

# Estrutura e dinâmica de eco-unidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP

## Structure and dynamics of forest eco-units in a semideciduous seasonal forest fragment in Piracicaba region, São Paulo state, Brazil

Henrique E. M. Nascimento  
Virgílio Maurício Viana

---

**RESUMO:** Este trabalho descreve as mudanças na riqueza, diversidade e composição florística de espécies arbóreas de quatro eco-unidades (“capoeira baixa”, “capoeira alta tipo 1”, “capoeira alta tipo 2” e “mata madura”) identificadas a partir da técnica Avaliação Ecológica Rápida em um fragmento de floresta estacional semidecidual de 9,5 ha localizado em Piracicaba, SP. Dois diferentes períodos foram usados para duas diferentes classes de tamanho: um período de quatro anos (para os indivíduos  $\geq 5$  cm de DAP, 1991 e 1995) e um período de um ano (para os indivíduos  $\geq 50$  cm de altura e  $< 5$  cm de DAP, 1995 e 1996). Diferentes padrões de riqueza, diversidade e composição florística foram encontrados para cada eco-unidade em ambos os tempos e classes de tamanho analisados. Para os indivíduos adultos ( $\geq 5$  cm de DAP), em ambos os tempos, a riqueza e a diversidade foram maiores na “capoeira alta tipo 2” (CA2) e “mata madura” (MM) com relação à “capoeira baixa” (CB) e a “capoeira alta tipo 1” (CA1). Espécies pioneiras foram bem representadas na CB e CA1, espécies oportunistas na CA2 e espécies tolerantes e reprodutoras à sombra na MM. Para as arvoretas, a CB apresentou as menores densidade, riqueza e diversidade e foi bem constituída por espécies pioneiras e oportunistas. A CA1, embora com riqueza e diversidade semelhantes à CA2 e MM, apresentou menor densidade e foi bem constituída também por espécies pioneiras e oportunistas. Espécies tolerantes e reprodutoras à sombra, ao contrário, foram bem representadas na MM. Estes resultados mostram que as diferentes eco-unidades identificadas com o uso da Avaliação Ecológica Rápida refletem diferentes estados de conservação da estrutura florestal e, portanto, podem ser usadas para definir estratégias de restauração em fragmentos de floresta estacional semidecidual.

**PALAVRAS-CHAVE:** Dinâmica, Eco-unidades, Fragmento florestal, Espécies arbóreas tropicais, Floresta estacional semidecidual

**ABSTRACT:** This paper describes changes in richness, diversity and floristic composition of tree species of four forest eco-units (“low capoeira”, “high capoeira type 1”, “high capoeira type 2” and “mature forest”) identified through the Rapid Ecological Assessment procedure in a semideciduous seasonal forest fragment of 9.5 ha in Piracicaba region, São Paulo State, Brazil. Two different periods were used for two different size classes to evaluate these changes: a 4-yr period (for individuals  $\geq 5$  cm DBH, 1991 and 1995) and 1-yr period (for individuals  $\geq 50$  cm

of height and < 5 cm DBH, 1995 and 1996). Different patterns of floristic composition, richness and diversity were found for each eco-unit, for both times and size classes analysed. For adults, in both times, richness and diversity were higher in both “high capoeira type 2” and “mature forest” in relation to “low capoeira” and “high capoeira type 1”. Pioneer species were well represented in both “low capoeira” and “high capoeira type 1”, gap-opportunistic species in “high capoeira type 2”, shade-tolerant canopy species and shade-tolerant understory species in “mature forest”. For saplings, density, richness and diversity were lower in “low capoeira” and this eco-unit was well represented by pioneer and gap-opportunistic species. In “high capoeira type 1”, in despite of the same richness and diversity of “high capoeira type 2” and “mature forest”, had lower density and was well represented by pioneer and gap-opportunistic species. Unlike, shade-tolerant canopy species and shade-tolerant understory species were well represented in “mature forest”. These results show that the different eco-units identified through the Rapid Ecological Assessment show different of forest structures in a fragment and thus can be used in defining conservation strategy and management of semideciduous seasonal forest fragments.

**KEYWORDS:** Forest dynamics, Forest eco-units, Forest fragment, Tropical tree species, Semideciduous seasonal forest, Brazil

---

## INTRODUÇÃO

Os processos dinâmicos que ocorrem em florestas tropicais produzem, através do tempo, uma estrutura de grande heterogeneidade espacial, em que a densidade, área basal, altura e abertura do dossel variam a curtas distâncias (Lieberman et al., 1989; Whitmore, 1989; Lieberman e Lieberman, 1994). Essa heterogeneidade é resultado do regime de distúrbios e do subsequente processo de sucessão secundária (Martinez-Ramos, 1985; Denslow, 1987). As florestas tropicais, neste sentido, são caracterizadas como um mosaico composto por manchas de diferentes idades ou estádios sucessionais, conceito inicialmente proposto por Aubréville em 1938 (Richards, 1979).

Oldeman (1983, 1989) considerou a floresta tropical como um mosaico constituído por eco-unidades de diferentes tamanhos e composição de espécies. As eco-unidades são identificadas a partir da combinação de dois parâmetros: a sua área (eco-unidades pioneiras, secundárias e primárias ou maduras) e arquitetura das árvores (eco-unidades em inova-

ção, crescimento, equilíbrio e degradação), resultando, então, em vários tipos de eco-unidades que compõem o mosaico silvático (Oldeman, 1989).

Em função do processo acelerado de degradação e fragmentação das florestas tropicais em todo o mundo, e a busca de alternativas para o seu manejo e recuperação, há necessidade veemente de utilização de métodos que avaliem o estado de conservação destas florestas. A Avaliação Ecológica Rápida (REA - rapid ecological assessment) é um método diagnóstico utilizado para inferir sobre o estado de conservação de florestas naturais baseado em usos de indicadores, tais como características da estrutura florestal e luminosidade (Abate, 1992; Koop et al., 1994). A Avaliação Ecológica Rápida pressupõe que i) os indicadores escolhidos devem permitir que o método seja constante ao longo de todo o trabalho de diagnóstico, ii) os indicadores devem fornecer dados relevantes, ou seja, refletir os diferentes graus de conservação, e iii) que o método possa ser facilmente utilizado por pessoas sem

conhecimentos teóricos (Koop et al., 1994). Isto implica que os indicadores utilizados na Avaliação Ecológica Rápida possam ser facilmente reconhecíveis. O principal objetivo da Avaliação Ecológica Rápida é a redução do tempo e do custo para a avaliação do estado de conservação de áreas de interesse, sem a necessidade, portanto, de inventários detalhados (Abate, 1992; Koop et al., 1994).

Atualmente, o conceito de eco-unidades vem sendo empregado por alguns autores com modificações, em função da utilização da Avaliação Ecológica Rápida. Estas modificações objetivam um diagnóstico mais rápido e simples, seja do ponto de vista de caracterização do estado de conservação e degradação de florestas naturais, ou seja para a avaliação de diferentes sistemas de manejo florestal (Koop et al., 1994; Tabanez, 1995; Viana e Tabanez, 1996; Viana et al., 1997; Uhl et al., 1997; Vidal et al., no prelo). Estas modificações em geral simplificam o conceito mais amplo de eco-unidades proposto por Oldeman.

A floresta estacional semidecidual do interior do Estado de São Paulo é um exemplo claro do processo de degradação e fragmentação de ecossistemas tropicais no mundo. A fragmentação deste ecossistema iniciou-se há várias décadas e os pequenos e isolados fragmentos que ainda restam sofrem, ao longo desses vários anos, as conseqüências peculiares advindas da própria fragmentação florestal e, além disso, experimentam os efeitos da paisagem na qual estão inseridos: incêndios periódicos, caça e agrotóxicos advindos de práticas agrícolas (Viana, 1995). A Avaliação Ecológica Rápida permitiu caracterizar nestes fragmentos a existência de diferentes eco-unidades, que indicam diferentes graus de conservação da estrutura florestal que ocorrem dentro de um determinado fragmento florestal (Tabanez, 1995; Viana e Tabanez, 1996; Viana et al., 1997). Estes autores identificaram quatro eco-unidades, as quais denominaram de capoeira baixa,

bambuzal, capoeira alta e mata madura. A capoeira baixa é uma eco-unidade semelhante a clareiras naturais, sem ou com poucas árvores, mas geralmente coberta por cipós e arbustos escandentes. Esta é a eco-unidade mais degradada, com vegetação arbórea menos desenvolvida. Bambuzal é uma eco-unidade caracterizada pelo domínio de espécies de bambu de aproximadamente 5 cm de DAP e baixa densidade de espécies arbustivo-arbóreas. A capoeira alta é uma eco-unidade com vegetação arbórea relativamente desenvolvida, sem um dossel contínuo, presença de cipós na maioria das árvores e também com sub-bosque dominado por cipós. A mata madura é caracterizada por uma vegetação mais desenvolvida, com dossel contínuo a 20-25 metros de altura, presença de indivíduos arbóreos emergentes e baixa população de cipós.

