



DINÂMICA DA SUCESSÃO SECUNDÁRIA EM MATA, APÓS A
OCORRÊNCIA DE FOGO - SANTA GENEBRA - CAMPINAS,
SÃO PAULO.

*Este exemplar corresponde a redação
final da tese defendida pelo candi-
dato Luiz Antonio Ferraz Matthes e
aprovada pela Comissão julgadora.*

Fernando R. Martins

25/03/92

LUIZ ANTONIO FERRAZ MATTHES 420

M421d

16321/BC

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA

DINÂMICA DA SUCESSÃO SECUNDÁRIA EM MATA, APÓS A
OCORRÊNCIA DE FOGO - SANTA GENEVRA - CAMPINAS,
SÃO PAULO.

LUIZ ANTONIO FERRAZ MATTHES

orientador: FERNANDO ROBERTO MARTINS

Tese apresentada ao Instituto de Biologia
da Universidade Estadual de Campinas, como
parte dos requisitos para a obtenção do
título de doutor em Ciências.

CAMPINAS

1992

Aos meus amigos

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Fernando Roberto Martins, pela orientação;

Ao Prof. Dr. William Henry Stubblebine, pela orientação inicial;

Aos Profs. Drs. Hermógenes de Freitas Leitão Filho, George John Shepherd e Flávio Antonio Maës dos Santos, pelas críticas e sugestões durante a pré-banca;

Aos Profs. Drs. Fosca Pedini P. Leite, Mohamed Habib, Eloísa Morgado Amaral e Benedicto Ferreira do Amaral Filho, pela participação na banca de qualificação;

A PqC Roseli Buzanelli Torres pelas críticas, sugestões, atenção e apoio dispensados;

Aos colegas do IAC

Ana Maria Molini Costa

Antonio Geremias

PqC Antonio Fernando Caetano Tombolato

Antonio Nunes de Matos

Benedito Vanderley da Cunha

PqC Bernardo van Raij

PqC Carlos Eduardo Ferreira de Castro

PqC Carlos Laerte Rotta

Carmencita Ciarelli Brunini

PqC Condorcet Aranha

Francisco de Assis Leitão de Moraes

PqC Francisco Nogueira

Hélio Neme

PqC Heitor Cantarella

PqC Jocely Andreuccetti Maeda

PqC Mario José Pedro Júnior

PqC Marisa Vazquez Carlucci

PqC Maurilo Monteiro Terra

PqC Nelson Paulieri Sabino

PqC Rogério Remo Alfonsi

PqC Toshio Igue

PqC Violeta Nagai

pela atenção;

Aos taxonomistas Dra. Elsie Franklin Guimarães (Jardim Botânico do Rio de Janeiro); Prof. Dr. João Semir e Prof. Jorge Yoshio Tamashiro (Departamento de Botânica, UNICAMP); Dr. Pedro Carauta (FEEMA/RJ);

Aos estatísticos Dra. Margarida Zaroni e Dr. José Iguelmar Miranda (EMBRAPA);

À Profa. Dra. Maria Esmeralda S. P. Demattê (Departamento de Horticultura, UNESP/Jaboticabal), pela atenção;

Às bibliotecárias Maria Isabel Santoro e Joana D'Arc da Silva Pereira (UNICAMP), pela atenção;

Aos Profs. Drs. Sérgio Reis (Departamento de Parasitologia/UNICAMP) e Thomas M. Lewinsohn (Departamento de Zoologia/UNICAMP), pela atenção;

À CATI e "Correio Popular", pelo empréstimo de fotografias;

Ao CNPq, pela bolsa de auxílio à pesquisa, durante os anos de 1982 a 1984;

A todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para que o presente trabalho pudesse ser realizado.

SUMÁRIO

RESUMO	1
SUMMARY	3
INTRODUÇÃO	5
OBJETIVOS	9
CONCEITOS EM SUCESSÃO	10
MATERIAL E MÉTODOS	25
1. Área de Estudo	25
2. Clima	28
3. Solo	31
4. Método utilizado em campo	32
5. Coleta e identificação do material botânico	34
6. Parâmetros fitossociológicos	35
6.1. Classes de diâmetro	36
6.2. Índices de diversidade	37
7. Análises multivariadas	38
7.1. Análise de similaridade	38
7.2. Técnicas de ordenação	38
8. Estudos de germinação de sementes de <i>Trema micrantha</i>	39
RESULTADOS	40
1. Clima	40
2. Solo	41
3. Composição florística	44
3.1. Florística do trecho estudado	44
3.2. Florística amostrada nas áreas sem fogo, de fogo moderado e de fogo intenso	50

