobre a fenologia reprodutiva e vegetativa, quantificadas através do monitoramento da floração, frutificação, queda de folhas e enfolhamento, de seis espécies arbóreas de Fabaceae (*Anadenanthera colubrina*, *Chloroleucon tortum*, *Acacia bahiensis*, *Machaerium scleroxylon*, *Copaifera langsdorffii* e *Albizia blanchetii*), tentando relacionar as variações fenológicas de cada espécie com os fatores climáticos de temperatura e precipitação, assim como a diferentes estratégias de reprodução/disseminação e crescimento/sobrevivência destas espécies arbóreas.

2. Métodos

O presente estudo foi realizado na área de Preservação da COPASA S. A. (16°46' 20"S e 43°39' 56" W), situada no município de Juramento, norte do Estado de Minas Gerais. Esta área é formada por um reservatório de 7,63 Km² de área inundada devido ao represamento dos rios Juramento, Canoas e Saracura, e uma área de vegetação nativa que delimita o reservatório de aproximadamente 3.100 ha. Fisionomicamente, a área de estudo encontra-se na transição dos domínios do Cerrado e da Caatinga, apresentando como principais fisionomias a Mata Seca (Floresta Estacional Decidual), que é predominante na área, e o Cerrado Sentido Restrito (Nunes et al., 2002).

Dentre as dez espécies arbóreas mais abundantes na área de estudo destacam-se seis leguminosas: o pau-d'óleo - *Copaifera langsdorffii* Desf., (Fabaceae: Caesalpinioideae); a candeia - *Machaerium scleroxylon* Tul. (Fabaceae: Faboideae); o angico - *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan; a rosqueira - *Chloroleucon tortum* Mart. Pittier, a periquiteira - *Acacia bahiensis* Benth.; e *Albizia blanchetii* (Benth.) G.P. Lewis (Fabaceae: Mimosoideae) (Melo et al., 2000). Assim, a importância ecológica local justifica a escolha destas espécies para os estudos de fenologia comparativa.

Para caracterizar os padrões fenológicos destas seis leguminosas,

20 indivíduos de porte arbóreos de cada espécie foram marcados na área de estudo. As plantas foram selecionadas conforme suas boas condições fitossanitárias, além de apresentarem fuste retilíneo e copa abundante. Os indivíduos marcados foram identificados com placas de alumínio numeradas e visitados quinzenalmente entre o período de janeiro de 2002 a maio de 2003. Nestas visitas, foram observadas quatro fenofases: (1) floração, incluindo o início da formação de botões florais, a antese, até a queda de todas as flores; (2) frutificação, que consistiu na observação dos primeiros frutos até o final da dispersão das sementes; (3) enfolhamento, caracterizado através do aparecimento de pequenas folhas com coloração diferenciada; e (4) desfolhamento, que foi evidenciado pela queda das folhas, presença de folhas caídas sob a copa das árvores, cicatrizes de folhas nos galhos e pela presença de folhas amarelo-avermelhadas na copa das árvores.

Os eventos fenológicos, para cada espécie estudada, foram quantificados utilizando-se o percentual de intensidade (Fournier, 1974). Este percentual é calculado através dos dados obtidos em campo para cada evento fenológico, numa escala intervalar semi-quantitativa de cinco categorias (0 a 4) e intervalo de 25%. Em cada mês faz-se a soma dos valores de intensidade obtidos de todos os indivíduos de cada espécie e divide-se pelo valor máximo possível (número de indivíduos multiplicado por quatro). O valor obtido é então transformado em um valor percentual. Para relacionar os padrões fenológicos das espécies com as variações ambientais, foram obtidos dados sobre precipitação e temperatura médias entre os anos de 1987 a 2001 (normais climatológicas) e para o período de estudo (2002 a 2003), na Estação Climatológica da COPASA, localizada na área de estudo.

3. Resultados e Discussão

A família Fabaceae é uma das maiores e mais importantes da flora mundial, apresentando ampla distribuição geográfica (Barroso, 1991; Agarez et al., 1994). Apesar da grande variedade de gêneros abordados neste estudo e suas diversas estratégias ecológicas (de polinização, de dispersão de sementes e de estabelecimento), o período de floração de todas as espécies estudadas ocorreu em meados de setembro e se estendeu até março/abril, período que caracteristicamente compreende a estação chuvosa da região. Além disso, neste período também se observa o aumento do comprimento do dia (que começa em agosto) e elevação da temperatura (Lepsch-Cunha e Mori, 1999). Especificamente, a floração do pau-d'óleo ocorreu entre os meses de novembro e fevereiro (pico em janeiro; 30% de intensidade), da *Albizia* entre setembro e dezembro (pico em novembro; 40%), do angico entre outubro e dezembro (pico em novembro; 60%), da rosqueira entre setembro e novembro (pico em setembro; 10%), da candeia entre novembro e dezembro (5%) e da periquiteira entre novembro e fevereiro com maior intensidade em janeiro (55%).

Entretanto, padrões mais heterogêneos foram encontrados para os períodos de frutificação das diferentes espécies. Por exemplo, a *Albizia*, o angico e a periquiteira produziram legumes ao longo de todo o ano, com respectivos picos de intensidade em abril (100%), fevereiro (50%) e maio/julho (em torno de 60%). O pau-d'óleo começou a frutificação em abril (2003) e a candeia começou a frutificação em fevereiro (2003). Estas espécies apresentaram padrão bienal de frutificação, não ocorrendo frutos no ano anterior. Além disso, entre março e outubro observou-se a frutificação da rosqueira que apresentou maior intensidade entre junho e agosto/2002 (15%). As condições de temperatura, radiação luminosa, disponibilidade de nutrientes e interações bióticas são determinantes dos padrões reprodutivos de muitas espécies arbóreas (Morellato, 2001). Apesar do pico de intensidade da frutificação, da maioria das espécies estudadas, variar entre os meses de amostragem, as espécies dispersaram suas sementes no período de maior déficit hídrico, que compreende o período imediatamente anterior ao início das chuvas. Este fato deve estar relacionado à

estratégia de estabelecimento das espécies, proporcionada pela dispersão anterior ao período chuvoso, possibilitando a germinação das sementes e sobrevivência dos estágios iniciais de desenvolvimento. Além disso, fatores relacionados às diferentes estratégias de dispersão, que envolvem o vento (candeia), animais (pau-d'óleo, rosqueira; recurso para fauna na época de escassez) ou auto-dispersão/dispersão secundária (demais espécies; legumes secos) também devem ser considerados na explicação dos padrões observados.

A perda de folhas mostrou-se expressiva, para todas espécies, nos meses de abril a agosto, período caracterizado pelo grande déficit hídrico na área de estudo. Existe uma grande variedade de hipóteses que determinam a importância do clima (exógena) ou do mecanismo de controle da planta (endógena) no ciclo fenológico das folhas (Williams et al., 1997). Embora o tema seja divergente, a perda de folhas nas florestas tropicais é maior na estação seca, refletindo a diminuição da disponibilidade de água no solo e o aumento da evaporação (Schlittler et al., 1993; Wright e Cornejo, 1990), como observado neste estudo. Do mesmo modo, a maioria das espécies apresentou picos de enfolhamento logo após o período seco, entre setembro e novembro, e no auge da estação chuvosa, entre fevereiro e março.

Em regiões com estacionalidade climática bastante definida e com período de chuva concentrado em poucos meses, as espécies demonstram alta adaptabilidade a estas variações climáticas (Holbrook, 1995; Sampaio, 1995). Este fato foi observado neste estudo, indicando que as espécies que conseguem sobreviver nestas condições apresentam padrões fenológicos que são determinados principalmente pelo clima (chuva).

(Apoio: Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA S.A., Montes Claros)

4. Referências Bibliográficas

- Agarez, F.V.; Rizzini, C.M.; Pereira, C. (1994). *Botânica: Angiospermae: Taxonomia, Morfologia e Reprodução: chave para determinação das famílias*. Âmbito Cultural, Rio de Janeiro. 202p.
- Barroso, G.M.; Peixoto, A.L.; Costa, C.G.; Ichaso, C.L.F.; Guimarães, E.F. 1991. *Sistemática de Angiospermas do Brasil*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, v.2, 377p.
- Fournier, L.A. (1974). Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba* 24: 422-423.
- Frankie, G.W.; Baker, H.G.; Opler, P.A. (1974a). *Tropical plant phenology: applications for studies in community ecology*. In: LIETH, H. (ed). *Phenology and seasonality modeling*. Berlin: Springer-Verlag. p. 287-296.
- Frankie, G.W.; Baker, H.G.; Opler, P.A. (1974b). Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forest in the lowlands Costa Rica. *Journal of Ecology* 62: 881-919.
- Holbrook, N.M.; Whitbeck, J.L.; Mooney, H.A. (1995). Drought responses of neotropical dry forest trees. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge, New York. p. 243-276.
- Lepsch-Cunha, N.; Mori, S. (1999). Reproductive phenology and mating potential in a low density tree population of *Couratari multiflora* (Lecythidaceae) in central Amazônia. *Journal of Tropical Ecology* 15: 97-121.
- Lieth, H. (1974). Introduction to phenology and the modeling of seasonality. In: Lieth, H. (ed.). *Phenology and seasonality modeling*. Berlin, Springer Verlag, p. 3-19.
- Melo, G.A.; D'Angelo-Neto, S.; Rocha, I.D.F.; Miranda, A.A.; Fonseca, C.C.; Neri, A.V. (2000). *Caracterização fitossociológica das matas ciliares da represa da COPASA no Município de Juramento (MG)*. Relatório Técnico. UNIMONTES, Montes Claros. 27p.
- Morellato, L.P.C.; Leitão-Filho, H.F. (1992). Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi: In: Morellato, L.P.C. (Org.). *História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área flores-*

tal no sudeste do Brasil. Ed. UNICAMP, Campinas. p. 111-138.

Morellato, L.P. (2001). Fenologia de florestas e outras formações vegetais, com ênfase no sudeste do Brasil. *Projeto de pesquisa e plano de trabalho – Bolsa de produtividade em Pesquisa*. UNESP.

Nunes, Y.R.F.; Fagundes, M.; Melo, G.A.; Castro, G.C.; Pacheco, M.V.; Soares, M.P.; Mendonça, R.L.; Santos, R.M. (2002). *Germinação de sementes das espécies arbóreas mais importantes da Área de Reserva da Barragem do Rio Juramento*. Relatório Técnico. UNIMONTES, Montes Claros. 60p.

Sampaio, E.V.B. (1995). Overview of the Brazilian caatinga. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge, New York. p. 35-63.

Schlittler, F.H.M., De Marinis, G.; César, O. (1993). Produção de serapilheira na floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema - SP. *Naturalia* 18: 135-147.

Silva, J.F. (1987). Responses of savannas to stress and disturbance: species dynamics. In: Walker, B.H. (ed.) *Determinantes of tropical savannas*. Paris, IUBS. p. 141-156.

Williams, R.J.; Myers, B.A.; Muller, W.J.; Duff, G.A.; Eamus, D. (1997). Leaf phenology of woody species in a north australian tropical savanna. *Ecology* 78: 2542-2558.

Wright, S.J. & Cornejo, F.H. (1990). Seasonal drought and leaf fall in a tropical forest. *Ecology* 77: 1165-1175.

Efeito da Estrutura do Hábitat em Assembléias de Formigas Arbóreas no Parque Estadual do Rio doce - MG

Ricardo I. Campos¹; Janaina P. Soares² & Sérgio P. Ribeiro²

¹Mestrando em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Instituto de Biologia, - UFU, Campus Umuarama, Uberlândia - MG - 38.4012-136, Brasil (camposri@bol.com.br) ²Laboratório de Ecologia Evolutiva de Insetos de Dossel e Sucessão Natural, Depto. Ciências Biológicas – UFOP, Campus Universitário, Ouro Preto - MG - 35400-000, Brasil

1. Introdução

Formigas são insetos dominantes em quase todos os ambientes terrestres do planeta. Apesar de não serem o grupo de insetos com maior diversidade de espécies, elas representam 10% ou mais da biomassa animal total de florestas tropicais, pradarias e outros habitats de grande importância (Wilson 2000). Formigas ocupam também um lugar de destaque em termos de riqueza e abundância de insetos em dosséis florestais. Erwin (1989) constatou que dois terços (69,6%) da abundância de sua amostragem de artrópodes de copa era composta de formigas. Formigas arbóreas são, geralmente, bastante territorialistas. Por isso mudanças no ambiente surtem fortes efeitos, diretos ou indiretos, na atividade das espécies dominantes (Scougall et al 1993). Características naturais do habitat de entorno, como a textura do solo e mudanças na cobertura vegetal, podem exercer um efeito claro na riqueza e composição das assembléias de formigas (Bestelmeyer & Weins 2001). O objetivo geral do trabalho foi estudar a distribuição, diversidade e composição da fauna de formigas de copa em diferentes espécies arbóreas pioneiras localizadas em diferentes condições de habitats. Como objetivo específico, foram testadas as hipóteses: H1.: formigas se distribuem de uma forma diferenciada entre galhos baixos e altos em zonas de ecótono (transição vegetacional abrupta)? Qual a direção? Mais na copa inferior ou na copa superior? H2.: existe diferença entre a riqueza e abundância de formigas arbóreas entre estação seca e chuvosa? H3.: existe um maior número de formigas associadas à determinada espécie arbórea hospedeira e à transição vegetacional (ecótono)? Existe diferença na composição de fauna de formigas entre mata e ecótono? Quais são as espécies que causam essa diferença?

2. Métodos

As áreas escolhidas para o estudo estão situadas dentro do Parque Estadual do Rio Doce – PERD - MG. Este parque possui a maior área de mata atlântica preservada no estado de Minas Gerais, com aproximadamente 36.000 ha, nos municípios de Timóteo, Marliéria e Dionísio. As coletas foram realizadas em locais de borda (ecótono) e interior de mata. Foram comparadas a fauna de formigas em árvores de mata, com ecótono antrópico (mata com aceiro - *Mabea fistulifera* Mart., Euphorbiaceae) e com ecótono natural (mata com orla de lagoa - *Byrsonima sericea* DC., Malpighiaceae). Para a coleta das formigas foi utilizado o método do batimento (*beating*). O método do batimento foi realizado com o uso de um guarda-chuva entomológico que seguiu os padrões propostos por Basset & Novotny (1999). Os batimentos foram realizados com um número exato de 10 batidas por amostra determinadas após uma série de coletas pilotos. As coletas quantitativas foram realizadas em fevereiro/2001 (estação chuvosa), setembro 2001 (estação seca) e janeiro de 2002 (estação chuvosa) somando um total de 139 indivíduos de árvores amostradas.