Ainda poucas informações quantitativas sobre a estrutura e a dinâmica de populações arbóreas de eco-unidades em fragmentos de floresta estacional semidecidual estão disponíveis a fim de validar o uso da Avaliação Ecológica Rápida como uma técnica que pode definir diferentes estados de conservação da estrutura florestal em um fragmento de floresta. Neste trabalho identificamos as eco-unidades presentes em um fragmento de 9,5 ha e apresentamos os resultados obtidos de um estudo de quatro anos de acompanhamento analisados com relação à estrutura e dinâmica de eco-unidades.

Dessa forma, o estudo foi organizado a fim de responder às seguintes questões: i) as características da estrutura da vegetação utilizadas para definir as eco-unidades, também refletem diferenças na composição, riqueza e diversidade de espécies arbóreas nas diferentes eco-unidades? ii) como a composição, riqueza e diversidade de espécies arbóreas variam no tempo nas diferentes eco-unidades? iii) baseada nos resultados, a identificação de eco-unidades com o uso da Avaliação Ecológica Rápi-

da, é uma forma rápida de definir diferentes estados de conservação dentro de um fragmento florestal? A nossa hipótese é que as eco-unidades aqui identificadas apresentam composição e diversidade de espécies diferenciadas e,

portanto, o uso da Avaliação Ecológica Rápida é um método viável para a identificação de diferentes estados de conservação em fragmentos de floresta estacional semidecidual.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Caracterização da área*

O município de Piracicaba localiza-se na depressão periférica do Estado de São Paulo, em região de relevo suavemente ondulado, com altitude em torno de 500 metros, próximo das coordenadas 22° 47'S e 47° 49'W. Segundo levantamento feito no Departamento de Meteorologia da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ/USP), para o período de 1990-1996, a pluviosidade média anual é de cerca 1430 mm, distribuídas irregularmente durante o ano: o período de maior precipitação coincide com o período mais quente, de outubro a março (média de 184 mm), e o período de menor precipitação coincide com o período mais frio, de abril a setembro (média de 50 mm). A temperatura média do período mais quente foi de 25° C e do período mais frio, 17° C, para o intervalo de 1990 a 1996.

A vegetação natural predominante da região é a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1992). Caracteriza-se pela mistura de espécies caducifólias, que perdem suas folhas no período seco, e perenifólias.

A região de Piracicaba está atualmente dominada pela monocultura da cana-de-açúcar, onde a vegetação original foi reduzida a pequenos fragmentos. Apenas 2,1% da cobertura florestal nativa ainda persiste, distribuídos em cerca de 102 fragmentos, sendo que os pequenos fragmentos (menores que 50 ha) compreendem 89,9% do total (Viana et al., 1997).

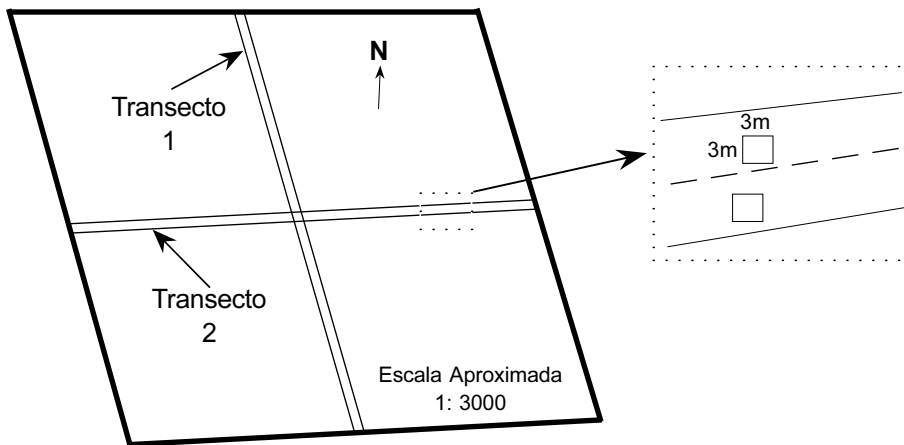
### *Descrição da área experimental*

O fragmento em estudo está localizado dentro do Campus da ESALQ/USP. Sua área é de aproximadamente 9,5 ha. Esta floresta é uma área de reserva da ESALQ, conhecida como Mata do Pomar, situando-se à margem direita do rio Piracicamirim. Em mapa datado de 1894, este fragmento era parte de uma área maior de floresta, que progressivamente foi sendo derubada em diferentes épocas para dar lugar às culturas de café, cana-de-açúcar e algodão e à instalação dos edifícios da ESALQ (Catharino, 1989).

Resgatando o histórico da Mata do Pomar, verificou-se que este fragmento sofreu, nas três últimas décadas, dois grandes incêndios, tendo o último ocorrido entre 15 e 20 anos atrás, queimando cerca de 20-30% de sua área, além de ter havido extração seletiva de madeira em passado relativamente recente, há cerca de 30 anos (Tabanez et al., 1997).

### *Obtenção dos dados*

Os dados usados neste trabalho foram obtidos através de dois transectos perpendiculares entre si, com 10 metros de largura, estabelecidos de uma borda à outra do fragmento (figura 1). Os dois transectos correspondem à uma área amostral de 5.805 m<sup>2</sup>, ou 6,3% da área total do fragmento.



**Figura 1.** Croqui da Mata do Pomar mostrando a localização dos dois transectos e as parcelas de 3 X 3 m. (Map of Mata do Pomar fragment showing the location of two 10-m wide transects and the 9-m<sup>2</sup> plots)

No ano de 1991, todas as árvores, presentes nestes transectos, com diâmetro do caule a 1,3 m do solo (DAP) igual ou superior a 5 cm foram mapeadas, etiquetadas, identificadas, e tiveram seus DAP's medidos. Os resultados deste primeiro levantamento são encontrados em Tabanez et al. (1997). Em 1995, todas as árvores anteriormente existentes foram novamente medidas, os novos ingressos tiveram medidos seus DAP's, etiquetados, mapeados

e identificados e o número de indivíduos mortos foi obtido.

Após o segundo levantamento (1995), foi feita a identificação das eco-unidades. A identificação consistiu de caminhadas ao longo dos transectos. Os indicadores que foram utilizados para identificar as diferentes eco-unidades são mostrados na Tabela 1. Cada transecto pode conter diferentes números de trechos correspondentes às diferentes eco-unidades. Para

**Tabela 1.** Características e suas respectivas categorias usadas para identificar as diferentes eco-unidades em fragmentos de floresta estacional semidecidual.

(Characteristics and their respective categories used to identify the different eco-units in semideciduous seasonal forest fragments)

Características	Eco-unidade			
	Capoeira Baixa (CB)	Bambuzal (BB)	Capoeira Alta (CA)	Mata Madura (MM)
Número de árvores de grande porte (> 15 m de altura)	baixa	baixa	média	alta
Densidade Arbórea (> 5 cm DAP)	baixa	média	alta	alta
Dossel	não contínuo	não contínuo	não contínuo	contínuo
Luminosidade	alta	média	média	baixa
Densidade e Cobertura Foliar de Cipós	alta	baixa	média	baixa
Densidade de bambus	baixa	alta	baixa	baixa

obter a área de cada trecho, multiplicou-se o comprimento do trecho pela largura do transecto. O mapeamento dos indivíduos nos dois levantamentos (1991 e 1995) permitiu saber em que eco-unidade cada indivíduo se encontrava.