4. Organização da vegetação	57
4.1. Parâmetros fitossociológicos gerais	57
4.2. Parâmetros fitossociológicos parciais	61
4.3. Diversidade	74
4.4. Análise das classes de diâmetro	75
5. Análises multivariadas	90
6. Germinação de sementes de <i>Trema micrantha</i>	113
7. Interações ecológicas observadas	113
DISCUSSÃO	118
1. Clima	118
2. Solo	121
3. Organização da vegetação	125
3.1. Análise florística e fitossociológica	125
3.2. Florística nos três tipos de parcelas	131
3.3. Análise da estrutura fitossociológica das três áreas ..	137
3.4. Rebrota e banco de sementes	158
3.5. Diversidade	163
3.6. Lianas	165
4. Análises multivariadas	169
CONCLUSÕES	177
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	203

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Fotografia aérea da mata da Santa Genebra - 1962	26
FIGURA 2 - Fotografia aérea da mata da Santa Genebra - 1969	26
FIGURA 3 - Fotografia aérea da mata da Santa Genebra - 1972	26
FIGURA 4 - Imagem de satélite "spot", da mata Santa Genebra - de 12/05/88	27
FIGURA 5 - Aspecto geral da área onde o fogo foi intenso, destruindo toda a vegetação, mata da Santa Genebra - 1981	29
FIGURA 6 - Aspecto geral da área onde o fogo foi moderado, destruindo parcialmente a vegetação, mata da Santa Genebra - 1981	29
FIGURA 7 - Aspecto geral da área não queimada, mata da Santa Genebra - 1983	30
FIGURA 8 - Aspecto geral da área com fogo moderado, mata da Santa Genebra - 1983	30
FIGURA 9 - Aspecto geral da área com fogo intenso, mata da Santa Genebra - 1983	30
FIGURA 10 - A área da mata da Santa Genebra e a localização da transeção	33
FIGURA 11 - Distribuição dos IVI entre as espécies que perfizeram 50% do IVI total - 1984 e 1987	59
FIGURA 12 - Distribuição dos IVI entre as famílias que perfizeram 50% do IVI total e respectivo número de espécies, 1984 e 1987 ...	60
FIGURA 13 - Distribuição dos IVI entre as espécies que perfizeram 50% do IVI total, nas parcelas sem fogo - 1984 e 1987	63
FIGURA 14 - Distribuição dos IVI entre as famílias que perfizeram 50% do IVI total e respectivo número de espécies, nas parcelas sem fogo - 1984 e 1987	65

FIGURA 15 - Distribuição dos IVI entre as espécies que perfizeram 50% do IVI total, nas parcelas com fogo moderado - 1984 e 1987 ...	67
FIGURA 16 - Distribuição dos IVI entre as famílias que perfizeram 50% do IVI total e respectivo número de espécies, nas parcelas com fogo moderado - 1984 e 1987	69
FIGURA 17 - Distribuição dos IVI entre as espécies que perfizeram 50% do IVI total, nas parcelas com fogo intenso - 1984 e 1987 ...	71
FIGURA 18 - Distribuição dos IVI entre as famílias que perfizeram 50% do IVI total e respectivo número de espécies, nas parcelas com fogo intenso - 1984 e 1987	73
FIGURA 19 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Trema micrantha</i> por classes de diâmetro	76
FIGURA 20 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Hybanthus atropurpureus</i> por classes de diâmetro	78
FIGURA 21 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Jacaratia spinosa</i> por classes de diâmetro	79
FIGURA 22 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Celtis iguanaea</i> por classes de diâmetro	81
FIGURA 23 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Aspidosperma polyneuron</i> por classes de diâmetro	82
FIGURA 24 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Solanum erianthum</i> por classes de diâmetro	84
FIGURA 25 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Galipea jasminiflora</i> por classes de diâmetro	85
FIGURA 26 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Urera baccifera</i> por classes de diâmetro	87
FIGURA 27 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Piptadenia gonacantha</i> por classes de diâmetro	88
FIGURA 28 - Distribuição do número de indivíduos de <i>Astronium graveolens</i> por classes de diâmetro	89

FIGURA 29 - Dendrograma de semelhança das parcelas, pelo método da ligação média - 1984	91
FIGURA 30 - Dendrograma de semelhança das parcelas, pelo método da ligação média - 1987	91
FIGURA 31 - Diagrama de ordenação das espécies, análise de componentes principais (PCA) - 1984	97
FIGURA 32 - Diagrama de ordenação das espécies, análise de componentes principais (PCA) - 1987	99
FIGURA 33 - Diagrama de ordenação das espécies, análise de médias recíprocas (RA) - 1984	100
FIGURA 34 - Diagrama de ordenação das espécies, análise de médias recíprocas (RA) - 1987	100
FIGURA 35 - Diagrama de ordenação das espécies, análise de correspondência corrigida (DCA) - 1984	103
FIGURA 36 - Diagrama de ordenação das espécies, análise de correspondência corrigida (DCA) - 1987	103
FIGURA 37 - Diagrama de ordenação das parcelas, análise de componentes principais (PCA) - 1984	106
FIGURA 38 - Diagrama de ordenação das parcelas, análise de componentes principais (PCA) - 1987	107
FIGURA 39 - Diagrama de ordenação das parcelas, análise de médias recíprocas (RA) - 1984	109
FIGURA 40 - Diagrama de ordenação das parcelas, análise de médias recíprocas (RA) - 1987	109
FIGURA 41 - Diagrama de ordenação das parcelas, análise de correspondência corrigida (DCA) - 1984	112
FIGURA 42 - Diagrama de ordenação das parcelas, análise de correspondência corrigida (DCA) - 1987	112
FIGURA 43 - Aspecto geral da área não queimada, mata da Santa Genebra - 1990	170