3. Resultados e Discussão

Ao todo foram coletados 645 indivíduos de formigas distribuídos dentro de 5 subfamílias, 16 gêneros e 47 espécies. Os gêneros *Pseudomyrmex*, *Cephalotes* e *Camponotus* apresentaram um maior número de espécies em *M. fistulifera* e *B. sericea* tanto nos habitats de mata quanto nos habitats de ecótono.

Em relação a hipótese da estratificação (H1), houve diferença significativa entre dois estratos de copa em *B. sericea* tanto para riqueza de formigas (Teste t-student; $t = 2,65$, $p < 0,05$ - estação chuvosa e Teste t-student; $t = 2,35$, $p < 0,05$ - estação seca) em ambas as estações de coleta. Embora na estação chuvosa a riqueza e abundância de formigas tenha sido superior nas copas inferiores, na estação seca este padrão se inverteu. Os principais fatores que podem ter influenciado a estratificação de copa em *B. sericea* são a tolerância à insolação, a capacidade de busca de alimento por parte das formigas e a disponibilidade de recursos diferenciada na copa por parte das plantas. Formigas que possuem guildas alimentares semelhantes podem reduzir a competição através de um forrageamento em horas diferentes do dia ou pela especialização em tamanhos diferentes de alimento (Andersen 1991). Ao contrário, em *M. fistulifera* não foi observado estratificação diferencial da riqueza e abundância em nenhuma estação (Riqueza: Teste t-student; $t = 0,32$, $p > 0,05$ - estação chuvosa; Teste t-student; $t = 1,14$, $p > 0,05$ - estação seca e Abundância: Teste t-student; $t = 0,18$, $p > 0,05$ - estação chuvosa; Teste t-student; $t = 1,00$, $p > 0,05$ - estação seca). Eventualmente, o fato de que essa espécie possui um baixo número de formigas por copa, impossibilita a distinção destes valores de forma estatística.

Para a hipótese da sazonalidade, foram encontrados em *B. sericea* valores de riqueza e abundância de formigas significativamente maiores na estação chuvosa do que na estação seca (Riqueza - Teste t-student; $t = 3,52$, $p < 0,05$; Abundância - Teste t-student; $t = 3,23$, $p < 0,05$). Para *M. fistulifera* também foi encontrada maior riqueza de espécies na estação chuvosa que na seca (Teste t-student; $t = 3,87$, $p < 0,05$). Entretanto, a abundância não diferiu entre estações (Teste t-student; $t = 1,10$, $p > 0,05$). Formigas são sensíveis a umidade e normalmente tem a sua abundância diminuída durante estações secas prolongadas (Levings 1983). Porém, mudanças climáticas, principalmente precipitação, ainda é um fator cuja influência nas comunidades ecológicas não é completamente entendida. As conseqüências de mudanças em padrões climáticos irão variar sensivelmente para diferentes grupos taxonômicos. Pode-se dizer com segurança que recurso, clima e competição juntos são responsáveis por regularem assembléias de formigas (Brown 1973).

Como resposta a hipótese H3, não foram observados efeitos significativos dos fatores "habitat" e "espécies arbóreas" e nem da interação entre eles na riqueza de formigas (MGL com estrutura

de erro em Poisson – Variância escalonada = 204,18 ; g.l. = 169; $X^2 = 3,83$; $p > 0,05$). Para os dados de abundância, o modelo linear geral (com estrutura de erro em Poisson e correção para sobre-dispersão de variância), mostrou que a abundância de formigas foi significativamente diferente entre as plantas hospedeiras, sendo *B. sericea* mais abundante em formigas que *M. fistulifera* (MGL, Variância escalonada = 138,26; g.l. = 170 ; $X^2 = 13,19$; $p < 0,05$). Por outro lado, não houve diferenças entre habitats (MGL, Variância escalonada = 138,81 ; g.l. = 170 ; $X^2 = 0,55$; $p > 0,05$) e também não foi observada interação significativa entre os fatores habitats (ecótono e mata) e espécies arbóreas (*M. fistulifera* e *B. sericea*) (MGL, Variância escalonada = 151,44; g.l. = 169; $X^2 = 0,38$; $p > 0,05$). O maior número de indivíduos de formiga encontrados nas copas de *B. sericea* parece estar relacionado com uma maior quantidade de recursos disponibilizado pela mesma (maior número de insetos herbívoros por exemplo), ataindo dessa forma colônias com um maior número de indivíduos de formigas. Por outro lado, a riqueza de espécies de formiga não variou entre as espécies hospedeiras. Isso pode ter ocorrido pelo fato de que as espécies de formiga presentes em *B. sericea* parecem ser potencialmente boas competidoras e mais agressivas, agindo de forma a não permitir que espécies com potencial competitivo menor forrageiem nessa planta, diminuindo assim a riqueza de espécies de espécies de formigas. Em relação a diferença não significativa na riqueza e abundância de formigas entre habitats, vários fatores podem estar atuando ao mesmo tempo. É de se esperar que ambientes com cobertura vegetal mais heterogênea suportem uma quantidade maior de espécies (Bell et al 2000). Essa suposição é baseada na idéia de que habitats mais complexos oferecem mais nichos em potencial do que os habitats mais simples (Heck & Wetstone 1997). Além disso, plantas mais altas irão disponibilizar um maior número de micro-habitats e mais sombreamento, o que fará com que um maior número de formigas possa conviver com um nível de competição reduzido (Vasconcelos & Davidson 2000). Em um estudo de formigas de solo, concluiu-se que a abundância de formigas tende também a aumentar a medida que composição de espécies de planta muda da borda em direção ao centro da mata (Vasconcelos et al 1998). Por outro lado, a maior diversidade estrutural da mata, pode atuar reduzindo o número de micro-habitats climáticos, diminuindo assim o número de formigas neste tipo de habitat (Torres 1984). Além disso, ecótonos vegetacionais, podem apresentar uma grande diversidade de insetos associados a transições vegetacionais. Isso pode gerar uma maior disponibilidade de presas, (insetos herbívoros atraídos por uma maior produtividade primária) aumentando assim a diversidade de formigas.

4. Conclusões

* A estrutura vertical da copa de uma árvore pode afetar a diversidade de formigas associada à mesma.

* Existe uma fauna de formigas especializadas em habitats arbóreos, em geral não havendo uma especialização por uma determinada espécie de planta hospedeira e sim pelo habitat de entorno.

* Formigas são sensíveis a umidade e normalmente tem sua composição de fauna alterada e sua riqueza e abundância diminuída durante as estações mais secas do ano.

* A riqueza e abundância de formigas variam de uma forma semelhante entre os habitats para cada espécie arbórea hospedeira, havendo uma tendência de os ecótonos terem uma composição diferente de espécies causada principalmente pela competição e especialização ao habitat.

* Existe realmente uma composição de fauna diferenciada de formigas entre os diferentes tipos de habitats estudados, mostrando a importância da preservação de todos os tipos de vegetações. Essa diferença mostra também como uma perturbação frequente pode alterar o equilíbrio das espécies de habitats preservados.

* Estratégias de preservação dessa fauna são de suma importância tanto no ponto de vista ecológico como no ponto de vista

conservacionista, podendo ajudar até em alternativas para manejos florestais utilizando espécies nativas pioneiras.

5. Referências Bibliográficas

Andersen, A.N. (1991). **Parallels between ants and plants: implications for community ecology.** In: C. R. Huxley & D. F. Cutler (eds.), *Ant plant interactions*, Oxford University Press, Oxford.

Basset, Y.; Novotny, V. (1999). **Species richness of insect herbivore communities on Ficus in Papua New Guinea.** *Biol. J. Linn. Soc.*, 67: 477-499.

Bell, G.; Lechowicz, M. J.; Waterway, M. J. (2000). **Environmental heterogeneity and diversity of sedges.** *J. Ecol.*, 88: 67-87.

Bestelmeyer, B. T.; Weins, J. A. (2001). **Ant biodiversity in semiarid landscape mosaics: The consequences of grazing vs. natural heterogeneity.** *Ecol. Appl.*, 11: 1123-1140.

Bronw, W. L. (1973). **A comparison of the Hylean and Congo-West African ant faunas.** In: E. S. Meggers, E. S. Ayensu & Duckwork (eds.), *Tropical forest ecosystems in Africa and South America: A comparative review*, Smithsonian Inst. Press, Washinton, D.C.

Erwin, T. L. (1989). **Canopy arthropod biodiversity: A chronology of sampling techniques and results.** *Rev. Per. Entomol.*, 32: 71-77.

Heck, K. L.; Wetstone, G. S. (1997). **Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows.** *J. Biogeogr.*, 4: 135-142.

Levings, S. C. (1983). **Seasonal and annual and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions.** *Ecology*, 74: 1802-1812.

Scougall, S. A.; Majer, J. D.; Hobbs, R. J. (1993). **Edge effects in grazed and ungrazed Western Australian wheat-belt remnants in relation to ecosystem reconstruction.** *Chipping Norton*, 163-178p

Torres, J. A. (1984). **Diversity and distribution of ant communities in Puerto Rico.** *Biotropica*, 16: 296-303.

Vasconcelos, H. L.; Davidson, D. W. (2000). **Relationship between plant size and ant associate in two Amazonian Ant- Plants.** *Biotropica*, 51: 21-41.

Vasconcelos, H. L.; Carvalho, K. S.; Delabie, J. H. C. (1998). **Ecology and conservation of a fragmented Forest: some perspectives based on studies of ground ant communities.** In: R. O. Bierregard Jr., C. Gascom, T. E. Lovejoy & A. A. Santos (eds.), *The ecology and conservation of a fragmented forest: lessons from Amazonia*, Yale University press, Yale.

Wilson, E. O. (2000). **Foreword.** In: D. Agost, J. D. Majer, L. E. Alonso & Schultz (eds.), *Ants Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*, Smithsonian Inst. Press, Washington and London.

(Apoio financeiro: Programa PELD/CNPq, FAPEMIG, PIP/UFOP)

Análise Estrutural das Florestas do Planalto de Vitória da Conquista, Sudoeste da Bahia, Brasil.

Robson B. Araujo¹ Eduardo Mariano Neto² Deborah Maria Faria³
¹ - Graduação Universidade Estadual de Santa Cruz, ² - Doutorado Ecologia Universidade de São Paulo, ³ Universidade Estadual de Santa Cruz.

1. Introdução

A região do Planalto de Conquista, na região Sul do Estado da Bahia, vem sofrendo fortes pressões antrópicas na sua cobertura florestal, principalmente da pecuária e cafeicultura. Alguns trabalhos apontam uma alta diversidade e elevado grau de endemismo, porém a região foi muito pouco estudada e o conhecimento é ainda rudimentar para a maioria dos grupos biológicos.

A resposta das comunidades vegetais à pressão antrópica, como fragmentação e alteração de hábitat, varia de acordo com uma série de fatores relacionados à intensidade dos impactos, ao tamanho e forma dos fragmentos, às características do entorno e das respostas de cada espécie a estes fatores. (LAURANCE, 1990; OUBORG, 1993). A maioria dos trabalhos existentes, em relação ao componente arbóreo, possui um enfoque descritivo e poucos trazem informações sobre a biologia das espécies, ou ainda discutem os efeitos da fragmentação sobre este componente, sua estrutura populacional e sua dinâmica (PEIXOTO & GENTRY, 1990; TABARELLI & MANTOVANI, 1997; TABARELLI *et al.*, 1998; THOMAS *et al.*, 1998). A análise das comunidades vegetais através de sua estrutura e composição tornou-se muito útil no entendimento dos processos ligados à fragmentação de hábitat.

O projeto Inventário da estrutura das florestas do planalto de Vitória da Conquista visa preencher uma lacuna de conhecimento sobre a estrutura das diferentes comunidades florestais da região e fornecer subsídios para políticas públicas voltadas à conservação dos remanescentes florestais, além de definir áreas prioritárias para a sua preservação.

2. Métodos

Estudamos as principais formações florestais encontradas na região do Planalto de Conquista: Floresta Estacional Semidecidual (mata mesófila) de terras baixas da região do sopé do Planalto, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila densa das escarpas e cume do Planalto e Floresta Estacional Decidual e Semidecidual sobre o Planalto. Para o inventário da estrutura das florestas, utilizamos o método de parcelas. Estas foram estabelecidas aleatoriamente usando como referência transectos de 200m alocados no interior dos fragmentos florestais. Estes transectos se situavam à pelo menos 75m da borda, e foram utilizados nos inventários florísticos e faunísticos do projeto "Biota das florestas do Planalto de Conquista, Sudoeste da Bahia". Em 10 parcelas de 10x20 m amostramos a riqueza e composição de espécies, medimos altura e perímetro ao nível do peito (PAP) de todos os indivíduos arbustivos ou arbóreos com diâmetro ao nível do peito (DAP) > 5cm, o diâmetro foi calculado a partir do perímetro, e avaliamos a abundância de rosetas da família Bromeliaceae. Em cinco das dez parcelas também contamos e medimos o perímetro de todas as lianas presentes. As áreas foram comparadas através de suas variáveis de estrutura utilizando-se o teste de comparações múltiplas Newman-Keuls (ZAR, 1996).

3. Resultados

No total, encontramos 1274 indivíduos nas seis áreas estudadas. Nas áreas de Mata mesófila de baixada encontramos uma cobertura bastante irregular, com um dossel fechado com alturas variando entre 10 e 16m e muitas árvores emergentes de 25 a 30m. Vale lembrar que não encontramos evidências de corte seletivo nem de nenhum tipo de perturbação nos trechos analisados. Nas duas áreas encontramos respectivamente 195 e 160 árvores, ou 975 e 800 árvores/ha, alturas médias de 12,88 e 12,1m, área basal de 24,35m²/ha e 18,24m²/ha, 705 e 5705 rosetas de bromélias/ha, 172 e 156 lianas ou 1720 e 1560 lianas/ha, com área basal total de 5,35m²/ha e 4,47cm²/ha. Até o momento a família mais abundante nas duas áreas foi Leguminosae Mimosoideae (Mimosaceae).