Após a identificação das eco-unidades, passou-se à alocação de parcelas de 3 X 3 m para o levantamento de arvoretas. Instalaram-se sistematicamente, em intervalos regulares, 55 parcelas distantes 1 metro da picada que divide os transectos ao meio (figura 1). O número de parcelas para cada eco-unidade variou de acordo com a área ocupada por cada eco-unidade nos transectos. Nessas parcelas, todos os indivíduos arbóreos com altura superior a 50 cm e DAP inferior a 5 cm foram levantados em dois períodos. O primeiro levantamento foi realizado em dezembro de 1995 e o segundo, em dezembro de 1996, correspondendo a um intervalo de 1 ano.

### Análise dos dados

Para as eco-unidades identificadas a partir da Avaliação Ecológica Rápida, calculamos a área basal ( $m^2/ha$ ), densidade (No. indivíduos/ha) e área basal média por indivíduo ( $cm^2/\text{árvore}$ ). A partir destas variáveis, fizemos uma análise de agrupamento das eco-unidades, utilizando o método da média de grupo (UPGMA) e a Distância Euclidiana Média como coeficiente de dissimilaridade. O programa "Cluster.bas" desenvolvido por Ludwig e Reynolds (1988) foi utilizado nesta análise.

Um problema que freqüentemente surge em comparar diferentes comunidades com relação ao número de espécies é que nem sempre é possível assegurar o mesmo tamanho amostral, já que o número de espécies é muito sensível com o aumento da amostra (Magurran, 1988). Como cada eco-unidade apresenta diferentes áreas dentro do fragmento, então a

comparação da riqueza de espécies entre elas torna-se imprecisa. Dessa forma, comparamos a riqueza de espécies entre as eco-unidades, utilizando um método estatístico conhecido por rarefação ("rarefaction"). Este método permite estimar o número esperado de espécies em amostras de tamanho comum, com o mesmo número de indivíduos, sendo considerado como um índice que avalia a riqueza de espécies em diferentes situações (Ludwig e Reynolds, 1988; Magurran, 1988; Krebs, 1989). A solução é dada pela seguinte equação:

$$E(S_n) = \sum \left\{ 1 - \left[ \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right] \right\}$$

onde:

$E(S_n)$  = número esperado de espécies em uma amostra padrão com  $n$  indivíduos.

$n$  = valor do tamanho da amostra ( $n^\circ$  indivíduos) escolhido para padronização.

$N_i$  = número de indivíduos da  $i_{th}$  espécie.

$N$  = número total de indivíduos registrados =  $\sum N_i$ .

Os resultados do número esperado de espécies nas diferentes eco-unidades foram obtidos com o uso do programa "Rarefact.bas" desenvolvido por Ludwig e Reynolds (1988).

A diversidade de espécies, que considera não só a riqueza de espécies como também a abundância proporcional entre as espécies, é medida por vários índices. Neste trabalho utilizamos o índice de diversidade de Simpson. Este índice apresenta uma baixa sensibilidade ao tamanho da amostra, conseqüência da maior importância em relação à abundância das espécies mais comuns e menor sensibilidade à riqueza de espécies (Ludwig e Reynolds, 1988; Magurran, 1988). A solução é dada pela seguinte equação:

$$\lambda = p_i^2$$

onde:

$p_i$  = proporção de indivíduos da  $i_{th}$  espécie na comunidade.

Quanto maior o valor de  $\lambda$  menor a diversidade. Portanto, este índice é usualmente expresso como  $1/\lambda$ , que, desta forma, indicará que quanto menor o valor, menor será a diversidade e vice-versa. (Magurran, 1988)

As espécies encontradas no fragmento foram agrupadas em categorias sucessionais segundo a classificação proposta por Viana (1989), que agrupou as espécies em pioneiras, oportunistas, tolerantes e reprodutoras à sombra. As pioneiras são espécies que normalmente têm sementes de grande longevidade e que exigem a formação de clareiras para germinação e dependem destas durante todo o seu ciclo de vida. As oportunistas são espécies com sementes que não requerem clareiras para germinar, com plântulas que sobrevivem à sombra, mas que dependem de aberturas do dossel para atingir o estágio reprodutivo. As tolerantes têm sementes que também não necessitam de clareiras para germinar, as plântulas podem crescer até o estágio juvenil sem a presença de clareiras, mas dependem destas para alcançar o estágio reprodutivo. As reprodutoras à sombra têm sementes que não necessitam de clareiras para germinar, crescem até o estágio adulto sob sombra e se reproduzem nesta mesma condição.

As espécies foram enquadradas nestas categorias sucessionais baseado no enquadramento em outras categorias realizado por diversos autores e por observações de campo. É importante salientar que esta não é uma classificação definitiva, sendo apenas uma tentativa de comparar as diferentes eco-unidades em relação à proporção de cada grupo ecológico. A pequena quantidade de informações sobre a biologia de muitas espécies tropicais limita o enquadramento preciso das espécies

em grupos ecológicos, o que tem resultado em classificação diferenciada entre autores para algumas espécies.

Dividiu-se a densidade e a área basal de cada grupo ecológico pela a densidade total e a área basal total de cada eco-unidade, a fim de se comparar as diferentes eco-unidades com respeito à abundância e dominância, respectivamente, de cada grupo ecológico. Ambas, abundância e dominância, retratam a quantidade do espaço físico utilizado pelas espécies, sendo que cada uma tende a dar maior importância de acordo com o tamanho da planta adulta (Batista, 1994). Dessa forma, densidade é mais importante com respeito às espécies de pequeno porte, tais como as espécies reprodutoras à sombra, enquanto que a área basal o é para as espécies oportunistas e tolerantes.

Assumiu-se que as frequências esperadas de cada grupo ecológico, em termos de abundância, são proporcionais à área ocupada por cada eco-unidade. Aplicou-se, então, o teste de frequências G ("goodness of fit") para testar se a distribuição das frequências observadas dos grupos ecológicos nas diferentes eco-unidades se ajustam à distribuição das frequências esperadas (Sokal e Rohlf, 1981). Esta análise foi feita tanto para os indivíduos adultos ( $\geq 5$  de DAP) quanto para as arvoretas.

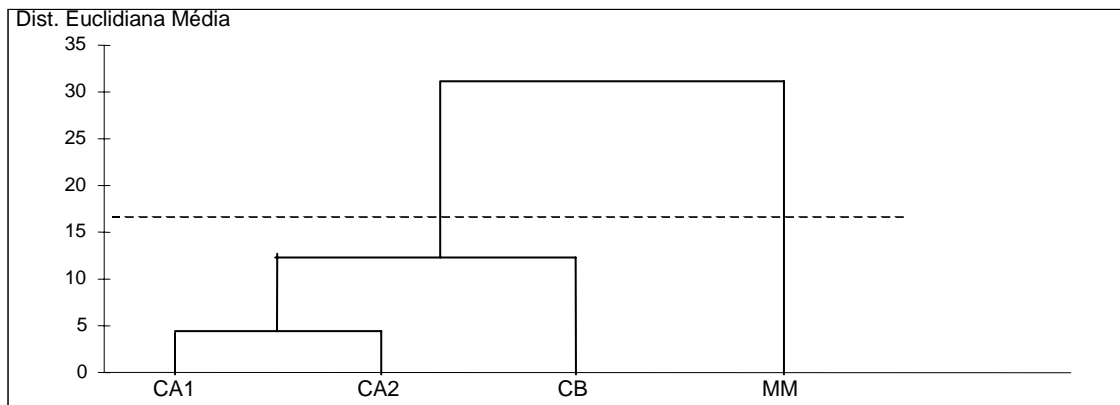
Para as densidades obtidas no levantamento das arvoretas, utilizou-se a análise de variância não-paramétrica de Kruskal-Wallis, seguida pelo teste de médias não-paramétrico de Wilcoxon, a fim de comparar as diferentes eco-unidades com relação à densidade de arvoretas. Este tipo de análise estatística é uma forma alternativa de análise, já que os dados não obedeceram às pressuposições obrigatórias de uma análise de variância paramétrica (Sokal e Rohlf, 1981).