FIGURA 44 - Aspecto geral da área onde o fogo foi moderado, mata da Santa Genebra - 1990	171
FIGURA 45 - Aspecto geral da área onde o fogo foi intenso, mata da Santa Genebra - 1990	172

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- Balanço hídrico sequencial, para o período de 1981 a 1987 (anexo 1)	180
TABELA 2 - Dados da velocidade das rajadas de vento, para o período de 1981 a 1987 (anexo 2)	183
TABELA 3 - Resultados das análises químicas do solo	41
TABELA 4 - Resultados das análises granulométricas do solo	43
TABELA 5 - Espécies amostradas na mata Santa Genebra, nos anos de 1984 e 1987	45
TABELA 6 - Espécies exclusivas das parcelas sem fogo e respectivo número de indivíduos - 1984 e 1987	51
TABELA 7 - Espécies exclusivas das parcelas com fogo moderado e respectivo número de indivíduos - 1984 e 1987	52
TABELA 8 - Espécies exclusivas das parcelas com fogo intenso e respectivo número de indivíduos - 1984 e 1987	53
TABELA 9 - Espécies exclusivas das parcelas com fogo moderado e intenso e respectivo número de indivíduos - 1984 e 1987	54
TABELA 10 - Espécies exclusivas das parcelas sem fogo e com fogo moderado e respectivo número de indivíduos - 1984 e 1987 ...	54
TABELA 11 - Espécies exclusivas das parcelas sem fogo e com fogo intenso e respectivo número de indivíduos - 1984 e 1987 ...	55
TABELA 12 - Espécies comuns às parcelas sem fogo, com fogo moderado e fogo intenso e respectivo número de indivíduos - 1984 e 1987	56
TABELA 13 - Porcentagem de indivíduos mortos e recrutados, em relação aos totais de indivíduos, nas três situações consideradas - 1987	56
TABELA 14 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI - 1984 (anexo 3)	184

TABELA 15 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI - 1987 (anexo 4)	186
TABELA 16 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI - 1984 (anexo 5)	188
TABELA 17 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI - 1987 (anexo 6)	189
TABELA 18 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas sem fogo - 1984 (anexo 7) ...	190
TABELA 19 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas sem fogo - 1987 (anexo 8) ...	191
TABELA 20 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas com fogo moderado - 1984 (anexo 9)	192
TABELA 21 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas com fogo moderado - 1987 (anexo 10)	193
TABELA 22 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas com fogo intenso - 1984 (anexo 11)	194
TABELA 23 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas com fogo intenso - 1987 (anexo 12)	196
TABELA 24 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas sem fogo - 1984 (anexo 13) ..	197
TABELA 25 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas sem fogo - 1987 (anexo 14) ..	198
TABELA 26 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas com fogo moderado - 1984 (anexo 15)	199

TABELA 27 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas com fogo moderado - 1987 (anexo 16)	200
TABELA 28 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas com fogo intenso - 1984 (anexo 17).....	201
TABELA 29 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de IVI, parcelas com fogo intenso - 1987 (anexo 18)	202
TABELA 30 - índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J'), nos três tipos de parcelas - 1984 e 1987,	74
TABELA 31 - Espécies com 10 ou mais indivíduos utilizadas na FCA, RA e DCA	95
TABELA 32 - Porcentagem de germinação de <i>Trema micrantha</i>	114
TABELA 33 - Espécies arbóreas com 25 ou mais indivíduos com lianas sobre as copas, nos três tipos de parcelas	114
TABELA 34 - Espécies arbóreas com 25 ou mais indivíduos com o fuste inclinado ou tombado, nos três tipos de parcelas ...	116
TABELA 35 - Espécies arbóreas com 25 ou mais indivíduos com a copa quebrada, nos três tipos de parcelas	117
TABELA 36 - Espécies observadas com brotação ao nível do solo, nas parcelas de fogo moderado e intenso	117
TABELA 37 - Espécies amostradas no presente estudo e não encontradas em TAMASHIRO <i>et al.</i> (1986)	126
TABELA 38 - Espécies presentes no levantamento de 1984 e ausentes no levantamento de 1987	128
TABELA 39 - Área basal e volume dos indivíduos nos diferentes tipos de parcelas - 1984 e 1987	138

RESUMO

A sucessão secundária de um trecho da mata Santa Genebra (22°49'45''S e 47°06'33''W) foi analisada após a ocorrência do fogo de 1981. Para a análise foram usadas 42 parcelas de 5 x 5m, distribuídas ao longo de uma transeção, em áreas de diferentes intensidades de fogo. Em cada parcela foram amostrados os indivíduos acima de 0,5m de altura, nos anos de 1984 e 1987. Os dados florísticos e de organização da vegetação foram analisados comparativamente, nas diferentes intensidades de fogo e entre os dois anos de observação. As análises empregadas foram as de parâmetros fitossociológicos, de classes de diâmetro e multivariadas (aglomerados, PCA, RA e DCA).