A área de Mata mesófila de encosta apresentou cobertura mais regular e fechada que a das matas mesófilas de baixada, porém também apresentou descontinuidades. A cobertura variou de 10 a 20m de altura, com emergentes de até 30m. Amostramos 233 indivíduos, ou 1165 plantas/ha, e altura média de 11,5m, área basal de 24,6m²/ha, 710 rosetas de bromélias/ha, 78 lianas, ou 780/ha, com área basal total de 2,69cm²/ha. Até o momento a família com maior número de indivíduos foi Euphorbiaceae. A área de Mata mesófila de transição sobre o topo do planalto apresentou estrutura bastante alterada devido a efeitos de borda e corte seletivo. A maioria do transecto apresentou cobertura fechada alta em

apenas alguns trechos, onde encontramos árvores de até 24m. No restante encontramos arvoretas e uma quantidade muito grande de cipós. Nos trechos com cobertura do dossel, esta tinha altura variando entre 10 e 20m. Encontramos 142 árvores, ou 710 árvores/ha, e altura média de 9,55m, área basal total de 12,85m²/ha, nenhuma roseta de bromélia no trecho analisado, 510 lianas ou 5100/ha, com área basal total de 16,79m²/ha. Até o momento a família com maior número de indivíduos foi Myrtaceae.

Foram amostrados dois fragmentos bastante distintos de florestas estacionais sobre o planalto, um fragmento, coberto por Floresta Estacional Decidual ou "Mata de Cipó", hoje em dia muito rara, e outro coberto por Floresta Estacional Semidecidual, com a presença de muitas cactáceas arbóreas, pertencentes aos gêneros *Cereus*, *Brasiliopuntia* e *Pilosocereus*. Este apresentou um dossel entre 10 a 15 metros, com alguns trechos mais abertos, e emergentes com 18 metros, 172 árvores ou 1325 árvores/ha e altura média de 9,94m, área basal total 19,30m²/ha, densidade de bromélias/ha de 7035 e densidade de lianas/ha 1720, com área basal de 1,09m²/ha. Na área de Mata de Cipó a cobertura, apesar de descontínua, é bastante regular, variando de 8 a 14m, com algumas árvores emergentes atingindo 22m de altura. Encontramos 279 árvores ou 1395 árvores/ha e altura média de 9,17m, 51, área basal total de 14,6m²/ha, 675 rosetas de bromélias/ha, 408 lianas, ou 4080/ha, com área basal total de 1,66m², ou 16,58m²/ha.

Encontramos um gradiente com relação à densidade de árvores das áreas analisadas, em uma das extremidades deste gradiente estão as áreas de Floresta Estacional Decidual e Semidecidual do Planalto e em outra as áreas de Mata Mesófila de Transição, Baixada e Encosta, com diferenças significativas ($p < 0,05$) apenas dentro os extremos do gradiente. Analisando a altura média das áreas estudadas encontramos a Mata Mesófila de Baixada com altura média significativamente maior que a Floresta Estacional Decidual e a Mata Mesófila de Transição ($p < 0,05$), a Mata Mesófila de Encosta difere apenas de uma das áreas da Floresta Estacional Decidual. Quanto à área basal, encontramos diferenças significativas ($p < 0,05$) apenas entre uma das Matas Mesófilas de Baixada e a Floresta Estacional Decidual (mata de cipó). A Mata Mesófila de Transição e uma das áreas da Floresta Estacional Decidual amostradas apresentaram, em relação às lianas, maior área basal e abundância de lianas em relação às outras áreas ($p < 0,05$). Com relação à abundância de rosetas de bromélias encontramos dois grupos um formado pela Floresta Estacional Semidecidual do planalto mais da Mata Mesófila de Baixada, com as maiores quantidades de rosetas e o outro grupo formado pelas outras áreas.

4. Discussão

As análises de estrutura ainda se encontram em fase inicial, faltando ainda o término das identificações das espécies e a identificação do grupo sucessional a que pertencem. Com estes dados, associados ao levantamento das manchas de floresta remanescentes fornecerão subsídios para ações e políticas de preservação na região do Planalto de Conquista.

Porém, como conclusão parcial, encontramos que as variáveis de estrutura não discriminaram significativamente todos os tipos vegetacionais, evidenciando padrões de gradiente que existem entre estas florestas, e apenas os extremos dos gradientes são significativamente diferentes. Algumas variáveis evidenciaram apenas características locais, ou relacionadas a impactos sofridos no fragmento. Como é o caso da enorme quantidade de bromélias encontrada na Floresta Estacional Semidecidual do Planalto e em uma das áreas de Mata Mesófila de terras baixas, ou ainda a grande quantidade de lianas encontrada no trecho estudado da Mata Mesófila de transição, claramente relacionada a impactos de corte seletivo e efeitos de borda.

Estes tipos florestais já estiveram em contato no passado, formando gradientes naturais entre os tipos vegetacionais. Porém a redução, alteração e fragmentação intensa a que foi acometida a

vegetação da região (LEITE 1976) geraram novos padrões estruturais nas florestas remanescentes, mascarando algumas características antes existentes e possivelmente criando novos padrões estruturais, como é o caso da presença de muitas lianas em áreas alteradas de Mata Mesófila. Possivelmente o corte seletivo e a entrada de gado nos fragmentos também alteraram padrões florísticos.

Ficou claro, porém, nas visitas de campo, que as florestas do planalto são extremamente sensíveis a alterações, e em sua maioria foram transformadas em áreas de cultivo ou pastagens, e dentre os poucos trechos com vegetação nativa, a maioria foi transformada em áreas secundárias com forte presença de espécies arbustivas e espinoscentes da caatinga, alterando completamente a estrutura.

Por conta disto, trechos bem preservados de Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais que apresentam estrutura pouco perturbada são extremamente raros e extremamente importantes para o entendimento e conservação biológica da região. Devem receber tratamento especial por parte da sociedade civil e dos órgãos governamentais responsáveis pela preservação da natureza e aprovação de planos de manejo para retirada de madeira. E, principalmente, estas áreas devem ser consideradas como já cumpridoras de seu papel social na conservação do patrimônio biológico quando da análise das áreas destinadas à reforma agrária.

5. Referências Bibliográficas

Laurance, E.F. (1990). Comparative aspects of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy*.

Leite, J. O. (1976). Dinâmica do uso da terra. *In Diagnóstico Socioeconômico da Região Cacaueira, vol.3. CEPLAC & Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas – OEA. Ilhéus, BA Brasil.*

Ouborg, N.J. (1993). Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos* 66.

Peixoto, A.L. & Gentry, A. (1990). Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Rev. b Leite, J. O. (1976). Dinâmica do uso da terra. In Diagnóstico Socioeconômico da Região Cacaueira, vol.3. CEPLAC & Instituto Interamericano de Ciências Agrícolas – OEA. Ilhéus, BA Brasil.*

Tabarelli, M. & Mantovani, W. (1997). Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Rev. bras. Bot.* 20 (1)

Tabarelli, M.; Baider, C. & Mantovani, W. (1998). Efeitos da fragmentação na floresta atlântica da bacia de São Paulo. *Hoehnea* 25(2).

Thomas, W.M.W.; Carvalho, A.M.V.; Amorim, A.M.A.; Garrison, J. & Arbeláez, A.L. (1998). Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brasil. *Biodiversity and Conservation*. 7

Zar, J. (1996). *Biostatistical Analysis* Ed. Prentice Hall .USA.

Estrutura e Composição Florística de um fragmento florestal no Morro Santana, Porto Alegre, RS: Componente Herbáceo-Arbustivo.

Rücker, A.¹; De Vargas, D.²; Rodrigues Júnior, R.³
(ruyrodrigues@pop.com.br); Oliveira, P. L.⁴

1- Ciências Biológicas – UFRGS; 2 Programa de Pós-graduação em Ecologia- UFRGS; 3?; 4 – Professor Departamento de Ecologia - UFRGS

Resumo

Este trabalho* apresenta os resultados de um estudo sobre a estrutura e composição florística do sub-bosque de um fragmento florestal no Morro Santana, Porto Alegre, RS. Foi amostrada uma área de 300m², constituída por 12 parcelas de 25m² cada uma onde foram inventariados todos os indivíduos com altura igual ou maior do que 30cm e DAP < 5cm, num total de 1428 indivíduos, distribuídos em 54 espécies, pertencentes a 29 famílias. A família Rubiaceae

é a mais numerosa, com 746 indivíduos e entre os representantes típicos do sub-bosque destacam-se *Psychotria leiocarpa* e *Mollinedia elegans*, com 391 e 156 indivíduos, respectivamente. Entre as espécies de dossel, sobressai-se *Guapira opposita*, com 117 indivíduos. *Mollinedia elegans* apresenta densidade e frequência relativas mais altas e, entre as arbóreas, mais uma vez *Guapira opposita*. A altura predominante da sinúsia examinada situa-se entre 30-70cm.

Palavras-chave: florística, sinúsia, sub-bosque, Morro Santana, Rio Grande do Sul.

Abstract

Structure and floristic composition of a forest fragment in Morro Santana, Porto Alegre, RS: herbaceous and shrubby components.

This paper presents the results of understorey's floristic structure and composition of a forest fragment in Morro Santana, Porto Alegre, RS. 1428 individuals distributed in 54 species, in 29 families were found in a area of 300m², constituted of 12 square sample units with 25m² wick one. The Rubiaceae family is the most numerous, with 746 individuals and among the typical representants of the understorey, stand out *Psychotria leiocarpa* and *Mollinedia elegans* with 391 and 156 individuals, respectively. Among the dossel's species, stands out *Guapira opposita*, with 117 individuals. *Mollinedia elegans* presents relatives density and frequency higher and, among the trees, again *Guapira opposita*. The predominant synusia height its between 30-70cm.

Key words: floristics, synusia, understorey, Morro Santana, Rio Grande do Sul.

1. Introdução

Descrições de caráter geral relacionadas à florística e fitofisionomia dos componentes herbáceos e arbustivos de comunidades vegetais no Rio Grande do Sul são encontradas em relatos dos naturalistas que visitaram nosso Estado no século XIX e começo do século XX. Entre esses, se destaca LINDMAN (1906), que lançou as bases para estudos florísticos e ecológicos subseqüentes.

RAMBO (1956) traz importante contribuição ao conhecimento não só da "Fisionomia do Rio Grande do Sul", mas também, da flora de Porto Alegre, o que é abordado especificamente em outra obra do autor. BAPTISTA & IRGANG (1972) apresentam a composição florística de uma comunidade florestal nos arredores de Porto Alegre e RODRIGUES (1996), em sua lista florística preliminar do Morro do Osso, Porto Alegre, RS, inclui representantes herbáceos e arbustivos, entre outros. BRACK *et al.* (1998), numa abordagem mais ampla, registram as árvores e arbustos nativos em Porto Alegre, fazendo referência à presença dos mesmos nos seus diferentes tipos de matas. Entre outros estudos florísticos e/ou fitossociológicos de comunidades florestais desenvolvidos em municípios próximos à cidade de Porto Alegre, podem ser mencionados KNOB (1978), BUENO & MARTINS-MAZZITELLI (1996) e BALBUENO & OLIVEIRA (2000).

Nos últimos anos, especialmente com a transferência de vários departamentos da UFRGS para o Campus do Vale, vem sendo estimulada a realização de pesquisas em diferentes especialidades das Ciências Biológicas. Com ênfase botânica, entre as contribuições mais recentes podem ser citados os trabalhos de MOHR (1995), com um zoneamento do Morro Santana com bases fitossociológicas, e FERNANDES (2000), com uma abordagem a respeito das comunidades esciúfilas.

Por pertencer em grande parte à Universidade Federal do Rio Grande do Sul e por tratar-se de uma expressiva reserva natural em condições urbanas e, portanto, submetido a várias formas de impactos decorrentes, o Morro Santana carece ainda de estudos sobre o seu potencial ecológico, razão pela qual foi concebido o presente estudo, que tem por objetivo examinar a estrutura e composição florística de um de seus fragmentos.

2. Material e Métodos

1. Local de trabalho

A área de estudo foi um fragmento florestal localizado na porção baixa do Morro Santana, Porto Alegre, RS, cujas coordenadas são 30°4'10" S e 51°7'13" W. O local de estudo encontra-se equidistante entre o prédio da Fundação de Apoio à Universidade Federal do Rio Grande do Sul e o novo trecho das obras do Anel Viário do Campus do Vale da UFRGS.

O terreno apresenta relevo acidentado, com vários afloramentos graníticos sob forma de matacões.

O clima da região em questão enquadra-se no tipo Cfa segundo Köppen, subtropical úmido, sem estiagem, com a temperatura do mês mais quente ultrapassando 22°C e a do mês mais frio inferior a 18°C e superior a 3°C, com médias mensais compreendidas entre 10°C e 22°C (MOTA, 1951; MORENO, 1961).

2. Metodologia Amostral

Numa área cujos limites estão, no mínimo, a 5 metros de distância da beira do fragmento florestal, foi estabelecida uma transecção na direção leste-oeste.

Ao longo da transecção foram demarcadas 12 parcelas contíguas de 5x5m, totalizando 25 m² cada uma; 6 parcelas localizam-se à direita e 6 à esquerda da transecção. A transecção e as parcelas foram medidas com trena e as delimitações realizadas com estacas e barbantes.

No inventariamento florístico, foram considerados os indivíduos com PAP (Perímetro à Altura do Peito = 130cm) inferior a 10cm e altura superior a 30cm. Para as medições verticais, utilizou-se uma estaca graduada de 2m e as alturas superiores a esse valor foram estimadas.

As espécies, quando possível, foram determinadas *in loco*. O material não determinado no próprio local de estudo foi coletado, herborizado e examinado em laboratório, contando, para isso, muitas vezes com o apoio de especialistas em taxonomia.

Com os dados extraídos em campo, elaborou-se uma tabela de parâmetros fitossociológicos, cujos cálculos foram realizados segundo fórmulas usuais em trabalhos dessa natureza (DAUBENMIRE, 1968); gráficos, com curva de suficiência amostral (BRAUN-BLANQUET, 1979), indivíduos distribuídos em classes de altura, além de espécies distribuídas por família, utilizando-se uma planilha eletrônica (EXCEL, 2000).