## RESULTADOS

### Definição das eco-unidades

A Mata do Pomar, em função das perturbações antrópicas, especialmente os incêndios ocorridos recentemente, apresenta densidade alta de duas espécies pioneiras, *Bauhinia forficata* e *Aloysia virgata*, que foram beneficiadas por essas perturbações. Em determinados trechos ocorre uma densidade mais acentuada dessas espécies, que puderam ser facilmente reconhecidas durante a Avaliação Ecológica Rápida. Assim, além das quatro eco-unidades já propostas, está sendo proposta aqui uma subdivisão da eco-unidade capoeira alta, representativa dessas áreas. Então, para este estudo, a capoeira alta propriamente dita (CA) passa então a ser denominada de capoeira alta tipo 2 (CA2) e a nova eco-unidade, denominada de capoeira alta tipo 1 (CA1), apresenta uma fisionomia semelhante à CA2. O que diferencia ambas é a densidade destas duas espécies. Desse modo, a inclusão de mais um indicador (densidade de espécies pioneiras) na Avaliação Ecológica Rápida poderá ser sugerida futuramente.

A análise de agrupamento representada pelo dendrograma abaixo (Figura 2) demonstra que a identificação qualitativa de eco-unidades pode ser explicada a partir de algumas características, com o uso da Avaliação Ecológica Rápida. Essas características, em termos quantitativos, são mostradas na Tabela 2. Dois grupos estão claramente separados: o grupo 1, formado pela mata madura (MM) e grupo 2, formado pelas eco-unidades mais degradadas, capoeira baixa (CB), capoeira alta tipo 1 (CA1) e capoeira alta tipo 2 (CA2) (Figura 2). Dentro deste segundo grupo, apesar da baixa distância de similaridade, a CB diferencia-se da CA2 e CA1. Nesta análise de agrupamento utilizaram-se as seguintes variáveis: área basal, área basal média por indivíduo e densidade. No entanto, observa-se na Tabela 2 que a área basal apresenta semelhante amplitude de variação da CB para a CA2 e CA1 e da CA2 e CA1 para a MM, e a área basal por indivíduo apresenta variação relativamente alta entre as eco-unidades, tendo ambas um alto poder



**Figura 2.** Dendrograma do agrupamento das eco-unidades definidas a partir da Avaliação Ecológica Rápida. Esta análise de agrupamento foi realizada com o uso das variáveis mostradas na tabela 2, relativo ao ano de 1995.

(Dendrogram of the cluster of the eco-units defined through Rapid Ecological Assessment in the Mata do Pomar fragment. This cluster analysis was realized from variables showed in the table 2, for 1995)



discriminatório quando comparadas à densidade que tem valores pouco discriminatórios. Conforme Bassab et al. (1990), o fator que mais influencia o resultado de uma análise de agrupamento é, indiscutivelmente, a escolha de variáveis, sendo desejável que estas sejam discriminatórias e relevantes ao problema, devendo ser eliminadas aquelas que não o são. Consequentemente, a inclusão de outras variáveis discriminatórias não utilizadas, como por exemplo, cobertura foliar devido a cipós e intensidade luminosa, resultaria numa expectativa de agrupamentos mais definidos das eco-unidades (distâncias maiores), através desse método de quantificação multivariada.

As eco-unidades variaram em suas extensões, sendo a metade da área ocupada pela CA1 (Tabela 2). A eco-unidade bambuzal não foi encontrada.

**Estrutura e dinâmica das eco-unidades para indivíduos  $\geq 5$  cm de DAP**

**Riqueza e diversidade em 1991 e 1995**

As diferenças na riqueza de espécies entre as eco-unidades podem ser constatadas pelo número esperado de espécies para ambos os anos (Tabela 3). Em 1991 e 1995, adotaram-se os números padrões de 57 indivíduos e de 55 indivíduos, respectivamente, que são referentes ao número mínimo de indivíduos obtido pela CB. Para a CA1, em ambos os anos, o número esperado de espécies caiu bruscamente, ficando próximo da CB. Ao contrário, para a CA2 e MM, a queda do número esperado de espécies foi mais suave. Estas variações no número esperado de espécies entre as eco-unidades são

**Tabela 2.** Percentual de área ocupada e mudanças em área basal ( $m^2/ha$ ), densidade (No. Indivíduos/ha) e área basal média por indivíduo (ABI –  $cm^2/\text{árvore}$ ) para árvores  $\geq 5$  cm de DAP nas 4 eco-unidades entre 1991 e 1995. Números entre parênteses refere-se ao número de trechos de cada eco-unidade nos 2 transectos.

(Percentage of the total area sample and changes in basal area ( $m^2/ha$ ), densidade (No. Individuals/ha) and basal area per tree (ABI –  $cm^2/\text{árvore}$ ) for trees  $\geq 5$  cm DBH in the 4 eco-units between 1991 and 1995. Figures in brackets are number of intervals of each eco-unit in the two transects)

Eco	Área Ocupada	Área Basal		Densidade		ABI	
	(%)	1991	1995	1991	1995	1991	1995
CB	12,45 (2)	3,90	4,49	734,34	706,65	49,57	54,23
CA1	52,05 (3)	8,46	11,72	1019,9	1190,43	84,88	101,35
CA2	19,29 (3)	10,49	12,92	949,14	1228,57	149,18	151,62
MM	16,19 (2)	27,07	32,87	801,87	893,10	339,99	351,90

**Tabela 3.** Número total de indivíduos e de espécies, número esperado de espécies ( $E(S_n)$ ) e índice de diversidade de Simpson ( $1/\lambda$ ) nas 4 eco-unidades em 1991 e 1995.

(Total number of individuals and species, expected number of species ( $E(S_n)$ ) and Simpson diversity index ( $1/\lambda$ ) in the 4 eco-units in 1991 and 1995).

Eco	No. total indivíduos		No. total espécies		$E(S_{57})$	$E(S_{55})$	$1/\lambda$	
	1991	1995	1991	1995	1991	1995	1991	1995
CB	57	55	11	12	11	12	5,0	4,2
CA1	302	354	31	31	15	13	5,9	4,7
CA2	81	112	29	29	24	21	15,4	12,9
MM	74	87	24	24	23	21	16,9	13,8

explicadas pelo índice de diversidade de Simpson (Tabela 3). Como relatado acima, este índice apresenta uma maior importância com respeito à abundância das espécies mais comuns, sendo menos sensível à riqueza de espécies. Portanto, embora o número total de espécies na CA1 tenha sido quase três vezes o número total de espécies na CB em ambos os anos, os índices de Simpson estão próximos e apresentam valores muito baixos comparativamente à CA2 e MM.

#### **Composição, abundância e dominância dos grupos ecológicos em 1991 e 1995**

As espécies pioneiras e oportunistas perfizeram o maior número de espécies, com 16 e 21 espécies, compreendendo 32% e 42% do total das espécies, respectivamente. O grupo das tolerantes foi o mais pobre, sendo representado por apenas 5 espécies.

As eco-unidades diferenciam-se bastante quanto à composição de espécies (Tabela 4). A CB e CA1 foram bem representadas por espécies pioneiras e oportunistas, com 72,8% e 80% do total de espécies em 1991 e 100% e 86,7% em 1995, respectivamente. A CA1, particularmente, abrangeu 11 das 16 espécies pioneiras e 15 das 21 espécies oportunistas registradas. Ao contrário, na MM houve um maior número de espécies tolerantes e reprodutoras à sombra, embora as espécies oportunistas tenham

sido mais numerosas, que é explicado pelo número superior destas espécies comparativamente ao número de espécies tolerantes. Esta eco-unidade conteve 4 espécies tolerantes e 7 espécies reprodutoras à sombra, do total de 5 espécies tolerantes e 8 espécies reprodutoras à sombra registradas. A CA2, embora apresentasse riqueza e diversidade de espécies semelhante à MM, teve mais espécies pioneiras e oportunistas comparativamente à MM. Ambas, CB e CA1, apresentaram seis novas espécies oportunistas, ao passo que três espécies tolerantes e duas espécies reprodutoras à sombra desapareceram dessas eco-unidades no período (tabela 4).