As espécies que mais se destacaram quanto ao IVI, em 1984 e 1987, foram: *Aspidosperma ramiflorum*, *Aspidosperma polyneuron*, *Merostachys* sp. e *Piptadenia gonoacantha*, nas parcelas sem fogo; *Merostachys* sp. e *Hybanthus atropurpureus*, nas de fogo moderado e *Trema micrantha*, *Jacaratia spinosa*, *Hybanthus atropurpureus* e *Celtis iguanaea*, nas de fogo intenso. O declínio dos valores de IVI de certas famílias e o acréscimo destes valores em outras está relacionado, respectivamente, com a redução das populações das espécies pioneiras e com a expansão das espécies secundárias.

Os resultados obtidos discordam da hipótese da "Composição florística inicial" (EGLER, 1954) e, em parte, do "Modelo de Tolerância" (CONNEL & SLATYER, 1977), para os processos de sucessão secundária.

Verificou-se, ainda, que é necessário ter cautela na interpretação dos padrões de BONGERS et al. (1988) e de KNIGHT (1975), quando se pretende relacioná-los com a idade dos indivíduos, principalmente na

análise de populações de espécies pioneiras, nas quais o diâmetro parece estar relacionado com o vigor e não com a idade da planta.

As análises de agrupamento identificaram dois grandes conjuntos de parcelas, um formado quase que exclusivamente por parcelas da área não queimada e outro, por parcelas da área atingida pelo fogo. As técnicas de ordenação (PCA, RA e DCA) permitiram apenas identificar o conjunto de parcelas locadas na área não queimada. Não foi possível a separação das parcelas de fogo moderado das de fogo intenso. Para a interpretação do processo de sucessão, as técnicas de análises fitossociológicas foram mais efetivas.

SUMMARY

The secondary succession of a stretch of Santa Genebra forest (22°49'45''S and 47°06'33''W) was analysed after occurrence of fire in 1981. Forty two 5 x 5m plots distributed along a transect through areas of different intensities of fire were used for analysis. In each plot, all individuals with height greater than 0.5m were sampled in the years 1984 and 1987. For floristic composition and plant organization were analysed comparatively for the different intensities of fire and for the two years. The data were analysed using phytosociological parameters, diameter classes and multivariate analyses (cluster, PCA, RA and DCA).

For IVI, the most important species in 1984 and 1987 were: *Aspidosperma ramiflorum*, *Aspidosperma polyneuron*, *Merostachys* sp. and *Piptadenia gonocantha* in the plots without fire; *Merostachys* sp. and *Hybanthus atropurpureus* in the plots with moderate fire and *Trema micrantha*, *Jacaratia spinosa*, *Hybanthus atropurpureus* and *Celtis iguanaea* in the plots with intense fire. Decrease in IVI values were found for some families and increases of these values occurred in others. Populations of pioneer species decreased and secondary species expanded.

The results obtained disagree with the hypothesis of "Initial floristic composition" (EGLER, 1954) and partially disagree with "Model of tolerance" (CONNEL & SLATYER, 1977) for processes of secondary succession.

It was also verified that it is necessary to interpret the patterns of BONGERS *et al.* (1988) and KNIGHT (1975) with great care, when age of individual is required, mainly in population analysis of pioneer species

in which the diameter looks like to be correlated to vigour and not with plant age.

Cluster analysis identified two majors groups of plots, one of them almost exclusively composed of plots in areas without fire and another of plots in areas affected by fire. The ordination techniques (PCA, RA and DCA) only allowed identification of the set of plots located in the area without fire. It was not possible to separate plots with moderate fire from plots with intense fire. For the secondary succession process interpretation the fitosociological methods were more effective.

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais têm sido destruídas em proporções alarmantes em todo o mundo (EHRlich & EHRlich, 1981; KODPOWITZ & KAYE, 1986; FRANCE & CAMPBELL, 1988; RAVEN, 1988). No Brasil, excetuando-se a região amazônica, onde ainda são encontradas vastas áreas com a cobertura florestal em ótimas condições, o que se verifica são grandes regiões desmatadas. Nestas áreas são encontrados apenas remanescentes descontínuos de florestas, geralmente muito perturbados e que necessitam, urgentemente, de ser protegidos e reabilitados.

A reabilitação das áreas que apresentam vegetação nativa somente é possível através de estudos detalhados da vegetação, como composição florística, organização e, principalmente, dos processos da sucessão secundária.