3. Resultados e Discussão

No presente trabalho, foram registrados 1428 indivíduos, distribuídos em 54 espécies, pertencentes a 29 famílias. Tal número de espécies assemelha-se ao obtido por outros autores (BAPTISTA & IRGANG, 1972; KNOB, 1978; BUENO & MARTINS-MAZZITELLI, 1996; FERNANDES 2000), para sinússia arbustiva e regenerantes de espécies arbóreas de comunidades florestais no Rio Grande do Sul.

Através do acompanhamento da curva do coletor, observa-se uma tendência à horizontalidade, ou seja, há um aumento pequeno do número de espécies correspondente ao aumento da área amostral. Embora se trate de uma comunidade composta de indivíduos de portes relativamente baixos e diâmetros reduzidos, considera-se prematuro afirmar que com 300 m² seja alcançada a suficiência amostral, nas condições em que esse estudo foi desenvolvido, mesmo levando em conta a riqueza de espécies constatada, compatível com comunidades florestais similares.

Embora não tenha o maior número de espécies na comunidade examinada, sendo superada pelas Myrtaceae (nove espécies), a família Rubiaceae destaca-se pela abundância de indivíduos, perfazendo 746, o que corresponde a 52,24% do número total verificado, distribuídos em três gêneros e cinco espécies. Nesse contexto, chama a atenção *Psychotria leiocarpa*, representada por 391 indivíduos. As outras Rubiaceae não têm tanta representatividade numérica (densidade), mas, por outro lado, evidenciam uma distribuição mais harmônica na comunidade, como é o caso de *Psychotria*

brachyceras, *P. carthagenensis* e *Rudgea parquoides*, todas com altas freqüências.

Outro elemento representante típico de sub-bosque e numericamente expressivo na mata em questão é *Mollinedia elegans*, família Monimiaceae, com 156 indivíduos, tendo ao mesmo tempo, uma distribuição uniforme (presente em todas as parcelas). Nesse grupo característico de sub-bosque destaca-se também *Trichilia elegans*, que, embora com densidade relativamente baixa, foi registrada em 10 parcelas.

Os parâmetros fitossociológicos das espécies mencionadas sugerem um acentuado caráter esciófilo da comunidade investigada, pois a mesma está constituída predominantemente por representantes tipicamente de sub-bosque (BRACK *et al.*, 1998; FERNANDES, 2000). A adaptação das plantas da família Rubiaceae aos ambientes de sombra, sobretudo *Psychotria leiocarpa*, expressa-se pelo padrão de ramificação e folhas, o que é compartilhado por outros arbustos (FERNANDES, 2000).

Entre os indivíduos jovens de espécies arbóreas, que comporão o dossel ou eventualmente poderão emergir, sobressaem-se *Guapira opposita* (117 indivíduos, distribuídos em todas as parcelas), *Nectandra megapota mica* e *Syagrus romanzoffiana*. Nesse particular, merece menção a representatividade expressiva de *G. opposita* nessa e em outras matas do Rio Grande do Sul, poupada da exploração seletiva por possuir madeira sem valor comercial (MOHR & PORTO, 1998; FERNANDES, 2000; entre outros).

A coluna "outras famílias" expressa o somatório de 22 espécies representantes de 22 famílias, o que corresponde a 40,74% do total de espécies inventariadas. Essas famílias, embora na maioria numericamente pouco representadas, conferem um caráter heterogêneo e riqueza à comunidade.

Pelo exame da distribuição dos indivíduos por classe de altura, observa-se maior concentração de vegetais, 29,97%, no intervalo de 30-49cm. O número de indivíduos com altura maior decresce, chegando a 2,52% na classe 170-189cm; observa-se a partir de então um aumento gradativo no número de plantas, no intervalo de 190-219cm, alcançando 3,08%, e plantas com alturas superiores a 219cm, compreendendo 8,47% dos indivíduos amostrados. Evidencia-se, portanto, que o sub-bosque desse fragmento de mata está estabelecida em duas alturas distintas, uma inferior, entre 30-89cm, com 60,71% da comunidade, e outro, superior, com mais de 190cm, totalizando 11,55% dos vegetais da comunidade estudada.

4. Referências Bibliográficas

- AGUIAR, L. W., MARTAU, L., SOARES, Z. F., BUENO, O. L., MARIATH, J. E., KLEIN, R. M. 1986. Estudo preliminar da flora e vegetação dos morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Sér. Bot.*, Porto Alegre, n.34, p.3-38.
- BALBUENO, R. A., OLIVEIRA, P. L. 2000. Estrutura e composição florística de dois fragmentos florestais da região do Baixo Jacuí, RS, Brasil. *Biotemas, Florianópolis*, v.13, n.2, p.23-46.
- BAPTISTA, L. R. M., IRGANG, B. E. 1972. Nota sobre a composição florística de uma comunidade florestal nos arredores de Porto Alegre. *Iheringia, Ser. Bot.*, Porto Alegre, n.16, p.3-8.
- BRACK, P., RODRIGUES, R. S., SOBRAL, M., LEITE, S. L. C. 1998. Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Ser. Bot.*, Porto Alegre, n.51(II), p.139-66.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *Fitossociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales.* Madri: H. Blume. 820p.
- BUENO, O. L., MARTINS-MAZZITELLI, S. M. A. 1996. Fitossociologia e florística da vegetação herbáceo-subarbustiva da Praia de Fora, Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul. *Iheringia, Ser. Bot.*, Porto Alegre, n.47, p.123-37.
- DAUBENMIRE, R. 1968. *Plant communities: a textbook of plant*

synecology. New York: Harper & Row. 229p.

FERNANDES, A. V. 2000. Comunidades vegetais esciúfilas em diferentes substratos de uma floresta estacional do sul do Brasil. 103f. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

KNOB, A. 1978. Levantamento Fitossociológico da Formação-mata do Morro do Coco, Viamão, RS, Brasil. *Iheringia, Sér. Bot.*, Porto Alegre, n.23, p.65-108.

LINDMAN, C. A. M. 1906. A vegetação do Rio Grande do Sul (Brasil Austral). Porto Alegre: Typografia da "Livreria Universal". 356p.

MOHR, F. V. 1995. Zoneamento da vegetação da Reserva Ecológica do Morro Santana, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Aplicabilidade de geoprocessamento e bases fitossociológicas. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MOHR, F. V., PORTO, M. L. 1998. Morro Santana: o verde luxuriante nas encostas íngremes. In: Atlas Ambiental de Porto Alegre. (R. Menegat, coord.). Porto Alegre: Editora da Universidade. 237p.

MORENO, J. A. 1961. Clima do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura. 42p.

MOTA, F. S. 1951. Estudos do clima do Estado do Rio Grande do Sul, segundo o sistema de W. Köppen. *Revista Brasileira de Geografia*, v.13, n.2, p.275-84.

RAMBO, B. 1956. A fisionomia do Rio Grande do Sul. 2 ed. Porto Alegre: Editora Selbach. 473p.

RODRIGUES, R. S. 1996. Vegetação, listagem florística e aspectos sobre a conservação do Morro do Osso, Porto Alegre, RS. 68f. Monografia (Bacharelado Ciências Biológicas – Hab. Botânica). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

Riqueza e Abundância de Coleoptera do Solo e Serrapilheira na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto- MG

Sabrina S. Pinheiro de Almeida^{a, b}, Cinthia B. Costa^b, Igor R. Coelho^b & Sérgio P. Ribeiro^b

^a *Graduação da Universidade Federal de Ouro Preto: sabrinasp@yahoo.com.br*

^b *Laboratório de Ecologia Evolutiva de Herbívoros de Dossel e Sucessão Natural, Universidade Federal de Ouro Preto*

1. Introdução

A ordem Coleoptera corresponde a 20% da diversidade de artrópodes em florestas e os coleópteros de solo e da serrapilheira são ainda, em sua grande parte, desconhecidos devido ao seu pequeno porte e seus hábitos crípticos. (Carlton & Robison 1998). Os besouros são basicamente divididos em seis grupos tróficos: fungívoros, herbívoros, predadores, saprófagos, xilófagos e xilomictófagos (Didham *et al.* 1998). A dieta saprófaga dos insetos que ainda hoje vivem é similar à dos insetos primitivos, que apareceram na metade da era Carbonífera; predominante entre os besouros do solo (Edwards & Wratten 1981).

Portanto, insetos de solo são responsáveis por uma fração significativa da ciclagem de nutrientes; e com a constante fragmentação de habitats, tanto a riqueza quanto à abundância desses organismos é afetada, refletindo negativamente nas taxas de decomposição dos solos das florestas tropicais, podendo prejudicar sua produtividade (Didham 1998).

Além desses fatores, algumas famílias de Coleoptera são de extrema importância para estudos de biodiversidade, manejo e conservação de florestas, sendo responsáveis por importantes processos, como por exemplo, a dispersão de sementes (Vulínek 2002). Devido a isso, são considerados bons bioindicadores para impacto

e degradação em fragmentos florestais (Didham *et al.* 1998, Anderson & Ashe 2000). Como consequência da ação antrópica, muitas florestas têm sido impactadas e fragmentadas. Da Mata Atlântica, por exemplo, restam menos de sete por cento (IEF 1994). Poucos estudos têm medido quanto da biodiversidade tem sido perdida em diferentes taxa devido às atividades humanas, e conclusões alarmantes de alguns estudos indicam que poucas espécies das comunidades originais sobrevivem após um distúrbio, como o desmatamento (Halfpiter & Arellano 2002).

Por estar inserida numa região transicional entre os domínios da Mata Atlântica e do cerrado, a Estação Ecológica do Tripuí (E.E.T.), é uma importante área para estudos, pois a sua diversidade de invertebrados ainda é desconhecida. Os objetivos desse trabalho envolvem a medida da riqueza, da abundância e da similaridade da fauna de Coleoptera, existentes no solo e serrapilheira em diferentes locais da E.E.T., comparando-se matas de florestas estacionais e matas com dominância de uma espécie arbórea pioneira, a candeia *Vanillosmopsis erythropappa* (Asteraceae).

2. Métodos

A Estação Ecológica do Tripuí, situa-se no município de Ouro Preto-MG, ela possui uma área de 337 ha (43°34'33" W e 20°23'45" S), entre as altitudes de 1180m e 1300m, em um vale de fundo chato, formado pelo ribeirão Tripuí. O clima é temperado úmido (Cwb, segundo Köppen), com inverno seco e verão quente e chuvoso, com temperaturas médias oscilando entre 14° C e 19 °C. A Estação foi criada em 1978 para proteção do *Peripatus acacioi*.

A E.E.T.encontra-se entre os "Domínio da Floresta Atlântica e dos Cerrados", possuindo florestas mesófilas (estacionais semidecíduas) e o candeial, a formação pioneira de *V. erythropappa*, que se estabelece após a perturbação da floresta mesófila; podendo ser observado ainda, na E.E.T., campos antrópicos e sucessões secundárias em vários estágios de desenvolvimento (Pedralli *et al.* 2000).

Foram escolhidas seis locais para a instalação das armadilhas de solo: Trevo, apresenta vegetação de candeial; Fortes, apresenta uma vegetação de candeial em relevo montanhoso; Repolheiro, apresenta vegetação de transição entre candeial e floresta estacional mais estruturada, relevo forte ondulado e montanhoso; Macacos, apresenta uma vegetação de transição entre candeial e floresta estacional em relevo ondulado/forte ondulado; Apiário, apresenta uma vegetação de floresta estacional com relevo forte ondulado; Pomar, apresenta uma vegetação de transição entre campo e floresta estacional com relevo forte ondulado.

As coletas realizaram-se de julho de 2001 a janeiro de 2002. Eram instaladas armadilhas mensalmente e deixadas nos locais pelo período de sete dias. Foram realizados transectos de 50m com "armadilhas de solo" a cada 5m, totalizando 10 armadilhas por local amostrado. A cada mês obtinham-se 60 armadilhas na E.E.T., e no final do estudo, coletaram-se 420 armadilhas. As armadilhas continham álcool 70%, glicerinado a 5%, e os coleópteros foram montados e conservados depositados na coleção temática de zoologia do Departamento de Ciências Biológicas do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto.

Para analisar-se a riqueza e a abundância dos Coleoptera entre os diferentes locais, utilizou-se um modelo de Análise de Variância (ANOVA).

3. Discussão e Resultados

Foram coletados 3515 indivíduos, distribuídos em 184 morfoespécies, sendo as famílias mais significativamente representadas: Curculionidae com 299 indivíduos (representando 9% do total de indivíduos capturados), Scarabaeidae com 413 indivíduos (12% do total), Nitidulidae com 323 (9% do total) e Staphylinidae com 1830 indivíduos, totalizando 52% de todos os indivíduos coletados.

Nitidulidae é uma das famílias que apresenta maior variedade de hábitos alimentares, porém a maioria das espécies conhecidas é detritívora, mas o hábito alimentar mais comum é uma associação com fermentos de matérias vegetais em decomposição (Marinoni *et al.* 2001). Eles foram encontrados mais abundantemente no

Fortes, que é um candeial e no Repolheiro, que é uma mata de transição estruturada.

Curculionidae é a família que contém o maior número de espécies do reino animal, é essencialmente herbívora; alimentando-se da raiz, partes aéreas e das sementes das plantas superiores; são raras as espécies fungívoras e detritívoras (Marinoni *et al.* 2001). Sua abundância foi maior em Macacos, uma mata mais estruturada, e que possui três estratos arbóreos, sendo o mais baixo composto de arbustos de até 2,0 metros de altura (Pedralli *et al.* 2000); esses indivíduos podem ter caído nas armadilhas por estarem associados a estratos mais baixos do dossel, já que em sua maioria, os indivíduos encontrados pertencem a subfamília Curculioninae, que podem ser herbívoros, espermófagos e filófagos (Marinoni *et al.* 2001).