A representatividade das espécies pioneiras e oportunistas na CB e CA1 pode ser sentida não apenas em número de espécies, mas pelo fato destas espécies, especialmente as pioneiras, serem responsáveis pela elevada abundância e dominância nestas eco-unidades em 1991 e 1995 (Figura 3, Tabela 5). As espécies pioneiras compreenderam 86% e 84% da densidade total e 69% e 74% da área basal total da CB, em 1991 e 1995, respectivamente. Na CA1, essas espécies compreenderam 76% e 77% da densidade total e 60% e 64% da área basal total.

As espécies tolerantes e reprodutoras à sombra foram melhor representadas na MM, com relação à abundância para as espécies reprodutoras (Tabela 5) e dominância para as

**Tabela 4.** Percentual de espécies de cada grupo ecológico nas 4 eco-unidades em 1991 e 1995. Números entre parênteses refere-se ao número absoluto de espécies.

(Percentage of species of each ecological group in the 4 eco-units in 1991 and 1995. Figures in brackets are absolute number of species)

Eco	Pioneiras		Oportunistas		Tolerantes		Rep. à Sombra	
	1991	1995	1991	1995	1991	1995	1991	1995
CB	36,4(4)	33,3(4)	36,4(4)	66,7(8)	18,2(2)	0	9,1(1)	0
CA1	36,7(11)	36,7(11)	43,3(13)	50,0(15)	3,3(1)	0	16,7(5)	13,3(4)
CA2	25,0(7)	24,1(7)	46,4(13)	48,3(14)	7,1(2)	6,9(2)	21,4(6)	20,7(6)
MM	17,4(4)	17,4(4)	34,8(8)	34,8(8)	17,4(4)	17,4(4)	30,4(7)	30,4(7)

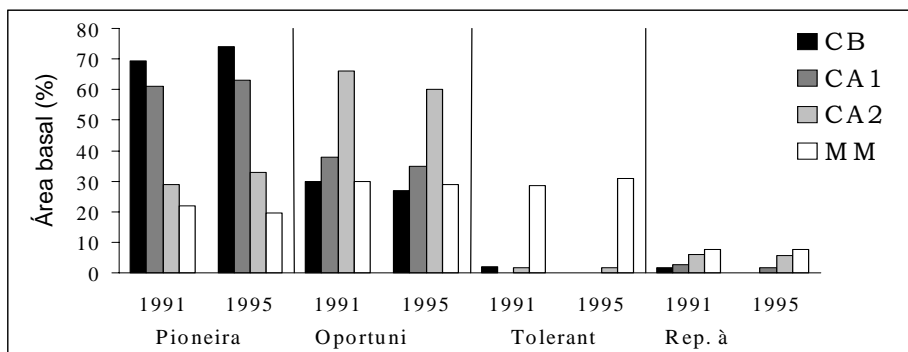
**Tabela 5.** Densidade relativa de cada grupo ecológico nas 4 eco-unidades em 1991 e 1995. Número entre parênteses refere-se ao número de indivíduos por hectare. Os valores de G são mostrados para os 4 grupos em ambos os anos ( $P < 0,01$ ).

(Relative density of each ecological in the 4 eco-units. Figures in brackets are the number of individuals per hectare. G values are shown for the 4 groups ( $P < 0.01$ ).

Eco	Pioneiras		Oportunistas		Tolerantes		Rep. à Sombra	
	1991	1995	1991	1995	1991	1995	1991	1995
CB	85,9 (680,5)	83,6 (638,9)	7,0 (55,55)	16,4 (125,0)	3,5 (27,8)	0	3,5 (27,8)	0
CA1	75,8 (757,7)	76,6 (896,7)	19,9 (198,5)	19,8 (231,6)	0,3 (3,3)	0	3,31 (33,0)	2,54 (29,8)
CA2	43,2 (312,5)	45,5 (455,5)	37,0 (267,9)	41,1 (410,7)	3,7 (26,8)	3,6 (35,7)	13,6 (98,2)	9,8 (98,2)
MM	26,7 (202,1)	35,3 (319,15)	29,7 (234,04)	27,1 (244,7)	10,8 (85,10)	10,6 (95,74)	29,7 (234,0)	27,1 (244,7)
G	63,46	50,37	13,53	15,67	17,41	20,84	32,76	43,86

tolerantes (Figura 3). Apenas 8 e 9 indivíduos das espécies tolerantes obtiveram o mesmo percentual de área basal quando comparado aos 22 e 23 indivíduos das espécies oportunistas presentes nesta eco-unidade em 1991 e 1995, respectivamente (Figura 3). Ao contrário, as espécies oportunistas foram responsáveis pela maior ocupação do espaço na CA2, revelado pela alta abundância e dominância destas espécies (Figura 3, Tabela 5). De fato, em termos de abundância, as distribuições observadas dos grupos ecológicos diferiram das distribuições esperadas entre as eco-unidades, para ambos os períodos (Teste G,  $P < 0,01$ , Tabela 5).

Das onze espécies pioneiras identificadas na CA1, apenas quatro delas perfizeram 71,85% do total de indivíduos em 1991. Dessas quatro espécies, *Aloysia virgata* e *Bauhinia forficata*, que serviram para definir a CA1, totalizaram 30,79% e 22,52% dos indivíduos, respectivamente, seguida por *Urera baccifera* com 10,26% e *Trema micrantha* com 8,28%. Estas mesmas espécies também foram as responsáveis pela alta densidade na CB, totalizando 85,97% dos indivíduos em 1991. Da mesma forma, com exceção de *T. micrantha*, que teve sua população drasticamente reduzida no período, as outras três espécies continuaram sendo as responsáveis pelas altas densidades em ambas as eco-



**Figura 3.** Área basal relativa de cada grupo ecológico nas 4 eco-unidades em 1991 e 1995. (Relative basal area of each ecological group in the 4 eco-units for trees  $\geq 5$  cm DBH, in 1991 and 1995)

unidades em 1995. Na CA1, 72,11% dos indivíduos foram destas três espécies e na CB, 81,82%, para 1995. Este fato, portanto, corrobora com as estimativas do número esperado de espécies e de diversidade para a CA1 e CB mostrados acima. Na CA2, estas espécies foram responsáveis por 39,5% e 41,08% e na MM, 24,32% e 26,44% da densidade total em 1991 e 1995, respectivamente.

O número de indivíduos recrutados na CB e CA1 deveu-se somente às espécies pioneiras e oportunistas, com maior intensidade para as espécies pioneiras (Tabela 6). Apenas 1 indivíduo de uma espécie reprodutora à sombra (*Chrysophyllum gonocarpum*) recrutou na CA1 no período. O alto recrutamento de espécies pioneiras em ambas eco-unidades foi também devido principalmente à *Aloysia virgata* e *Bauhinia forficata*. Apenas estas duas espécies contribuíram com 68,18% e 68,86% do recrutamento total na CB e CA1, respectivamente. A MM e CA2 se diferenciaram da CB e CA1 por apresentarem recrutamento de espécies tolerantes e reprodutoras à sombra, embora tenha havido recrutamento maior para as espécies pioneiras e oportunistas na CA2 e MM (Tabela 6). A influência de outras eco-unidades na área limite com a MM influenciou o recrutamento de espécies pioneiras nesta eco-unidade. No entanto, enquanto a CA2 apresentou alto recrutamento de espécies pioneiras e oportunistas, na MM o recrutamento destas espécies foi inferior comparativamente às outras eco-unidades (Tabela 6). Onze indivíduos das espécies pioneiras, *Alcornea glandulosa*, *Cecropia*

*hololeuca* e *Urera baccifera*, e uma espécie tolerante, *Citronella paniculata*, e três espécies reprodutoras à sombra, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Guarea macrophylla* e *Metrodorea nigra*, recrutaram na MM. Na CA2, uma espécie tolerante, *Holocalyx balansae* e duas espécies reprodutoras à sombra, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Trichilia pallida* recrutaram indivíduos.