A sucessão secundária tem sido estudada baseando-se em métodos qualitativos e/ou quantitativos. Segundo AUSTIN (1977) a abordagem da análise pode ser estática ou dinâmica.

Na abordagem estática ou de inferência, pode ser usado o método de análise da zonation, em que um gradiente espacial é relacionado com uma sequência temporal. Também pode ser utilizado o método de análise da estrutura de tamanho ou de idade das populações, no qual as classes que apresentam maior número de jovens são consideradas como representantes de prováveis séries de reposição, durante a sucessão.

Na abordagem dinâmica, ou do monitoramento, as observações sequenciais, através do tempo, são feitas em uma dada comunidade, após uma perturbação inicial. De acordo com AUSTIN (1977), este é o método definitivo para o estudo da sucessão.

Estudos realizados pelo método da inferência, nas florestas tropicais, são encontrados em GUEVARA *et al.* (1986), KAHN (1982), SWAINE & HALL (1988), WILLIAMS-LINERA (1983), entre outros.

Outros autores optaram pelo método do monitoramento e entre eles pode-se destacar BELL & KOCH (1980), BERNAL & GÓMEZ-POMPA (1976), CASTELLANI (1986), HARCOKBE (1977), POSAMENTIER *et al.* (1981), SWAINE & HALL (1983), SWAINE *et al.* (1987a) e SYMINGTON (1933).

GÓMEZ-POMPA *et al.* (1976) concluíram que os estudos sobre a sucessão secundária nos ecossistemas tropicais eram escassos e que, de maneira geral, seus resultados não eram extrapoláveis, mesmo em regiões ecológicas similares.

Atualmente, verifica-se que esta situação pouco se modificou e, embora dezenas de trabalhos tenham sido publicados, uma vasta área de formações florestais tropicais continua sem ser analisada.

Os estudos sobre a sucessão secundária nas florestas brasileiras iniciaram-se na década de quarenta. De acordo com MARTINS (1989), Davis, em 1945, estudando duas florestas atlânticas, no município de Teresópolis (RJ), concluiu que a teoria da sucessão ecológica de Clements aplicava-se também às regiões tropicais. Veloso, no mesmo ano, caracterizou floristicamente e estruturalmente cada série sucessionai daquelas mesmas florestas. Nesta mesma década, DANSEREAU (1947) descreveu a zonação e a sucessão da fauna e da flora das restingas do Rio de Janeiro.

Segundo MARTINS (1989), nos anos de 1946 e 1947, Veloso caracterizou e ordenou as comunidades serais da sucessão e comparou as informações obtidas com as das florestas temperadas. Mais tarde, em uma série de seis artigos publicados entre 1957 e 1968, Veloso e Klein ampliaram os conhecimentos sobre a sucessão secundária e suas relações com o ambiente.

Trabalhando no planalto de Curitiba (PR), IMAGUIRRE (1978/80), analisou alguns aspectos da sucessão secundária e listou diversas espécies vegetais como pertencentes às diferentes séries de sucessão.

MARTINS (1979) discutiu o estágio sucessionai da mata Capetinga, do Parque Estadual de Vassununga (SP) e ROSSI (1987) também o fez para a

mata da Reserva da Cidade Universitária da USP. KLEIN (1980), em seus estudos sobre a ecologia da flora do vale do Itajaí (SC), descreveu, para diferentes formações vegetais, os seguintes estádios: pioneiro, capoeirinha, capoeira, capoeirão e mata secundária.

Estudando a dinâmica de *Araucaria angustifolia*, REITZ & KLEIN (1966) consideram-na uma espécie pioneira e heliófita e não uma espécie dominante no sentido dinâmico. BACKES (1983) reforçou esta constatação, verificando a substituição durante os estádios sucessionais de *A. angustifolia* por *Podocarpus lambertii*.

Todos estes trabalhos abordaram aspectos qualitativos dos processos de sucessão e somente na década de 1980 surgiram os primeiros trabalhos com enfoque quantitativo e/ou dinâmico.

CARVALHO (1982), estudando a regeneração natural de uma área da Floresta Nacional de Tapajós (PA), utilizou a abundância, a frequência, a posição sociológica e o grau de agregação das espécies na análise quantitativa dos dados. JARDIM (1986/87) apresentou um modelo matemático para expressar a taxa de regeneração natural das florestas tropicais. O primeiro trabalho caracteriza-se como uma abordagem estática e o segundo, como uma abordagem dinâmica.

CASTELLANI (1986) analisou a sucessão secundária inicial após fogo, na mata da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas (SP), utilizando técnicas de ordenação e métodos de análise quantitativa de vegetação, e de diversidade. Este é, no país, o primeiro estudo quantitativo detalhado da sucessão secundária, através de uma abordagem dinâmica.