Staphylinidae, além de mais abundante, também foi a família mais diversa, com indivíduos distribuídos em 36 morfoespécies, com dominância do *Staphylinidae sp16* (com 627 indivíduos), seguido de *Staphylinidae sp 1* (com 522 indivíduos) e dos *Staphylinidae sp15* (com 300 indivíduos). O resultado não foi surpreendente, pois esta é uma das famílias mais ricas e abundantes, entre os artrópodes que habitam as comunidades do solo e serrapilheira em todo mundo (Carlton & Robison 1998, Anderson & Ashe 2000). Eles possuem os mais variados hábitos alimentares, predominando os carnívoros, seguidos dos detritívoros e fungívoros (Marinoni *et al.* 2001).

Os besouros pertencentes à família Scarabaeidae também foram diversos, distribuídos em nove morfoespécies, com predominância de indivíduos do gênero *Dichotomius*, com 373 indivíduos capturados; e os locais com maior abundância desses besouros foram Fortes e Repolheiro, que são locais adjacentes. Esses insetos são essencialmente coprófagos (Halffter & Arellano 2002; Vulinec 2002). Eles contribuem grandemente para a proteção de sementes em florestas, pois enterram as fezes dos vertebrados, especialmente dos primatas, protegendo-as dos roedores e de outros insetos. Esses animais podem resistir a distúrbios moderados às florestas, podendo aumentar sua densidade de acordo com o grau de distúrbio (Vulinec 2002). Isso provavelmente é o que ocorre no Fortes, que é uma área mais degradada, que possui clareiras. Devido a esses fatores, eles podem funcionar como indicadores do grau de distúrbio de áreas degradadas, e com isso exercer a função de bioindicador (Halffter & Arellano 2002).

Quanto aos seis locais estudados, observou-se uma maior média de riqueza no Repolheiro, que é uma mata transicional entre o candeial e a mata estacional mais estruturada. A abundância teve maiores médias no Fortes, o candeial (ANOVA, $f_{5,414}=16.862$, $p < 0,05$; $F_{5,414}=18.719$, $p < 0,05$, respectivamente). Observou-se que o Fortes foi o local com menor similaridade faunística dentre os sítios estudados. O Pomar, uma mata de floresta estacional com campo e o Trevo, que também é um candeial, foram os locais com maior similaridade faunística. Ambos são locais sob severos distúrbios antrópicos (Pedralli *et al.* 2000).

A curva de acumulação de espécies realizada entre os seis locais amostrados da Estação Ecológica do Tripuí, aponta para uma tendência a estabilidade, isto indica, que provavelmente, o esforço amostral foi suficiente.

4. Conclusões

Os coleópteros encontrados na E.E.T, exercem funções diferentes, mas complementares nas áreas estudadas.

Os locais perturbados da mesma maneira apresentaram fauna semelhante, ou seja, a fauna associada ao mesmo tipo de distúrbio é composta, em sua maioria, das mesmas espécies. A área que se mostrou transicional, entre o candeial e mata estruturada, apresentou maior riqueza, provavelmente devido à presença de Coleoptera que ocorrem em ambos os locais. A área onde se encontrou maior abundância foi um candeial, provavelmente o fato de ocorrer muitos indivíduos de poucas espécies pode indicar que estes indivíduos são melhores adaptados a esse tipo de habitat.

(Agradecimentos aos programas PELD/CNPq, FAPEMIG e

IEF-MG).

5. Referências Bibliográficas

- Anderson, R.S.; Ashe, J.S. (2000), *Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing priorities for conservation of selected tropical montane cloud forests in Honduras, Central America (Coleoptera; Staphylinidae, Curculionidae)*. *Biodiversity and Conservation* 9: 617-653.
- Carlton, C.E.; Robison H.W. (1998), *Diversity of litter-dwelling beetles in the Ouachita Highlands of Arkansas, USA (Insecta: Coleoptera)*. *Biodiversity and Conservation* 7, 1589-1605.
- Didham, R.K.; Hammond P.M.; Lawton, J.H.; Eggleton P.; Stork, N.E. (1998), *Beetle species responses to tropical forest fragmentation*. *Ecological Monographs* 68 (3), pp.295-323.
- Didham, R.K. (1998), *Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments*. *Oecologia* 116, 397-406.
- Edwards, P.J.; Wratten, S.D. (1981), *Temas de Biologia- Vol. 27: Ecologia das interações entre insetos e plantas* Ed. USP- 1ª edição, 69p.
- Halffter, G.; Arellano, L. (2002), *Response of dung beetle diversity to human-induced changes in tropical landscape*. *Biotropica* 34 (1):144-154.
- IEF – Instituto Estadual de Florestas (1994), *Pesquisas prioritárias para o Parque Estadual do Rio Doce, Brasil*. Belo Horizonte. 35p.
- Marinoni, R.C.; Ganho, N.G.; Monné, M.L.; Mermudes, J.R.M. (2001), *Hábitos alimentares em Coleoptera (Insecta)*, Ed. Holos- 1ª edição, 63p.
- Pedralli, G.; Teixeira, M.C.B.; Freitas, V.L.O.; Meyer, S.T.; Nunes, Y.R.F. (2000), *Florística e fitossociologia da Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG*. *Ciências Agrotécnicas*, Lavras, edição especial, v.24: 103-136.
- Vulinec, K. (2002), *Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia*. *Biotropica* 34 (2), 297-309.

Potencial de utilização de espécies raras em formações florestais do estado de São Paulo.

Soraia C. Sp. Coelho^a & Leila Cunha de Moura^b

^agraduação Ciências Biológicas Universidade Estadual Paulista – Rio Claro (socsoc@yahoo.com) ^bUniversidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Dep. Ecologia – Rio Claro

1.Introdução

As regiões tropicais têm-se caracterizado por crescentes processos de transformações de áreas naturais, em nome do desenvolvimento, através de ações de urbanização, industrialização e da expansão agrícola. O avanço da agricultura em São Paulo obrigou a destruição de grande parte do manto vegetal original. Entretanto, permanecem fragmentos florestais suficientes para permitir interferir sobre a riqueza em espécies da cobertura vegetal primitiva.

Apesar da preocupação crescente relativa à perda das florestas tropicais, a taxa de desflorestamento nos trópicos, indicada pela FAO (“The United Nations Food and Agriculture Organization”), na década de 1980 a 1990, correspondeu a uma percentagem média anual de 0.8%, sendo que no período de 1976 a 1980 foi de 0,6% (Bawa & Seidler, 1998).

Dentro deste contexto, as florestas de planalto, também denominadas de florestas mesófilas semidecíduas, correspondem a um dos ecossistemas mais ameaçados e fragmentados do domínio florestal Atlântico. No Estado de São Paulo, estas florestas foram intensamente perturbadas e fragmentadas, por se situarem numa região favorável à expansão da fronteira agrícola, devido à topografia suave, fertilidade do solo, e proximidade a rodovias, restando, atualmente, 2% da cobertura florestal original (Viana & Tabanez, 1996).

A vegetação florestal remanescente no Estado de São Paulo resume-se a resquícios mantidos na forma de reservas, estações, parques ou áreas particulares. Sabe-se muito pouco sobre estas formações quanto às suas condições ecológicas, reprodução e genética de suas populações, assim como seu potencial de utilização. De um modo geral, existe um volume maior de informações em relação às espécies cuja madeira tenha interesse no mercado.

2. Métodos

Entre teses e periódicos diversos, realizou-se um levantamento envolvendo 46 trabalhos. Foi produzida uma listagem de aproximadamente 1000 espécies, das quais selecionou-se aquelas que atendessem aos parâmetros de abundância e frequência, e presença na lista vermelha da IUCN. Com a listagem reduzida de espécies, buscou-se na literatura informação relevante à história de vida dessas espécies, englobando a análise da fenologia, dispersão, germinação, grupos funcionais, forma de vida e potencial econômico.

3. Discussão e Resultados

A matriz de dados obtida após seleção, resultou em 32 espécies. O que permitiu analisar e indicar aquelas que necessitam de estratégias urgentes de conservação. Destas espécies, *Aspidosperma polyneuron* Muel. Arg. (Apocynaceae) esteve entre aquelas de maiores valores de Densidade Absoluta em 12 das 46 áreas levantadas, o que é um importante indicativo da possibilidade de sua regeneração nesses fragmentos. Justamente estas formações florestais que ocorrem na região de Campinas, Piracicaba, Santa Rita do Passa Quatro, Anhembi e Bofete, merecem destaque nos estudos de conservação “in situ” e manejo de populações. *Aspidosperma polyneuron* é uma espécie de ocorrência preferencial em Florestas Estacionais Semidecíduais, formação submontana. Com dimensões que chegam a 35 m de altura e 150 cm de diâmetro. Para o Estado de São Paulo, floresce no período de setembro a dezembro e frutifica de junho à novembro. Quanto à análise do potencial de utilização, *A. polyneuron* tem valor econômico no setor de engenharia civil, carpintaria e indústria de móveis. Além da sua importância ornamental, popularmente utiliza-se a casca no preparo de chás no combate à febre (Carvalho, 1994).

Das 32 espécies selecionadas, 7 foram encontradas em mais de 10 fragmentos florestais e 9 em apenas um, sendo estas: *Astronium urundeuva*, *Brosimum glaberrimum*, *Caesalpinia echinata*, *Calycorectes schottianus*, *Calycorectes australis*, *Dalbergia nigra*, *Siphonogorgia widgreniana*, *Trichilia silvatica*, *Xylocarpus glaberrimum*. Dentre estas, *Dalbergia nigra* (Fabaceae), popularmente conhecida como Jacarandá-da-Bahia, é uma árvore de 10 a 20 m de altura que floresce entre novembro e janeiro, com frutos maduros de agosto a janeiro, sendo sua dispersão anemocórica. Essencialmente aplicada na confecção de móveis de luxo (Carvalho, 1994). Considerando-se os 46 trabalhos consultados, as 9 espécies acima citadas têm urgência na indicação de sua área de ocorrência para estudos em ecologia de população nestes resquícios de Florestas Estacionais Semidecíduais.

4. Considerações Finais

As 32 espécies selecionadas da Lista Vermelha da IUCN, são de grande importância no setor madeireiro, apesar de serem amplamente empregadas na medicina popular; sendo na maioria anemocóricas, a maior parte tem facilidade de regeneração, contudo na fase inicial de recrutamento são intensamente predadas pela fauna local. As áreas com ocorrência de tais espécies devem ser indicadas como prioridade nos estudos de conservação de comunidades e manejo populacional. Esta listagem de espécies raras para as Florestas Estacionais Semidecíduais do Estado de São Paulo foi elaborada com o intuito de nortear estudos futuros em projetos de estrutura genética de populações, ecologia, banco de germoplasma, conservação ex-situ em plantios mistos, assim como também é útil na indicação de fragmentos, até o presente momento levantados e que são mantenedores de populações das espécies alvo.

5. Bibliografia

- Bawa, K. S. & Seidler, R. (1998). Natural Forest Management and Conservation of Biodiversity in Tropical Forests. *Conservation Biology*, 12(1): 46 – 55.
- Carvalho, P. E. R. (1994). *Espécies Florestais Brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*. EMBRAPA-CNPQ. Brasília, 640p.
- Viana, V.M. & Tabanez, A. A. (1996). *Biology and Conservation of Forest Fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest*. In: Schelhas, J. & Greenberg, R. eds. Forest Patches – in Tropical Landscapes. Washington. Island Press, 151 – 167.

Diagnóstico ecológico de um sistema regional de viveiros florestais no estado do Paraná

Tais Benato, Juliana Menegassi Leoni e José Marcelo D. Torezan (torezan@uel.br)

Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina Londrina - PR

1. Introdução

O estado do Paraná possuía até o início do século XX mais de 80% de sua área total (de mais de 199.000 km²) recoberta por florestas. Atualmente a cobertura florestal do estado é inferior a 5%, e grande parte pertence às florestas da Serra do Mar, e ao Parque Nacional do Iguaçu (SOS Mata Atlântica & INPE 1993). A devastação no Norte do Estado foi provocada em sua maior parte devido à ocupação agrícola, bastante intensa no começo do século XX, resultando numa paisagem repleta de pequenos fragmentos, na sua maioria degradados. A definição, no código florestal de 1965, das áreas de preservação permanente (PP) e das reservas legais (RL) impulsionou tardiamente as iniciativas de mitigação da intensa degradação ambiental no estado. Vários projetos foram desenvolvidos por estados e municípios desde então, com diferentes graus de sucesso, mas de forma pulverizada. A demanda por restauração na região de Londrina, em especial, tem crescido em função da pressão do Ministério Público sobre empresas, produtores rurais e sobre os órgãos fiscalizadores. No entanto, nossas estimativas indicam que para restaurar as áreas de PP (70% descobertas) e RL (faltando 60%) num raio de 100Km do município de Londrina, seriam necessárias mais de 900 milhões de mudas de árvores nativas (Torezan 2003).

Hoje existiriam, no estado do Paraná, aproximadamente 300 viveiros florestais, que fazem parte do programa “Florestas Municipais”, além de um número desconhecido de viveiros alocados em outras instituições, cujos principais objetivos são o “reflorestamento conservacionista, o reflorestamento produtivo, [e] a arborização urbana e rodoviária...” (IAP 2000). Considerando que a demanda por mudas tenderá a crescer, em função das pressões legais, da motivação originada pela educação ambiental e do aparecimento de mecanismos de mercado, como os créditos de carbono (Stier & Sibert 2002, Bonnie & Schwartzman 2003), nós procuramos avaliar o grau de adequação, em termos qualitativos e quantitativos do sistema de produção de mudas da região de Londrina, entendido como o conjunto de viveiros e outras instituições atuando na produção e distribuição de mudas. Os objetivos deste trabalho são diagnosticar aspectos de botânica e ecologia (em especial a origem geográfica das espécies cultivadas, os grupos funcionais de espécies presentes e a diversidade) e silvicultura (quantidade, qualidade e destinação das mudas produzidas), e sugerir medidas para solucionar eventuais problemas.