#### **Estrutura e dinâmica das eco-unidades para indivíduos $\geq 50$ cm de altura e $< 5$ cm de DAP**

#### **Densidade, riqueza e diversidade em 1995 e 1996**

Para 1995 e 1996, houve diferença significativa com relação ao número de indivíduos entre as eco-unidades (Análise de Variância de Kruskal-Wallis,  $P=0,014$  e  $P=0,013$ , respectivamente), variando de 1,00 a 3,83 indivíduos/parcela e de 1,00 a 4,25 indivíduos/parcela, respectivamente (Tabela 7). A menor densidade de arvores em 1995 e 1996 foi obtida na CB, não havendo diferença significativa entre esta e a CA1. Entre a CA2 e MM também não houve diferenças significativas, as quais obtiveram as maiores densidades (Tabela 7). Como o número de indivíduos mínimo obtido pela CB foi muito baixo, consideramos então um número padrão de 29 e 33 indivíduos, referentes ao número de indivíduos obtido pela MM em 1995 e 1996, respectivamente, para a estimativa do

**Tabela 6.** Número de indivíduos por hectare recrutado nas 4 eco-unidades entre 1991 e 1995. (Number of individuals per hectare recruited in the 4 eco-units between 1991 and 1995)

Eco	Pioneiras	Oportunistas	Tolerantes	Rep. à Sombra
CB	236,11	69,44	0	0
CA1	284,58	56,25	0	3,31
CA2	214,29	160,71	8,93	26,78
MM	117,02	31,91	10,64	31,91

**Tabela 7.** Número de indivíduos por parcela (média  $\pm$  desvio padrão), número total de espécies, número esperado de espécies ( $E(S_n)$ ) e índice de diversidade de Simpson ( $1/\lambda$ ) para árvores  $\geq 50$  cm de altura e  $< 5$  cm de DAP nas 4 eco-unidades em 1995 e 1996. Médias do número de indivíduos/parcela seguidas pela mesma letra, dentro do mesmo ano, não diferem estatisticamente pelo teste de Wilcoxon. Números entre parênteses refere-se aos valores absolutos da densidade.

(Number of individuals per plot (mean  $\pm$  standard deviation), total number of species, expected number of species ( $E(S_n)$ ) and Simpson diversity index ( $1/\lambda$ ) for trees  $\geq 50$  cm of height and  $< 5$  cm DBH in the 4 eco-units in 1995 and 1996. Mean number of individuals per plot followed by the same letter, in the same year, does not differ statistically by the Wilcoxon test at  $P > 0.05$ . Figures in brackets are absolute densities)

Eco	No. Indivíduos / parcela (9m <sup>2</sup> )		No. espécies		$E(S_{29})$	$E(S_{33})$	$1/\lambda$	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
CB (n=7)	1,00 $\pm$ 1,00 <sup>a</sup> (7)	1,00 $\pm$ 1,00 <sup>a</sup> (7)	4	4	–	–	5,26	5,26
CA1 (n=28)	2,21 $\pm$ 2,49 <sup>ab</sup> (61)	2,60 $\pm$ 2,75 <sup>ab</sup> (73)	18	21	12	15	10,51	10,77
CA2 (n=12)	3,83 $\pm$ 3,76 <sup>bc</sup> (45)	4,25 $\pm$ 4,07 <sup>bc</sup> (51)	17	20	14	16	11,23	11,08
MM (n=8)	3,62 $\pm$ 1,18 <sup>c</sup> (29)	4,12 $\pm$ 1,80 <sup>c</sup> (33)	12	14	12	14	12,19	12,88

número esperado de espécies. A MM, CA1 e CA2 obtiveram números esperado de espécies próximos. Este padrão pode ser constatado pelo índice de Simpson, que apresentou também valores semelhantes nestas três eco-unidades (Tabela 7). Tanto a riqueza quanto a diversidade foram menores para a CB, onde apenas quatro espécies foram encontradas, e o índice de Simpson foi cerca de 50% menor comparativamente às outras eco-unidades. (Tabela 7)

#### **Composição e abundância dos grupos ecológicos em 1995 e 1996**

Os grupos das espécies oportunistas e reprodutoras à sombra foram os mais ricos, com 13 e 11 espécies, compreendendo 40,6% e 34,4% do total das espécies, respectivamente. Da mesma forma, o grupo das tolerantes foi o mais pobre, com apenas 2 espécies.

Apesar da riqueza e diversidade da MM terem sido semelhantes à CA1 e CA2, a

**Tabela 8 .** Percentual de espécies de cada grupo ecológico nas 4 eco-unidades para árvores  $\geq 50$  cm de altura e  $< 5$  cm de DAP em 1995 e 1996. Números entre parênteses refere-se ao número absoluto de espécies.

(Percentage of species of each ecological group in the 4 eco-units for trees  $\geq 50$  cm of height and  $< 5$  cm DBH in 1995 and 1996. Figures in brackets are absolute number of species)

Eco	Pioneiras		Oportunistas		Tolerantes		Rep. à Sombra	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
CB	25,0(1)	25,0(1)	50,0(2)	50,0(2)	0	0	25,0(1)	25,0(1)
CA1	16,7(3)	23,8(5)	44,4(8)	38,1(8)	5,6(1)	4,8(1)	33,3(6)	33,3(7)
CA2	17,6(3)	15,0(3)	35,3(6)	35,0(7)	5,9(1)	5,0(1)	41,2(7)	45,0(9)
MM	0	0	18,2(2)	15,4(2)	9,1(1)	15,4(2)	72,7(8)	69,2(9)

representatividade dos grupos ecológicos entre estas eco-unidades diferiram muito (Tabela 8). Estas eco-unidades diferenciaram-se quanto à representatividade das espécies pioneiras e oportunistas. Na MM não foi encontrada espécies pioneiras e as espécies oportunistas tiveram baixa representatividade, enquanto que as espécies reprodutoras à sombra tiveram alta representatividade, com 9 das 11 espécies registradas, sendo as responsáveis pelo maior percentual das espécies da MM. Ao contrário, espécies pioneiras e oportunistas foram bem representadas na CA1 e CA2. A CA1 e CA2 abrangeram 5 e 3 espécies pioneiras e 8 e 7 espécies oportunistas, respectivamente, do total de 6 espécies pioneiras e 13 espécies oportunistas registradas, sendo estas espécies responsáveis por mais da metade do total das espécies destas eco-unidades (Tabela 8).

A representatividade do grupo das espécies reprodutoras à sombra na MM pode ser sentida não apenas em número de espécies como também com relação à sua densidade (Tabela 9). Estas perfizeram 72,4% e 72,7% dos indivíduos nesta eco-unidade em 1995 e 1996, respectivamente. Ao contrário, as espécies pioneiras e oportunistas abrangeram o maior percentual dos indivíduos na CA1 e CB, perfazendo ambas 75,4% e 85,8% em 1995 e 72,5% e 85,8% em 1996. A CA2, por sua vez, apresentou uma maior equidade dos grupos ecológicos. Como ocorreu para a classe  $\geq 5$  cm de DAP, também as distribuições observadas de todos os grupos ecológicos diferiram das distribuições esperadas entre as eco-unidades em ambos os períodos. (Teste G, Tabela 9)

**Tabela 9.** Densidade relativa de cada grupo ecológico nas 4 eco-unidades para árvores  $\geq 50$  cm de altura e  $< 5$  cm de DAP em 1995 e 1996. Os valores de G são mostrados para os quatro grupos ecológicos (\*\*P < 0,01; \* 0,01 < P < 0,05).

(Relative density of each ecological group in the 4 eco-units for trees  $\geq 50$  cm of height and  $< 5$  cm DBH in 1995 and 1996. G values are shown for the 4 groups (\*\*P < 0.01; \* 0.01 < P < 0.05))

Eco	Pioneiras		Oportunistas		Tolerantes		Rep. à Sombra	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
CB	42,9 (476,2)	42,9 (476,2)	42,9 (476,2)	42,9 (476,2)	0	0	14,2 (158,7)	14,2 (158,7)
CA1	38,6 (873,0)	29,0 (793,7)	36,8 (833,3)	43,5 (1190,5)	8,8 (198,4)	7,3 (198,4)	15,8 (357,1)	20,3 (555,55)
CA2	13,3 (555,5)	9,8 (463,0)	26,7 (1111,1)	29,4 (1388,9)	24,4 (1111,1)	25,5 (1203,7)	35,6 (1481,4)	35,3 (1666,7)
MM	0	0	6,9 (138,9)	6,1 (277,8)	3,5 (138,9)	6,1 (277,8)	72,4 (2916,7)	72,7 (3333,3)
G	10,58*	10,51*	9,27*	11,61**	16,61**	19,76**	37,36**	36,74**

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo indicam a existência de uma clara diferenciação na riqueza, diversidade e composição de espécies entre as quatro eco-unidades aqui identificadas.