Os trabalhos brasileiros mais recentes sobre a sucessão secundária geralmente classificam ou identificam o estágio sucessional da mata estudada e discutem ou fazem comentários sobre as espécies pioneiras, secundárias tardias ou do clímax, associadas à regeneração natural (GANDOLFI, 1991; JARENKOW & BAPTISTA, 1987; KOTCHETKOFF-HENRIQUES, 1989). Verifica-se, portanto, que os estudos sobre a sucessão

secundária, assim como o conhecimento da biologia das espécies, são ainda incipientes em nosso País.

Nos estudos de sucessão secundária, os métodos empregados para a análise dos resultados são múltiplos e estão diretamente relacionados com o objetivo do trabalho, com as facilidades do autor e com a evolução dos métodos estatísticos e de sua aceitação pela comunidade científica.

Nestes trabalhos, há autores que utilizaram para a análise dos dados obtidos, por exemplo, a porcentagem de cobertura (CASTELLANI, 1986; CREMER & MOUNT, 1965; HARCOMBE, 1977; POSAMENTIER *et al.*, 1981), ou a diversidade (BERNAL & GÓMEZ-POMPA, 1976; CASTELLANI, 1986; TRAMER, 1975). Mas, mais recentemente, verifica-se o emprego de análises multivariadas na interpretação dos resultados, através de métodos de classificação, como a análise de agrupamento (GUEVARA *et al.*, 1986), ou de métodos de ordenação como a análise de componentes principais (AWETO, 1981a; BELL & KOCH, 1980; CASTELLANI, 1986), as médias recíprocas (CASTELLANI, 1986; SWAINE & HALL, 1988), ou a análise de correspondência corrigida (GUEVARA *et al.*, 1986; SWAINE & HALL, 1988).

Segundo MATTEUCCI & COLMA (1982), o melhor procedimento para avaliar a efetividade de uma ordenação consiste em comparar os resultados obtidos com diversos métodos e interpretá-los em função dos gradientes ambientais e dos fatores ambientais operantes.

OBJETIVOS

O presente trabalho foi desenvolvido com os objetivos de:

- avaliar o processo de sucessão secundária em floresta tropical, três e seis anos após perturbação por fogo;
- comparar floristicamente as áreas queimadas em diferentes intensidades, com a vegetação da mata não queimada;
- comparar o estágio atual da sucessão secundária com os estudos realizados por CASTELLANI (1986) logo após a ocorrência do fogo, na mesma área;
- avaliar a adequação de alguns métodos de classificação e ordenação para a análise dos dados;
- analisar o comportamento da germinação de *Trema micrantha*, espécie pioneira de grande importância na nossa região, em relação à presença ou ausência de luz;
- contribuir para o conhecimento florístico e fitossociológico da vegetação da mata da Reserva Municipal de Santa Genebra, em Campinas (SP).

CONCEITOS EM SUCESSÃO

O conceito de sucessão foi desenvolvido primeiramente pelos botânicos De Candolle, De La Malle, Bureau, Hult e Vaupell . Em 1893, Warming apresentou uma visão geral do assunto, mas foram Cowles, em 1899, e Clements, em 1916, os que fizeram o uso mais extenso do conceito de sucessão, estabelecendo uma variada terminologia para as distintas séries e etapas (MARGALEF, 1974).

Os primeiros relatos envolvendo o conceito de sucessão ecológica em florestas tropicais pluviais, foram os de Cook, em 1909, na América Central; de Beebe, em 1919, nas Guianas ; de Brow, em 1919, e Bernoist, em 1924, nas Filipinas, e de Standley, em 1928, no Panamá (KENOYER, 1929).

De acordo com McINTOSH (1981), o conceito básico proposto por Clements, em 1916, como uma lei universal, estabelece que em todas as áreas desnudas desenvolvem-se comunidades, exceto naquelas onde são observadas as condições mais extremas de água, temperatura, luz e solo. Após a divulgação daquele conceito, as idéias de Clements passaram a ser aceitas ou refutadas pelos seus partidários ou oponentes. Alguns dos melhores complementos à visão de Clements foram fornecidas por DRURY & NISBET (1973), ODUM (1969) e PHILLIPS (1934, 1935a, 1935b).

ODUM (1969) aceitou a analogia da sucessão com o desenvolvimento de um organismo e concordou com a descrição de sucessão de Clements como sendo: um processo ordenado, que é razoavelmente direcionado e, desse modo, previsível; o resultado de modificações do ambiente físico pela comunidade, ou seja, controlado pela comunidade; um processo culminando em um ecossistema estabilizado (clímax) com propriedades homeostáticas. A conceituação da sucessão por Odum em 1971, a qual inclui a evolução

ocorrendo ao nível da comunidade, foi descrita como neoclementsiana por Miles, em 1979 (McINTOSH, 1981).