2. Métodos

Foram feitas visitas a 23 viveiros florestais, localizados num raio de aproximadamente 100 km da cidade de Londrina, nos meses de maio a dezembro de 2002. Desses, 17 pertencem ao

programa estadual “Florestas Municipais”, 2 ao IAP, 3 pertencem a um consórcio de municípios (Consórcio Intermunicipal da Bacia Capivara) e 1 é administrado pela Universidade Estadual de Londrina. Os últimos 4 declaram objetivos de produção apenas de árvores nativas. A coleta dos dados foi baseada em uma entrevista *in loco* com funcionários e responsáveis técnicos. Foram feitos os preenchimentos de um questionário padrão, que contém questões como quais espécies são produzidas, quais os destinos das mesmas (área de preservação permanente, reserva legal, arborização urbana), quais são as espécies mais procuradas, qual a origem das sementes (beira de estrada, área urbana, remanescentes florestais), quais as condições de armazenamento e germinação das sementes, além de informações sobre ocorrência de perdas de sementes e seu motivo. Outras questões envolvem o acompanhamento, por parte do viveiro, das mudas plantadas, a produção potencial e efetiva de mudas do viveiro, e os padrões da demanda pelos serviços (empresas, produtores rurais, prefeitura, etc).

3. Resultados e Discussão

Em 82% dos viveiros (19) foi verificada a produção de espécies exóticas juntamente com nativas. Em geral, a maior parte da produção é de mudas de *Eucalyptus spp* e *Pinus spp*. Também foi constatada a produção de espécies arbustivas e herbáceas tais como o “Hibisco” (*Hibiscus spp* Malvaceae), que são utilizadas para arborização urbana e jardinagem, embora este último objetivo não tenha sido declarado por nenhum dos programas. A maioria das mudas arbóreas é destinada ao reflorestamento de mata ciliar e reserva legal de propriedades rurais. Existe uma maior procura pelas espécies de *Eucalyptus* e *Pinus*, que são maciçamente empregadas no reflorestamento das reservas legais e em reflorestamentos comerciais. Uma diversidade razoável de espécies nativas foi encontrada, considerando-se os viveiros como um conjunto (92 espécies), mas apenas alguns viveiros apresentaram “alta” diversidade individualmente (16 viveiros tiveram mais de 10 espécies, e uma média de 19 espécies por viveiro). Dentre as nativas observadas, havia uma boa distribuição entre pioneiras e não pioneiras para o conjunto (29,35% pioneiras, 52,17% secundárias iniciais, 15,22% secundárias tardias e 14,13% clímax), mas para algumas unidades (7 viveiros, 30,43%) visitadas havia apenas espécies não-pioneiras, em especial secundárias tardias (jatobá, jenipapo) e clímax (jaboticaba, palmito), que apresentam crescimento lento, e retardam ou impedem o processo de recuperação, se não forem usadas em mistura com espécies pioneiras (Cavalheiro et al. 2002). Das espécies nativas produzidas em todos os viveiros conjuntamente, 50 (54,35%) são zoocóricas, ou seja, vão oferecer recursos à fauna frugívora, que pode atuar como dispersora de sementes para as áreas de reflorestamento. No entanto, a média observada de espécies nativas zoocóricas produzidas por viveiro foi de apenas 2,17 (variando de 1 a 20).

Com exceção de *Pinus spp*, *Eucalyptus spp* e *Grevillea spp*, não são feitas restrições quanto às espécies plantadas em “mata ciliar” e outras áreas de preservação permanente. Espécies exóticas (oriundas de outras regiões biogeográficas), alóctones (oriundas de outros ecossistemas da mesma região biogeográfica), tanto quanto nativas, são empregadas no reflorestamento das áreas de preservação permanente. A espécie *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae) conhecida popularmente como Uva-japonesa, originária da Ásia, é produzida em quase todos os viveiros (69%) e tratada pela maioria das equipes como se fosse espécie nativa. Esta espécie, juntamente com *Ligustrum japonicum* (alfeneiro), pode ser observada invadindo o sub-bosque de fragmentos de floresta nativa da região (JMDDT, obs. pessoal). É necessário que, entre os critérios específicos para a escolha das espécies, esteja a sua origem biogeográfica. Espécies exóticas não estabelecidas (sem ocorrência espontânea) e/ou com biologia desconhecida não devem ser empregadas em reflorestamento, mesmo com finalidade comercial (Mack et al. 2000). Além disso, em reflorestamentos com finalidade ambiental, apenas espécies nativas

da região devem ser empregadas, para que os objetivos de conservação dos ecossistemas nativos sejam realmente atingidos.

As sementes são coletadas pelos próprios viveiros ou enviadas pelo órgão estadual responsável (a maioria). Neste caso, relatos indicam ser baixa a germinação das sementes, provavelmente devido ao excessivo tempo de armazenamento. Estas são acondicionadas em saquinhos de plástico e armazenadas em geladeiras. Quando coletadas pela equipe do próprio viveiro, são oriundas da beira de estradas, áreas urbanas, e propriedades rurais.

Devido à falta de mão de obra e à baixa demanda de mudas, a produção real dos viveiros geralmente está distante do potencial de produção. Em um dos viveiros foram relatadas perdas severas de mudas produzidas, que pereceram e foram descartadas devido à ausência de procura. Alguns viveiros (52,17%) produzem mudas para jardinagem, que possuem boa demanda, para que a quantidade mínima exigida de produção seja atingida. A produção dos viveiros depende da demanda do município em que ele está inserido e é influenciada pelas atividades econômicas ali desenvolvidas (pólo moveleiro, empreendimentos agropecuários, pequenas propriedades rurais), assim como também da integridade das áreas de preservação permanente da região. Mesmo considerando a produção de espécies florestais não-nativas, a capacidade instalada na região (de cerca de 4 milhões de mudas/ano) está longe de atender a demanda estimada de mudas. Como existe uma quantidade razoável de viveiros, apenas o acréscimo de novos viveiros não seria suficiente, sem mudanças tecnológicas, que permitissem aumentar a produtividade.

4. Conclusão e Recomendações

Um ponto importante a ressaltar é que deve ser evitada a utilização de espécies exóticas e alóctones, em reflorestamentos com finalidade ambiental. Mesmo em reflorestamentos com finalidade comercial, as alternativas com espécies nativas devem ser estimuladas. Segundo os relatos dos entrevistados, não há um aconselhamento sistemático, para os clientes dos viveiros, sobre o emprego de espécies de diferentes categorias ecológicas em reflorestamentos com finalidade ambiental. Espécies como os Ipês (*Tabebuia spp*) e a Peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*) não devem ser utilizadas em alta proporção em reflorestamento de áreas degradadas, pois são espécies de crescimento lento. Para garantir uma recuperação rápida das funções e dos serviços ambientais prestados pelos ecossistemas florestais, devem ser utilizadas em conjunto com uma mistura de espécies pioneiras e não-pioneiras de crescimento rápido, ou acrescentadas posteriormente, o que permite diminuir os custos de manutenção e aumenta a garantia de sucesso do empreendimento. Para contornar a baixa diversidade de espécies e melhorar a distribuição de grupos funcionais (tanto categorias sucessionais quanto síndromes de dispersão) um esquema de intercâmbio entre os viveiros deve ser usado.

A qualidade das sementes deve ser considerada. A coleta de sementes oriundas de árvores isoladas deve ser evitada, já que a distância causa a redução do fluxo gênico entre os indivíduos da espécie, acarretando a diminuição da variabilidade genética, prejudicando a qualidade das sementes. Um número mínimo de matrizes deve ser mantido para assegurar a manutenção da variabilidade genética da espécie. Cada espécie possui um prazo máximo de viabilidade de germinação das sementes, sendo importante o controle do tempo de armazenamento. O treinamento de funcionários e responsáveis, através de cursos ou de material de divulgação, é de suma importância para que informações adequadas sobre a utilização de espécies nativas e exóticas sejam fornecidas. O intercâmbio de experiências entre universidades, instituições de pesquisa e organizações não governamentais é indispensável para o acesso às novas tecnologias desenvolvidas que podem trazer benefícios aos programas de reflorestamento.

Agradecimentos – Este trabalho foi feito com apoio financeiro da Universidade Estadual de Londrina e do Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social. Agradecemos a indispensável cola-

boração de Edson Mendes Francisco e de todos os funcionários dos viveiros visitados.

5. Referências Bibliográficas

Mack R. N.; Simberloff, D.; Lonsdale W. M.; Evans H.; Clout M. & F. Bazzaz. (2000). *Biotics Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. Issues In Ecology, Ecological Society of America, Washington DC, v.5, 20p.*

SOS Mata Atlântica & INPE (1993). *Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica. SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, Brasil.*

Torezan, JMD (2003) *Fragmentação Florestal e Prioridades para a Conservação da Biodiversidade. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental 118p.*

Stier, S.C. & S.F. Siebert (2002). *The kyoto protocol: an opportunity for biodiversity restoration forestry. Conservation Biology*16: 575-576

Bonnie, R. & S. Scharzman (2003). *Tropical deforestation and reforestation and the Kyoto protocol. Conservation Biology*17: 4-5

Composição Florística de Lianas em um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual de Vassununga, em Santa Rita do Passa Quatro - SP

Tibiricá, Y. J. A^a; Coelho, L. F.^b & Moura, L. C^c

^a *Graduação em Ecologia, Unesp – RC (ecoyara@hotmail.com)*

^b *Mestrando do Departamento de Botânica, Unesp – RC*

^c *Departamento de Ecologia, Unesp – RC*

1. Introdução

Trepadeiras são plantas cujo crescimento em altura depende da sustentação mecânica fornecida por outras plantas (UDULUTSCH, 2001; MORELLATO, 1991), neste trabalho consideramos como liana tanto plantas lenhosas como não lenhosas.

As lianas constituem um guilda extremamente importante, atuando como componente estrutural do habitat e como fonte de recurso para fauna. Leitão-Filho & Morellato (1995) observaram, em estudo de mata mesófila no estado de São Paulo que os padrões fenológicos das lianas, são complementares aos das árvores, resultando em constante suplemento de néctar, pólen e fruto. As lianas também auxiliam a movimentação da fauna arborícola através das copas das árvores, porém geralmente são negligenciadas em diversos trabalhos na área da ecologia vegetal (GENTRY, 1991).

Apesar dos padrões de germinação e estabelecimento de plântulas de espécies trepadeiras não serem bem conhecidos, e fatores tais como qualidade do sítio e disponibilidade hídrica afetarem a abundância e diversidade de plantas em nível local, sabe-se que as lianas são mais abundantes em florestas abertas, clareiras e áreas perturbadas ou sucessionais (ENGEL *et al.*, 1998). As trepadeiras competem com as árvores por luz, nutrientes e água, podendo causar danos mecânicos e morte de seus “suportes” (PUTZ, 1980; PUTZ, 1984), exercendo forte pressão de seleção no ambiente, chegando a impedir o crescimento de plântulas e jovens por anos ou até décadas (PUTZ, 1980; NAHE-NIELSEM, 2001; TABANEZ, 2000). Em locais perturbados e fragmentados, como nas glebas do Parque Estadual de Vassununga tornam-se tão abundantes, que acabam provocando a queda excessiva de árvores além de retardarem o processo de regeneração natural da floresta. Putz (1984) mostrou que árvores intensamente povoadas por lianas têm a sua probabilidade de queda aumentada, devido ao peso e sombreamento sobre a copa. Ao caírem, as árvores de grande porte, abrem imensas clareiras que são rapidamente invadidas por

lianas, (UDULUTSH, 2001). Além disso, o tamanho das clareiras pode ser aumentado pela derrubada de outras árvores conectadas à primeira por lianas (PUTZ, 1984).

Quando o aumento na abundância de cipós é exacerbado, pode-se atingir níveis nos quais os mecanismos de autorregulação do ecossistema são comprometidos e apesar das lianas não serem a causa primária, o controle pode ser recomendado (ENGEL *et al.*, 1998).

Alguns autores (LEITÃO-FILHO & MORELLATO, 1995; TABANEZ, 2000) têm enfatizado a importância de se estudar a comunidade de lianas, visando um melhor manejo e conservação dos fragmentos florestais. O levantamento das espécies de lianas é o primeiro passo para a realização de um manejo bem sucedido sem que haja prejuízo para fauna, flora ou perda de biodiversidade.

Este trabalho teve como objetivo realizar um levantamento das espécies de lianas na Gleba Maravilha do Parque Estadual de Vassununga, assunto muito pouco abordado visto a importância desse guilda para a manutenção dos ecossistemas.

2. Métodos

Descrição da área de estudo

O presente estudo foi realizado na gleba Maravilha, situada no Parque Estadual de Vassununga (21° 41' a 21° 44' S - 47° 34' a 47° 39' W), Município de Santa Rita do Passa Quatro, nordeste do Estado de São Paulo. O Parque foi criado em 1970 e é composto por 6 glebas isoladas, que somadas totalizam 1732,14 ha. A cobertura vegetal predominante, com exceção da gleba Pé de Gigante (cerrado), é a Floresta Estacional Semidecidual.

O clima da região é, segundo Köppen (1948), do tipo Cwa, com temperatura do mês mais frio variando entre 3-18°C, com seca no inverno e o mês mais quente com temperatura média de 22 °C.

Na região do município de Santa Rita do Passa Quatro, predominam Cuestas Basálticas, constituídas de arenitos das formações Botucatu, Pirambóia e Santa Rita, e pelos basaltos da formação Serra Geral (MASSOLI, 1981).

O Parque Estadual de Vassununga destaca-se por possuir as maiores e mais belas florestas de jequitibás-rosa (*Cariniana legalis*-Mart, O Ktze - Lecythidaceae), espécie ameaçada de extinção que vem sofrendo fortes impactos, ocasionados pelo aumento da biomassa de lianas.

A Gleba Maravilha tem uma área de 136 ha e está intensamente infestada por lianas. O entorno do fragmento é composto pelo o rio Mogi-Guaçu (40% da borda), monoculturas de cana-de-açúcar (cerca de 50%) e pela Usina Santa Rita de Açúcar e Álcool (10%), que exercem forte pressão de degradação.

Procedimento

Este levantamento florístico foi realizado durante um ano, através da coleta mensal de indivíduos em floração ou frutificação na borda de todo o fragmento, sendo que, para percorrer a borda que faz divisa com o Rio Mogi-Guaçu, contamos com o auxílio de um barco de alumínio, assim, este trajeto só foi realizado quando havia condições de navegação. Também percorremos três trilhas no interior do fragmento, porém raramente foram encontrados indivíduos com material fértil nestes locais. O material coletado foi classificado, através de chaves de identificação, comparação em herbário e eventualmente consulta a especialistas. Posteriormente, foi herborizado conforme os procedimentos usuais e será incorporado no acervo do Herbário do Instituto de Biociências (HCRB) da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” (UNESP – campus de Rio Claro – SP). O sistema taxonômico utilizado neste trabalho foi o proposto por Cronquist (1981).