A MM representa os locais mais bem conservados dentro do fragmento, seja do ponto

de vista fisionômico, como em relação à riqueza, diversidade e composição de espécies. Analisando separadamente esta eco-unidade e a CA2, diferentes padrões de composição de espécies e processo sucessional entre estas eco-unidades podem ser avaliados. Diferente-

mente da CA2, que embora tenha apresentado semelhante riqueza e diversidade, a MM apresentou uma alta representatividade de espécies típicas de comunidades maduras (tolerantes e reprodutoras à sombra). Considerando os indivíduos adultos ( $\geq 5$  cm de DAP), a alta área basal desta eco-unidade é resultado da contribuição das espécies tolerantes, e as espécies reprodutoras à sombra contribuíram significativamente com a densidade. Ao contrário, na CA2 as espécies oportunistas foram responsáveis pela maior contribuição em área basal e estas espécies mais as espécies pioneiras pela densidade.

Para os indivíduos jovens, da mesma forma, ambas eco-unidades diferenciaram-se quanto à representatividade dos grupos ecológicos. Este padrão é explicado pelo maior nível de sombreamento que ocorre na MM, impedindo a germinação e crescimento de espécies pioneiras e oportunistas, podendo ser constatado pelo baixo recrutamento e baixa densidade de indivíduos jovens dessas espécies (Tabelas 6 e 9). Na CA2, como um ambiente mais aberto, e conseqüentemente uma maior penetração de luz, espécies pioneiras e oportunistas são beneficiadas por esta condição. Para a regeneração de árvores em florestas tropicais, as diferentes condições de luz têm sido enfatizadas como o principal efeito sobre a germinação, estabelecimento e crescimento (Augspurger, 1984; Howe, 1990; Turner, 1990). Além disso, como a CA2 apresentam uma alta densidade de cipós, espécies pioneiras e oportunistas estão mais aptas a escapar da competição com os cipós por causa de suas altas taxas de crescimento em ambientes de maior luminosidade (Tabanez, 1995). Embora espécies tolerantes e reprodutoras à sombra possam também regenerar nesta eco-unidade, elas não crescem muito rápido e portanto sofrem mais a competição com os cipós, não favorecendo seu estabelecimento. Na MM, ao contrário, cipós são mais raros e dessa forma es-

pécies de crescimento lento tem maior chance de sobrevivência.

*B. forficata* e *A. virgata* foram as responsáveis pela alta densidade em 1991 e 1995, além de perfazerem o maior percentual de recrutamento na CB e CA1. Além disso, *T. micrantha* apresentou uma densidade relativamente alta nestas eco-unidades em 1991. Catharino (1989) e Lorenzi (1992) relatam que *B. forficata* e *A. virgata* são espécies típicas de formações secundárias, como capoeiras, comuns no início da sucessão, sendo rara a ocorrência dessas espécies no interior de matas primárias densas e freqüente a ocorrência em bordas de mata. *T. micrantha* exerceu a maior dominância das espécies arbóreas logo após incêndio em uma floresta estacional semidecidual (Castellani e Stubblebine, 1993) e foi encontrada em capoeiras abandonadas na Amazônia Central que sofreram queimadas (Rankin-de-Merona e Ackerly, 1987; Uhl et al., 1988). Em outro fragmento aqui da região, esta espécie foi também encontrada dominando a área dois anos após um incêndio ocorrido em agosto de 1994 (H. E.M. Nascimento, observação pessoal). O poder germinativo de *A. virgata* aumenta significativamente quando suas sementes são submetidas a uma maior temperatura, com uso de fogo (André da S. Dias, comunicação pessoal). Portanto, baseado na presença de *T. micrantha*, na alta densidade e alto percentual de recrutamento de *B. forficata* e *A. virgata* e por os trechos de CB e CA1 serem vizinhos, sugere-se que as áreas que sofreram maiores intensidades dos incêndios ocorridos (cerca de 15-20 anos) evoluíram para o que aqui está sendo chamado de eco-unidades CB e CA1. Estas duas eco-unidades diferenciam-se, como revelado anteriormente, quanto à fisionomia, que neste caso a CA1 se assemelha à CA2, com uma maior densidade de indivíduos, área basal e menor densidade e cobertura foliar de cipós que a CB.

Os resultados mostram que o processo de sucessão secundária após distúrbios parece não estar atuando na CB e CA1. Isto pode ser constatado pelo alto recrutamento de espécies pioneiras (Tabela 6), e pela baixa densidade de regeneração natural (Tabela 7). Os distúrbios são considerados como agentes determinantes da estrutura de comunidade em florestas tropicais. A coexistência de grandes números de espécies arbóreas tropicais tem sido freqüentemente atribuída à resposta diferencial de regeneração das espécies ao distúrbio (Martinez-Ramos, 1985; Denslow, 1987). As características de distúrbios como o tipo e a freqüência irão determinar o nível de heterogeneidade ambiental a ser formado pós-distúrbio (Bazzaz, 1983). Dessa forma, vários tipos de microhabitats podem ser formados após o distúrbio, os quais diferem em conteúdo de nutrientes, luminosidade, temperatura, umidade do solo, que em última análise irão recrutar espécies com diferentes requerimentos de regeneração (Orians, 1982). Dentro deste contexto, uma pequena clareira formada por queda de galhos é entendida como sendo menos heterogênea do que uma grande clareira formada por queda de árvores e os distúrbios severos, como o caso do fogo, criam ambientes ainda mais homogêneos (Bazzaz, 1983). A capacidade de rebrota a partir de tecidos subterrâneos tem sido documentada como uma das formas de regeneração após fogo para algumas espécies arbóreas tropicais na Amazônia Oriental (*sensu* Kauffman, 1991). De fato, Rodrigues et al. (1991) mostraram que *B. forficata* apresenta propagação vegetativa a partir de raízes gemíferas, com brotamento a até três metros da planta-mãe. Este estudo foi realizado também em uma floresta estacional semidecidual, cinco meses após a ocorrência de incêndio, evidenciando a capacidade de sobrevivência e estabelecimento desta espécie em áreas queimadas.

A vizinhança biológica da área perturbada influencia na sua colonização. Alta diversidade da vizinhança biológica oferece uma variedade de colonizadores com diferentes capacidades e requerimentos de regeneração, enquanto uma vizinhança depauperada dificulta o processo de regeneração (Bazzaz, 1983). Desse modo, a colonização da CB e CA1 dependerá quase que exclusivamente da MM, pois o isolamento que a Mata do Pomar apresenta de outras áreas de floresta, torna praticamente inviável o fluxo de sementes vindo de outros fragmentos. Em pastagens abandonadas próximas às áreas de floresta que haviam sofrido corte e queimadas sucessivas, na Amazônia Oriental, Uhl et al. (1988) mostraram que, após oito anos de abandono destas pastagens, embora ainda houvesse uma dominância relativamente alta de cinco espécies pioneiras, já percebia-se uma estrutura florestal característica com relativa riqueza de espécies e alta densidade de regeneração (altura < 2m).

Se os distúrbios favorecerem a ocorrência de espécies de cipós, o processo sucessional poderá ser retardado (*sensu* Uhl et al., 1988). Os cipós na CB cobrem completamente o solo, impedindo a germinação e estabelecimento de espécies arbóreas, constatado pela baixa densidade de indivíduos jovens nesta eco-unidade (Tabela 7). Esta característica pode ser considerada como indicativo do estado de degradação desta eco-unidade. A presença marcante de cipós em florestas tropicais está relacionada às áreas tipicamente degradadas. Em fragmentos florestais, a falta de recrutamento de espécies arbóreas em certas áreas tem sido atribuída aos cipós (Tabanez, 1995; Turner et al., 1996). De fato, em áreas de CB que sofreram corte de cipós, Tabanez (1995) mostrou que, trinta dias após o corte, a densidade de plântulas > 5 cm e < 150 cm de altura triplicou em relação às áreas de CB que não tinham sofridos corte de cipós.