Para CLEMENTS (1928), o clímax é determinado pelo clima regional (clímax climático) e não pode existir senão um único clímax em cada região. De acordo com DAJOZ (1973), no entanto, esta concepção não é aceita pelos ecologistas europeus, para os quais podem existir vários clímax em uma mesma região - teoria de policlímax, desenvolvida por Tansley em 1939 (SELLECK, 1960) e oposta ao do monoclímax. Atualmente, a teoria mais aceita é a do clímax padrão de WHITTAKER (1953), onde a composição, a estrutura de espécies, e o balanço de uma comunidade clímax são determinados pelo ambiente total do ecossistema (todas as características bióticas e abióticas e não por um aspecto só, como por exemplo o clima) (RICKLEFS, 1990).

Segundo COLINVAUX (1973), em 1926 Smuts concebeu uma nova filosofia denominada "holismo", baseada nas idéias de Clements, na qual o universo era visto como sendo construído de agregados, cada um dos quais sendo mais do que a soma de suas partes. Por este motivo, Clements e seus seguidores são chamados de holistas.

Um crítico da visão de Clements foi GLEASON (1917, 1926) que explicou todas as comunidades e sucessões como sendo o resultado de processos ao acaso, culminando em formações não ordenadas. A vegetação de um local passou a ser o produto da soma da distribuição de todos os indivíduos que o habitam (COLINVAUX, 1973).

Desde então, a compreensão da sucessão passou a ser importante por duas razões. A primeira é conceitual, considerando-se o desenvolvimento da Ecologia como ciência, e a segunda mais pragmática, em razão de seu enorme potencial no desenvolvimento de programas para a conservação e exploração dos recursos biológicos (FINEGAN, 1984; RICHARDS, 1979). Todavia, o conceito de sucessão tem mantido uma característica controversa, conforme abordado anteriormente, envolvendo a confrontação entre o holismo, que enfatiza a unidade e integração da natureza, e o

reducionismo, no qual o acaso e as interpretações darwinianas dominam (FINEGAN, 1984).

A teoria reducionista propõe que todos os fenômenos complexos podem ser explicados pela sua redução em expressões as mais simples possíveis e que todos os fenômenos biológicos podem ser explicados por simples leis físicas (LINCOLN *et al.*, 1985).

O desenvolvimento e o interrelacionamento das duas teorias foram revistos por FINEGAN (1984) e McINTOSH (1981), entre outros.

De acordo com FINEGAN (1984), as duas teorias têm em comum o fato de considerarem o ciclo de vida das árvores e que a maior distinção que pode ser feita entre as espécies participantes da sucessão está entre pioneiras (espécies que geralmente são mais proeminentes em áreas abertas e ausentes em florestas fechadas) e árvores da floresta (indivíduos que contribuem para a formação do dossel da floresta madura).

Em resumo, segundo FINEGAN (1984), a ecologia holista considera como objeto de estudo o ecossistema. Os ecossistemas são mantidos por suas propriedades emergentes, que não podem ser deduzidas das partes do sistema. As mudanças sucessionais são sempre consideradas como ocorrendo em estádios, através de "ondas", por grupos de espécies invasoras e controladas pela própria vegetação. Deste modo, as mudanças autogênicas, causadas pela presença de uma espécie ou um grupo delas, torna o ambiente próprio para o próximo grupo de espécies, facilitando as mudanças sucessionais. Esta hipótese é conhecida como a da "facilitação".

Na teoria holística, o controle biológico durante a sucessão dos ciclos de nutrientes também é enfatizado. A sucessão é interpretada teleologicamente como o processo de desenvolvimento de um ecossistema de estabilidade máxima e de máxima eficiência na utilização dos recursos. As mudanças sucessionais são sempre ordenadas, previsíveis e

determinadas, convergindo para a formação da floresta, de diferentes pontos de partidas.

A teoria reducionista tem-se baseado nas interpretações de GLEASON (1917, 1926), onde a comunidade de plantas é considerada como um conjunto fortuito de populações de espécies, cada qual com o seu próprio comportamento. Nesse conceito, o processo sucessional não é determinístico, como uma propriedade emergente da comunidade, mas sim uma função das variações apresentadas pelas populações de espécies ao longo do tempo. O processo de sucessão, portanto, não ocorre em séries de etapas distintas e sim como mudanças irregulares e variáveis das populações através do tempo, faltando a ordenação ou uniformidade (WHITTAKER, 1953).

Ainda de acordo com FINEGAN (1984), a moderna interpretação do modelo da "composição florística inicial" (IFC) de EGLER (1954) se constitui na base da atual teoria reducionista. Nesse modelo todas as espécies que participam da sucessão se estabelecem desde o início ou logo após a abertura de um sítio. A sucessão é meramente uma dominância fisionômica sequencial do local por espécies com diferentes ciclos de vida, taxas de crescimento e diferentes tamanhos na maturidade. A hipótese da facilitação é rejeitada e as mudanças autogênicas são vistas mais como fatores neutros ou inibidores, do que como forças que dirigem a sucessão. A teoria enfatiza que, assim que a densidade de indivíduos aumenta com a sucessão, a disponibilidade de recursos pode decrescer. As espécies pioneiras são vistas como oportunistas explorando um ambiente livre de competição, enquanto que as árvores da floresta são eficientes e conservadoras no uso de recursos.