3. Discussão e Resultados

Foram levantadas 102 espécies de lianas, pertencentes à 25 famílias. As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram Bignoniaceae, com 22 espécies, seguida por Sapindaceae (19), Malpighiaceae (11), Convolvulaceae (10) e Asteraceae (7). Essas 5 famílias representam 67,64% das espécies encontradas e

correspondem a apenas 20% das famílias estudadas, demonstrando que apesar da alta riqueza de espécies estas se concentram em poucas famílias, corroborando com os estudos de Gentry (1991) e Udulutsch (2001). Segundo Gentry (1991), as famílias Bignoniaceae, Malpighiaceae e Sapindaceae, possuem aproximadamente metade dos gêneros e espécies de lianas, fator que explica a alta frequência dessas famílias nos levantamentos florísticos referentes a este guilda.

As famílias Bignoniaceae, Sapindaceae, Malpighiaceae e Convolvulaceae, apesar de nem sempre ocorrerem nessa ordem, também tiveram maior número de espécies nos levantamentos de lianas realizados no interior paulista, em um fragmento de mata estacional semidecidual próximo a cidade de Rio Claro (UDULUTSCH, 2001) e na Reserva Santa Genebra (MORELLATO, 1991).

O total de espécies encontradas neste estudo foi próxima à riqueza observada em outros trabalhos em fragmentos florestais no interior paulista. Morellato (1991) levantou 135 espécies de escaladoras em 3 anos de estudos, sendo que este foi o estudo com maior número de espécies, Udulutsch (2001) encontrou 130 espécies, Hora (1999) amostrou 109 em São Carlos (SP), enquanto Rezende (1997) identificou 105 espécies de lianas em São José do Rio Preto (SP). Com exceção da pesquisa realizada por Morellato (1991) os demais estudos tiveram um ano de duração. O maior número de espécies encontrado por Morellato (1991) pode ser explicado pelo tempo de acompanhamento e características da mata. Apesar da diferença entre o número de espécies nos quatro trabalhos, a riqueza de lianas é representativa em todas as áreas.

Vidal *et al.* (1997) realizaram estudos de manejo de lianas em uma área de silvicultura no leste da Amazônia, no qual confirmou a diminuição na abundância relativa de lianas e na queda de árvores, no entanto notou o alto custo da poda de lianas e os prejuízos causados à fauna, sugerindo assim, uma poda seletiva. Esta providência pode minimizar os efeitos negativos dos cipós e proteger as funções benéficas desse guilda na floresta. Neste sentido, os resultados deste trabalho servem como base para futuras pesquisas e medidas conservacionistas.

4. Conclusão

As lianas apresentaram uma riqueza de espécies significativa neste fragmento e nos demais estudos em Floresta Estacional Semidecidual. Duas das espécies encontradas em nosso levantamento (*Ipomoea* aff. *brasiliana* (Choisy) Meisn.–Convolvulaceae e *Banisteriopsis lutea* (Griseb.) Cuatrec.–Malpighiaceae) não haviam sido registradas até recentemente no Estado de São Paulo (UDULUTSCH, 2001), podendo a *Ipomoea* aff. *brasiliana* ser uma nova descoberta para ciência, como constatou Udulutsch (2001). Nota-se, portanto, a falta de conhecimento sobre a diversidade de lianas, sua função no ecossistema e manejo das mesmas. São poucos os trabalhos desenvolvidos em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual enfatizando esta forma de vida.

(Instituição financiadora “Fundação O Boticário de Proteção à Natureza”)

5. Referências

- CRONQUIST, A. An integrated system of classification of flowering plants. New York: Columbia University Press, 1262p. 1981.
- ENGEL, L. E.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. Série técnica IPEF. V. 12, 43-64 p. dez. 1998.
- GENTRY, A. H. The distribution and evolution of climbing plants. 1991. In: Putz, F. E. & Mooney, H. A. The Biology of Vines. Cambridge University Press, 1ª edição. 3-53p. 1991.
- HORA, R. C. Composição Florística e aspectos da estrutura da comunidade de lianas em uma mata mesófila semidecídua da Fazenda Cachim, São Carlos – SP. 1999. 86p. Dissertação (mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.
- KÖEPPEN, W. Climatologia Ed. Fondo de Cultura Económica, México – Buenos Aires. 478p. 1948.
- LEITÃO-FILHO, H.; MORELLATO, P. Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra. Editora Unicamp. 722p. 1995.
- MASSOLI, M. Geologia do Município de Santa Rita do Passa Quatro - SP. Revista do Instituto Geológico, 2 (2): 35-45, Instituto Geológico, São Paulo- SP. 1981.
- MORELLATO, L.P.C. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no Sudeste do Brasil. . 176p. Dissertação de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1991
- NABE-NIELSEN, J. Diversity and distribution of lianas in a neotropical rain forest, Yasuní National Park, Ecuador. Journal of Tropical Ecology, Cambridge University Press, v.17: 1-19p. 2001.
- PUTZ, F.E. Lianas vs. Trees. Biotropica, Association for Tropical Biology, v.12, n.3: 224-225p. 1980.
- PUTZ, F.E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. Ecology, Ecological Society of America, v.65, n.06: 1713-1724p. 1984.
- REZENDE, A.A. Levantamento florístico das espécies de lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista – São José do Rio Preto / Mirassol, SP, chave de identificação e diagnoses. 1997. 99p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.
- TABANEZ, A.A.; VIANA, V.M. Patch structure within brazilian Atlantic Forest fragments and implications for conservation. Biotropica, Association for Tropical Biology, v.32, n.4b: 925-933p. 2000.
- UDULUTSCH, R.G. Levantamento Florístico da Comunidade de Lianas de uma Floresta Mesófila Semidecídua. 60p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Biologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro. 2001.
- VIDAL, E.; JOHNS, J.; GERWING, J. J., BARRETO, P.; UHL, C. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. Forest Ecology and Management n.98, 105-114 p. 1997.
- TABANEZ, A.A.; VIANA, V.M. Patch structure within brazilian Atlantic Forest fragments and implications for conservation. Biotropica, Association for Tropical Biology, v.32, n.4b: 925-933p. 2000.

Do large and small fragments support different stingless bee assemblages?

Yasmine Antonini^a, Rafael D. Loyola^a, Eva Gleide Silva^a & Rogério Parentoni Martins^a

^a Universidade Federal de Minas Gerais (antonini@icb.ufmg.br)

1. Introduction

The division of continuous habitat into smaller, more isolated areas, results in a loss of species through a reduction in remnant area, an increase in remnant isolation and edge, and a decrease in habitat connectivity (Didham et al 1996, Harrison and Bruna 1999).

The equilibrium theory of island biogeography (Mac Arthur and Wilson 1967) proposed to explain and predict richness of species in ocean islands, has often been used to explain the loss of species as a function of the loss of area and habitats resulting from habitat fragmentation (Didham 1996). However, remnant habitat in urban areas, are different from oceanic islands for they are surrounded by anthropogenic habitats and therefore are exposed to greater anthropogenic disturbance.

The diversity of invertebrates in urban areas has been associated with various features including the extent and isolation of suitable habitats, diversity of planted vegetation, variety of artificial niches and degree of disturbance (Mc Intyre 2001). However, relatively little research has been done about the how arthropods like stingless bees, use urban habitats.

The stingless social bees are generalists and can use, in different ways, the floral resources of several species of plants. In Brazil, studies about bees in fragments at urban areas are scarce. Studies about the use of floral resources are important when dealing with terrestrial ecosystems and bees maintenance and preservation, especially in urban habitats. Bees are largely responsible for a huge part of angiosperm pollination and they are also considered forest communities' key species because they help in the nitrogen cycling (Matheson et al. 1996). Our purpose was to answer to the following questions: 1) Do richness of stingless bees is higher in larger fragments than in smaller ones? 2) Do opportunistic and generalist bees will be found more frequently in smaller than in larger fragments? 3) Does species habitat specialized species will occur in larger than in smaller fragments? 4) Do fragments surrounding by different levels of urbanization will support different stingless bees assemblages?

2. Methods

Five preservation areas namely Ecological Station of UFMG (ES), Mangabeiras Park (MP), Natural History Museum (NHM), Special Protected Area of Barreiro (SPAB) and Zoological Foundation (ZF) were studied. These areas (ranging from 60 to 900 ha) are covered by semideciduous forest and surrounded by an urban matrix, in Belo Horizonte, MG, Brazil. The vegetation of the fragments was characterized using the method of quadrats.

Aerial photos (1:5000) were earlier analyzed (15 photos for each fragment) to characterize the structure of the matrix. A grid covered the photo completely. To evaluate the structure of the matrix, each quadrat was numbered as follow: 1-forest cover; 2-green area with predominance of herbaceous vegetation or tract of cleared land and 3-impermeabilized area (with constructions or paved). The total number of grids, in each category, was used to have the percentages of forest cover, green area non-forested and impermeable areas. The diversity index of Shannon-Wiener was used to calculate the structural diversity of the landscape.

The distances of each fragment to the four neighbor's fragments were taken, in a 1:25.000 map of Belo Horizonte, using the point method quadrant (Cottam et al. 1953, Krebs 1999). Average distances between each fragment and the closest ones were obtained in this way, and this information was used to calculate their degree of isolation.

Bee sampling was carried out at once a week, from 6:00 am to 5:00 pm, from April 1998 to December 2000. The bees were searched for in all flowering plants and collected with an entomological net.

A linear regression was used to test the degree of association between bee assemblages (bee species richness) and fragment sizes. The richness of the used plants (realized trophic niche) was determined by counting the number of visited flowering plant species. The trophic niche breadth of bee species, in each area, was calculated using the Shannon-Wiener Diversity Index (Magurran 1988). To test if the trophic niche breadth will be larger in smaller fragments, a contingency analysis was performed. The bee assemblage was ordinated using a Canonical Correspondence Analysis (CCA) in order to identify patterns of bee abundance distribution and assemblage composition relative to: 1) tree abundance and diversity; 2) degree of fragment isolation; 3) fragment size and 4) degree of urbanization. The Monte Carlo test (ter Braak, 1986) was performed to verify the association of the bee assemblage to all parameters cited above. A linear regression was performed to test the relations of bee abundance to fragment number.

3. Results and Discussion

Were collected 6385 individuals of stingless bees of 22 species at the five studied fragments: 11 species at the ZF, 11 at the MP, 10 at the NHM, 11 at the SPAB and 7 at the ES. Besides the majority of collected species been common, were found some rare species (e.g., *Melipona quadrifasciata*, *Scaura* sp. and *Friesomiellita varia*). Only four stingless bee species were common to all five fragments and twelve species occurs only in one fragment. Higher bee abundance was found at the ZF (n=2928) and NHM (n=2134). This higher abundance was due to the high number of *Trigona spinipes* and *Tetragonisca angustula*. On the other hand, the ES presented the lowest stingless bee abundance (n=274). *T. spinipes* was the most abundant species (44% out 6385 individuals) followed by *T. angustula* (14% out 6385 individuals). There was a positive significant relation between the abundance of bee and frequency of occurrence ($r^2=0,413$, $p=0,0013$, $d.f.=21$), so that those more abundant bee species occurs in more fragments.

There was no difference in species richness between small and large fragments ($r^2=-0,27$, $p=0,73$, $d.f.=21$). However, the stingless bee species compositions changed from smaller to larger fragments. Smaller fragments tend to share more species than larger ones. The rare species and those with more specific habitat requirements occurred in larger fragments.

The most isolated fragments tends to have less bee species ($r^2=-0,87$, $p=0,05$, $d.f.=21$) and there was a positive association between niche breadth and fragment size ($X^2=9,326$, $p=0,0094$, contingency coef.=0.349). Species with smaller niche breadth tend to occur in smaller fragments, otherwise in larger fragments, both small and large niche breadth species occurs. This result does not support the prediction of hypothesis 2.

The first two axis of the CCA analysis explained 70.2% of the species abundance variance. The Monte Carlo test for species-environment correlations was significant ($p<0,05$) for the three axis. Thus, fragment size, degree of urbanization and tree richness in axis 1, and tree abundance in axis 2 affect bee species abundance. Smaller niche breadth bees, such as *M. quadrifasciata*, *Cephalotrigona capitata*, *Scaura* sp. and *Plebeia droryana*, showed a negative abundance correlation to fragment size, as observed in the contingency analysis. Other species as *T. spinipes*, *T. angustula*, *Trigona hialinata* and *Paratrigona lineata*, showed a positive correlation to the degree of urbanization of the matrix. Yet, *Nannotrigona testaceicornis* was highly influenced by tree abundance.

4. Conclusions

There was no increasing in stingless bee richness with increasing fragment size. Therefore, all five studied fragments support similar bee species richness.

Narrow trophic niche bees occurred more frequently in small fragments, on the other hand, bees with larger trophic niches occurred both in small and large ones. In the same way, species with specific habitat requirements, like *M. quadrifasciata* (that needs large cavities for nesting) occurred in larger than in smaller fragments.

Fragments surrounded by different levels of urbanization support different assemblages composition. These fragments surrounded by higher degree of urbanization areas support the more common and abundant species. Otherwise, fragments surrounded by less urbanized areas support rare species.

5. References

- Cottam, G. & Curtis, J.T. & Hale, W. 1953; **Some sampling characteristics of a population of randomly dispersed individuals. Ecology 34: 741-757.**
- Didham, R.K., Ghazoul, J., Stork, N.E., Davis, A.J. 1996. **Insects in fragmented forest: a functional approach. Trends in Ecology and Evolution. 11, 255-260.**
- Harrison, S., and Bruna, E. 1999. **Habitat fragmentation and large scale**

conservation: what we know for sure? *Ecography* 22(5) 225-232.

Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Benjamin/Cummings Menlo Park, CA.

Mac Arthur, R.H. and Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.

Matheson, A.; Buchmann, S.L.; O'Toole, C.; Westrich, P. & Williams, I. 1996. *The Conservation of Bees*. Linnean Society of London Symposium, Series n° 18.