## CONCLUSÃO

Atualmente, os fragmentos de floresta estacional semidecidual do interior de São Paulo não são simplesmente pequenos fragmentos isolados. Estes fragmentos foram e são também resultado de perturbações antropogênicas, principalmente fogo, extração madeireira e caça. Em função destas perturbações, o diagnóstico destes fragmentos, a partir da Avaliação Ecológica Rápida, permite caracterizá-los como um mosaico de eco-unidades que indicam diferentes graus de conservação da estrutura florestal. O uso destas eco-unidades serve então para definir diferentes estratégias de restauração nestes fragmentos florestais.

Um conjunto de características simples e facilmente reconhecíveis permite avaliar o estado de conservação de um determinado fragmento de floresta estacional semidecidual. Este fato é importante na medida em que este método possa ser aplicado por pessoas sem conhecimentos teóricos, após algumas horas de treinamento. É especialmente importante também para organizações governamentais e não-governamentais engajadas na restauração e conservação destes fragmentos florestais.

## AUTORES E AGRADECIMENTOS

HENRIQUE E. M. NASCIMENTO é pesquisador do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia – INPA / Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais. Caixa Postal 478 - Manaus, AM - 69.011-970 - Fone: (092) 642-1148 - Fax: (092) 642-2050 - E-mail: henrique@inpa.gov.br

VIRGÍLIO MAURÍCIO VIANA é professor doutor do Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ/USP. Av. Pádua Dias, 11. Caixa Postal 9 - Piracicaba, SP - 13400 - 970 - Fone: (019) 430-8629 - Fax: (019) 430-8666 - E-mail: vimviana@carpa.ciagri.usp.br

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de estudo ao primeiro autor e à Fundação o Boticário de Proteção à Natureza pelo apoio logístico. Também agradecem a Maurício Marcon e Janaína Arantes pelo auxílio no campo e a Nadja Lepsch-Cunha, Samir Rolim, João Luiz Ferreira Batista e Aldicir Scariot pelas ótimas sugestões e comentários ao manuscrito.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABATE, T. Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. *Bioscience*, v.42, n.7, p.486-9, 1992.
- AUGSPURGER, C.K. Light requirements of neotropical tree seedlings: a comparative study of growth and survival. *Journal of ecology*, v.72, p.777-95, 1994.
- BASSAB, W.O.; MIASAK, É.S.; ANDRADE, D.F. Introdução à análise de agrupamentos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PROBABILIDADE E ESTATÍSTICA, 9, São Paulo, 1990. *Anais*. São Paulo: IME/USP, 1990. 105p.
- BATISTA, J.L.F. **Spatial dynamics of trees in a Brazilian Atlantic Tropical forest under natural and managed condition**. Washington, 1994. 327p. Tese (Doutorado). University of Washington.
- BAZZAZ, F.A. Characteristic of population in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. In: MOONEY, H.A.; GODRON, M. **Disturbance and ecosystems**. New York: Springer-Verlag, 1983. p.259-275.

- CASTELLANI, T.T.; STUBBLEBINE, W.H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila após perturbação por fogo. **Revista brasileira de botânica**, v.16, n.2, p.181-203, 1993.
- CATHARINO, E.L.M. **Estudos fisionômicos-florísticos e fitossociológicos em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP**. Campinas, 1989. 181p. Dissertação (Mestrado). UNICAMP – Universidade Estadual de Campinas.
- DENSLOW, J.S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual review of ecology and systematics**, v.18, p.431-51, 1987.
- HOWE, H.F. Survival and growth of juvenile *Virola surinamensis* in Panama: effects of herbivory and canopy closure. **Journal of tropical ecology**, v.6, p.259-280, 1990.
- IBGE – FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.
- KAUFFMAN, J.B. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern amazon. **Biotropica**, v.23, n.3, p.219-224, 1991.
- KOOP, H.; RIJKSEN, H.; WIND, J. Tools to diagnose forest integrity: an appraisal method substantiated by silvi-star assessment of diversity and forest structure. In: BOYLE, T.J. B.; BOONTAWEE, B. **Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests**. Bogor: CIFOR/IUFRO, 1994. p.309-334.
- KREBS, C.J. **Ecological methodology**. New York: Harper Collins Publishers, 1985. 654p.
- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D. Patterns of density and dispersion of forest trees. In: McDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G.S. **La Selva: ecology and natural history of a tropical rainforest**. Chicago: University of Chicago Press, 1994. p.106-119.
- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R. Forests are not just swiss cheese: canopy stereogeometry of non-gaps in tropical forest. **Ecology**, v.70, p.550-2, 1989.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1992. 352p.
- LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J.F. **Statistical ecology**. New York: John Wiley, 1988. 337p.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179p.
- MARTINEZ-RAMOS, M. Claros, ciclo vitales de los arboles tropicales y regeneracion natural de las selvas altas perennifoliadas. In: GOMEZ-POMPA, A. **Investigaciones sobre la regeneracion de selvas altas en Veracruz, Mexico**. México: Editorial Alhambra Mexicana, 1985. v.2, p.191-239.
- OLDEMAN, R.A.A. Dynamics in tropical rain forests. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV, H. **Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic Press, 1989. p.3-21.
- OLDEMAN, R.A.A. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis, and diversity. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C.; CHADWICK, A.C. **Tropical rain forest: ecology and management**. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1983. p.131-50.
- ORIAN, G.H. The influence of trefalls on the tropical forest tree species richness. **Tropical ecology**, v.23, p.255-279, 1982.
- PUTZ, F. E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica**, v. 19, p. 334-41, 1984.
- RANKIN-DE-MERONA, J.M.; ACKERLEY, D.D. Estudos populacionais de árvores em florestas fragmentadas e as implicações para conservação *in situ* das mesmas na floresta tropical da Amazônia Central. **IPEF**, n.35, p.47-59, 1987.
- RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest**. London: Cambridge University Press, 1979. 450p.
- RODRIGUES, R.R.; MATTHES, L.A.; TORRES, B.B. Espécies arbóreas: distribuição agregada ou reprodução ou reprodução vegetativa? In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE BOTÂNICA, 5, 1991. **Resumos**. p.54
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry**. New York: W.H. Freeman and Company, 1981. 859p.
- TABANEZ, A.A.J. **Ecologia e manejo de eco-unidades em um fragmento florestal na região de Piracicaba**. Piracicaba, 1995. 85p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo
- TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M.; DIAS, A.S. Conseqüências da fragmentação sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto. **Revista brasileira de biologia**, v.67, p.84-96, 1997.
- TURNER, I.M. The seedling survivorship and growth of three *Shorea* species in a Malasian tropical rain forest. **Journal of tropical ecology**, v.6, p.469-478, 1990.

- TURNER, I.M. et al. A century of plant species loss an isolated fragment of tropical rain forest. **Conservation biology**, v.10, p.1229-1244, 1996.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia: 1-patterns of plant succession. **Journal of ecology**, v.76, p.663-81, 1988.
- UHL, C.; BARRETO, P.; VERÍSSIMO, A.; VIDAL, E.; AMARAL, P.; BARROS, A.C.; SOUZA, C.; JOHNS, J.; GERWING, J. Natural resource management in the Brazilian amazon. **Bioscience**, v.47, n.3, p.160-168, 1997.
- VIANA, V.M. Conservação da biodiversidade de fragmentos florestais em paisagens tropicais intensamente cultivadas. In: ABORDAGENS INTERDISCIPLINARES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE BIOLÓGICA E DINÂMICA DO USO DA TERRA, Belo Horizonte, 1995. p.135-154.
- VIANA, V. M. **Seed dispersal and gap regeneration: the case of three Amazonia tree species**. Cambridge, Tese de Doutorado, Harvard University, 1989, 270p.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest. In: SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p.151-167.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; BATISTA, J.L.F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGARD, R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p.351-365.
- VIDAL, E.; JOHNS, J.; GERWING, J.; BARRETO, P.; UHL, C. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. **Forest ecology and management**. (no prelo).
- WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v.70, p.536-38, 1989.