Mc Intyre, N.E. Rango, J.; Fagan, W.F. & Faeth, S.H. 2001. *Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment*. *Landscape and Urban Planning* 52:257-274.

ter Braak, C. J. F. 1988. CANOCO – A FORTRAN Program for canonical community ordination by (Partial) (Detrended) (Canonical) correspondence analysis and redundancy analysis, version 2.1. Technical report LWA-88-2, TNO, Institute of Applied Computer Science, Wageningen.

Fenologia comparativa de duas espécies de anacardiaceae: *myracrodruon urundeuva* (aroeira) e *astronium fraxinifolium* (gonçalo-alves)

Yule Roberta Ferreira Nunes^a; Marcílio Fagundes^a, Rubens Manoel dos Santos^b, Ellen Bárbara Santos Domingues^b; Renata Lima Mendonça^b & Gislene Carvalho de Castro

^aDepartamento de Biologia Geral e ^bGraduação em Biologia, Universidade Estadual de Montes Claros/UNIMONTES (yuleroberta@aol.com)

1. Introdução

O entendimento da periodicidade de diversos fenômenos na vida da planta, das causas da ocorrência destes fenômenos em relação aos fatores bióticos e abióticos e das inter-relações entre as fases, caracterizadas por esses fenômenos, dentro de uma mesma ou de várias populações definem a fenologia (Lieth, 1974). Os estudos fenológicos tentam relacionar as diferentes fases do ciclo de vida e o processo reprodutivo das plantas, obtendo-se uma visão integrada dos determinantes deste processo (Janzen, 1967, Frankie e Baker, 1974). Assim, a precipitação, a temperatura, o fotoperíodo, a intensidade de radiação, a presença ou ausência de animais dispersores e predadores de frutos/sementes estão diretamente relacionados com as épocas de floração, frutificação, queda e brotamento de folhas (Morellato et al., 1992; Dias e Oliveira-Filho, 1996). Deste modo, a fenologia é considerada como um processo ativo de seleção, em que as diferentes estratégias de alocação de recursos nas diversas fases do ciclo de vida das plantas, propiciam taxas diferenciais de sucesso reprodutivo (Oliveira, 1998).

As observações fenológicas, quando obtidas de forma sistemática, reúnem informações sobre o estabelecimento das espécies, o período de crescimento e reprodução e a disponibilidade de recursos alimentares para os herbívoros (Morellato, 1992; Morellato e Leitão-Filho, 1992; Morellato, 1995). Entretanto, os estudos fenológicos de espécies nativas no Brasil ainda são escassos (veja Mantovani & Martins, 1988; Araújo et al., 1997; Oliveira, 1998; Talora e Morellato, 2000; Spina et al., 2001; Bulhão e Figueiredo, 2002; Pedroni et al., 2002). Além disto, a maioria desses estudos é feita para toda a comunidade, sendo analisada a soma de espécies florescendo ou frutificando em determinado momento, igualando populações com importância distinta e em diferentes estágios de desenvolvimento (Penhalber, 1995).

Assim sendo, devido à escassez de dados populacionais, este trabalho teve como objetivo conhecer os padrões fenológicos reprodutivos e vegetativos de uma população de *Astronium fraxinifolium* (gonçalo-alves) e de *Myracrodruon urundeuva* (aroeira), numa região de Mata Seca no Norte de Minas Gerais, relacionando estes padrões com as variações climáticas anuais.

2 - Métodos

O presente estudo foi realizado na Área de Preservação da COPASA, Município de Juramento, norte do Estado de Minas Gerais (16° 46' 20"S e 43° 39' 56"W). Esta reserva está localizada a 36 km da cidade de Montes Claros e compreende cerca de 3.100 hectares. A área compreende um mosaico vegetacional onde se observam vários aspectos fisionômicos do cerrado e da caatinga onde há um maior predomínio da mata seca - Floresta Estacional Decidual (Nunes et al., 2002). Nesta formação, *Astronium fraxinifolium* Schott e *Myracrodruon urundeuva* Fr. Allem. (Anacardiaceae) destacam-se entre as dez espécies mais importantes (Melo et al., 2000).

Para a quantificação das fenofases, foram marcados 20 indivíduos adultos de cada espécie, localizados em diferentes ambientes na área de estudo. As plantas foram selecionadas conforme suas boas condições fitossanitárias, além de apresentarem fuste retilíneo e copa abundante. Os indivíduos marcados foram identificados com placas de alumínio e visitados quinzenalmente entre o período de junho de 2001 (2ª quinzena) a março de 2003. Nestas visitas, foram observadas as fenofases de (1) floração, incluindo o início da formação de botões florais e a antese, até a queda de todas as flores; (2) frutificação, que consistiu na observação dos primeiros frutos até o final da dispersão das sementes; (3) enfolhamento, observado através do aparecimento de pequenas folhas com coloração diferenciada; e (4) desfolhamento, caracterizado pela queda das folhas, evidenciadas por meio de folhas caídas sob a copa das árvores, cicatrizes de folhas nos galhos e a presença de folhas amareladas avermelhadas na copa.

Para a quantificação dos eventos fenológicos foi utilizado o índice de atividade que é calculado através da porcentagem de indivíduos manifestando (presença ou ausência) determinado evento (Benke & Morellato 2002). Para relacionar os padrões fenológicos das espécies com as variações ambientais, foram obtidos dados de precipitação e temperatura médias quinzenais no período de estudo, na Estação Climatológica da COPASA, localizada na área de estudo. Para detectar a relação entre os diferentes fenômenos fenológicos e as variáveis ambientais foi utilizada a correlação de Kendall (Zar, 1996).

3. Resultados e Discussão

Fatores ambientais, principalmente, a intensidade da radiação solar, o comprimento do dia e a alternância entre períodos secos e úmidos influenciam o processo fisiológico reprodutivo das plantas (Monasterio e Sarmiento, 1976; Ramirez, 1991). A floração da aroeira apresentou correlação negativa com a precipitação ($Z = -4,878$; $p < 0,001$; $n = 43$) e com a temperatura ($Z = -3,973$; $p < 0,001$; $n = 43$). Este resultado indica que a floração ocorre em períodos secos e mais frios (estação seca do ano). Do mesmo modo, a frutificação variou com a quantidade de chuvas ($Z = -1,987$; $p < 0,05$; $n = 43$). Entretanto, a temperatura e a atividade de frutificação não apresentaram relações significativas. Assim, o período reprodutivo da espécie está concentrado no período seco do ano, anterior ao começo das chuvas. Estes resultados corroboram aqueles encontrados para espécies que apresentam dispersão anemocórica, que florescem e frutificam na estação seca, quando as condições favorecem a dispersão (Janzen, 1967; Jackson, 1978).

A frutificação do gonçalo-alves também variou conforme a quantidade de chuvas ($Z = 2,119$; $p < 0,05$; $n = 43$), na área de estudo. A espécie apresentou frutificação entre setembro e novembro/2001, com pico em outubro (85% dos indivíduos apresentaram esta fenofase) e agosto e setembro/2002, com pico em agosto (75% dos indivíduos). Foi observado que no ano de 2001 o período chuvoso começou em outubro e no ano de 2002 em setembro. Assim, a espécie aparentemente demonstra uma resposta ao início das chuvas, onde o maior número de indivíduos dispersa suas sementes. Assim, os resultados sugerem que o aumento da precipitação está relacionado com a produção e dispersão dos propágulos da espécie, no momento de

início das chuvas. Por outro lado, a floração do gonçalo-alves não apresentou correlações significativas com as variáveis ambientais.

As duas espécies estudadas apresentaram os mesmos padrões fenológicos vegetativos. O enfolhamento de *M. urundeuva* e de *A. fraxinifolium* variaram positivamente com o aumento da precipitação ($Z = 3,817$; $p < 0,001$; $n = 43$ e $Z = 2,921$; $p < 0,01$; respectivamente) e da temperatura ($Z = 2,915$; $p < 0,01$; $n = 43$ e $Z = 3,279$; $p < 0,01$; $n = 43$; respectivamente). Por outro lado, a diminuição da precipitação e da temperatura relacionou-se com o aumento da perda de folhas, tanto para a aroeira ($Z = -3,542$; $p < 0,001$; $n = 43$ e $Z = -12,738$; $p < 0,01$; $n = 43$; respectivamente) quanto para o gonçalo-alves ($Z = -3,764$; $p < 0,001$; $n = 43$ e $Z = -3,826$; $p < 0,001$; $n = 43$; respectivamente). A importância da influência do clima para a fenologia das folhas é reportada em vários estudos (van Schaik et al., 1993, Wright e van Schaik, 1994), sendo que o padrão de maior queda de folhas na estação seca, nas florestas tropicais, reflete a diminuição da disponibilidade de água no solo (bastante evidente em florestas estacionais decíduas) e o aumento da evapotranspiração (Wright e Cornejo, 1990).

Os padrões apresentados pelas espécies estudadas demonstram suas adaptações as condições ambientais extremas. Este fato é observado em regiões onde a sazonalidade climática, representada por períodos longos de déficit hídrico, é determinante na fenologia das espécies (Holbrook et al., 1995).

(Apoio: Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA S.A., Montes Claros)

4. Bibliografia

Araújo, G.M.; Rodrigues, L. A.; Ivizi, L. (1997). Estrutura fitossociológica e fenologia de espécies lenhosas de mata decídua em Uberlândia, MG. *In: Leite, L. L. & Saito, C. H. (eds.). Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado*. Universidade de Brasília, Brasília. p. 22-28.

Bencke, C.S.C.; Morellato, L.P.C. (2002). Comparação entre dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. *Revista Brasileira de Botânica* 25(3): 269-276.

Bulhão, C.F.; Figueiredo, P.S. (2002). Fenologia de leguminosas arbóreas em uma área de cerrado marginal no nordeste do Maranhão. *Revista Brasileira de Botânica* 25(3): 361-369.

Dias, H.C.T.; Oliveira-Filho, A.T. (1995). Fenologia de quatro espécies arbóreas de uma floresta estacional semidecídua em Lavras, MG. *Cerne* 2: 66-88.

Holbrook, N.M.; Whitbeck, J.L.; Mooney, H.A. (1995). Drought responses of neotropical dry forest trees. In: Bullock, S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge, New York. p. 243-276.

Jackson, J.F. (1978). Seasonality of flowering and leaf fall in a Brazilian neotropical lower montane moist forest. *Biotropica* 10: 38-42.

Frankie, G.W.; Baker, H.G. (1974). Comparative phenological studies of three in tropical lowland wet and dry forest sites of Costa Rica. *Journal of Ecology*. 62: 881-913.

Janzen, D.H. (1967). Synchronization of sexual reproduction of trees within the dry season in Central America. *Evolution* 21: 620-637.

Lieth, H. (1974). Purpose of a phenology book. In: H. Lieth (ed.). *Phenology and seasonality modeling*. Springer, Berlin. p 3-19

Mantovani, W.; Martins. F.R. (1988). Variações fenológicas das

espécies do cerrado da Reserva Biológica de Mogi Guaçu, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 11: 101-112.

Melo, G.A.; D'Angelo-Neto, S.; Rocha, I.D.F.; Miranda, A.A.; Fonseca, C.C.; Neri, A.V. (2000). *Caracterização fitossociológica das matas ciliares da represa da COPASA no Município de Juramento (MG)*. Relatório Técnico. UNIMONTES, Montes Claros. 27p.

Monasterio, M.; Sarmiento, G. (1976). Phenological strategies of plant species in the tropical savanna and semi-deciduous forest of the Venezuelan Llanos. *Journal of Biogeography* 3: 325-356.

Morellato, L.O.M. (1995). As estações do ano na floresta. *In: Morellato, L.P.C.; Leitão-Filho, H. F. (eds.). Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: reserva de Santa Genebra*. Ed. UNICAMP, Campinas. p. 37-41

Morellato, L.P.C. (1992). Sazonalidade e dinâmica de ecossistemas florestais de uma área florestal no sudeste do Brasil. In: Morellato, L.P.C. (org.) *História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil*. Ed. UNICAMP, Campinas. p 98-110

Morellato, L.P.C.; Leitão-Filho, H.F. (1992). Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: Morellato, L.P.C. (org.) *História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil*. Ed. UNICAMP, Campinas. p 111-138.

Nunes, Y.R.F.; Fagundes, M.; Melo, G.A.; Castro, G.C.; Pacheco, M.V.; Soares, M.P.; Mendonça, R.L.; Santos, R.M. (2002). *Germinação de sementes das espécies arbóreas mais importantes da Área de Reserva da Barragem do Rio Juramento*. Relatório Técnico. UNIMONTES, Montes Claros. 60p.

Oliveira, P.E. (1998). Fenologia e Biologia Reprodutiva de espécies do cerrado.. *In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. (orgs.). Cerrado: Ambiente e Flora*. Planaltina: Embrapa - CPAC, Brasília. p. 169-192

Pedroni, F.; Sanchez, M.; Santos, F.A.M. (2002). Fenologia de copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf. Leguminosae, Caesalpinioideae) em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 25(2): 183-194.

Penhalber, E.F. (1995). *Fenologia, chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em um trecho de mata em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. USP, São Paulo.

Ramirez, S.Z. (1991). Observaciones fitoecológicas en el Darien Colombiano II: aspectos fenológicos. *Perez-Arbelaezia* 3: 67-79.

Spina, P.A.; Ferreira, W.M. & Leitão-Filho, H.M. (2001). Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de brejo na região de Campinas (SP). *Acta Botânica Brasílica* 15(3): 349-368.

Talora, D.C. & Morellato, L.P.C. (2000). Fenologia de espécies arbóreas em florestas de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23(1): 13-26.

van Schaik, C.P.; Terborgh, J.W. ; Wright, S.J. (1993). The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. *Annual Review of Ecology and Systematic* 24: 353-377.

Wright, S.J.; F.H. Cornejo. (1990). Seasonal drought and leaf fall in a tropical forest. *Ecology* 77: 1165-1175.

Wright, S.J.; van Schaik, C.P. (1994). Light and the phenology of tropical trees. *The American Naturalist* 143: 192-199.

Zar, J. H. (1996). *Biostatistical analysis* 3rd edn. Prentice-Hall, New Jersey.