Esta interpretação de "autogênese" se decompõe em dois modelos subsidiários, o da "tolerância" e o da "inibição".

No modelo da tolerância, as modificações no ambiente devidas aos colonizadores iniciais não aumentam nem reduzem a taxa de recrutamento e crescimento, até a maturidade dos colonizadores mais tardios. As

espécies que aparecem posteriormente na fisionomia da vegetação são, simplesmente, aquelas que chegaram bem no início ou mais tarde na sucessão, em função do vagaroso crescimento das plantas. A sequência de espécies é determinada unicamente pelas características de seu ciclo de vida. Em contraste com as espécies iniciais, os propágulos das tardias são dispersos mais vagarosamente e suas plantas crescem mais lentamente até a maturidade. Assim que a floresta se torna mais escura, algumas espécies têm mais sucesso em crescer na sombra (tolerantes) e, desse modo, a composição de espécies tolerantes se torna maior nas florestas clímax (CONNELL & SLATYER, 1977).

No modelo da inibição, os colonizadores iniciais se apoderam dos recursos e inibem a invasão subsequente de outras espécies ou interrompem o crescimento daquelas já presentes. A morte dos colonizadores é devida às perturbações causadas por extremos físicos ou por herbívoros, parasitas, etc. Por outro lado, a morte dos colonizadores, tanto no modelo de tolerância quanto no da facilitação, dá-se devido à competição com espécies tardias (CONNELL & SLATYER, 1977).

O modelo da composição florística inicial tem sido aceito para as sucessões primária e secundária. Embora o modelo se ajuste às observações de campo de uma maneira mais aproximada que as idéias holistas, ele não é certamente uma explicação e nem mesmo uma descrição geral da sucessão. Diversos trabalhos mostram que diferentes espécies aparecem ao longo dos anos e que os primeiros estádios são dominados por pioneiras. Verifica-se ainda que os estudos de sucessão secundária nas florestas tropicais têm sido ignorados pelos reducionistas. Desse modo, o modelo da IFC é limitado e a causa principal desta limitação deve ser a dispersão diferencial das sementes (FINEGAN, 1984).

A generalização existente de que, em função da ausência de competição, o ambiente da sucessão inicial oferece maiores níveis de recursos do que o faz a floresta e o corolário de que as árvores

pioneiras são exploradoras e as da floresta, conservadoras e tolerantes a recursos escassos, não é mantida pelas evidências. Frequentemente, as espécies pioneiras mostram tolerância, não à sombra, mas a extremos de temperatura, à infertilidade do solo e a substratos propensos a secar, nos ambientes no início da sucessão. As espécies florestais devem ser tolerantes à competição, mas não devem ser muito tolerantes aos ambientes físicos considerados hostis. Sabe-se que as árvores pioneiras causam mudanças que devem aliviar os constrangimentos no estabelecimento de árvores de floresta em ambientes inicialmente adversos, mas tal hipótese e os elementos do reducionismo não são mutuamente exclusivos (FINEGAN, 1984).

FINEGAN (1984) sugeriu que uma terceira teoria deveria ser proposta e enfatizou que nem os reducionistas nem os holistas propuseram modelos que explicassem as observações de campo. Em essência, os reducionistas sustentam que a sucessão ocorre devido à existência de um espectro de tipos de ciclo de vida, os quais são a base para o modelo da composição florística inicial (IFC). As mudanças autogênicas são consideradas como tendo um papel subsidiário e seus efeitos não são vistos como negativos, como nos modelos de tolerância e inibição. Muita importância é também dada ao estocasticismo, um poder desorganizado tão enganoso quanto as propriedades emergentes dos holistas (Levins & Lewontin *apud* FINEGAN, 1984). O modelo reducionista apresenta algumas falhas, ao não considerar os diferentes mecanismos de dispersão das sementes, ao formular generalizações sobre as mudanças ambientais e ao classificar as espécies como exploradoras ou conservadoras.

O ciclo de vida e a tolerância são importantes fatores em qualquer modelo de sucessão, mas não se pode assumir que fornecerão uma explicação completa do fenômeno. É adequado supor que a aptidão de uma árvore pioneira é somente dependente de sua habilidade de colonizar, crescer e produzir sementes nos ambientes sucessionais iniciais. As mudanças do ambiente e o efeito sobre outras espécies são resultados

secundários no processo. O modelo da facilitação deveria supor que certas mudanças ambientais autogênicas pudessem aumentar a entrada de sementes, o estabelecimento de plântulas ou o crescimento e a sobrevivência de indivíduos já estabelecidos na floresta.

A facilitação, a tolerância, a inibição e a alogênese são mecanismos independentes na sucessão e devem afetar o mesmo indivíduo sucessivamente ou simultaneamente durante o seu ciclo de vida (Cooper, 1923, 1931, 1939 apud FINEGAN, 1984). Este último autor enfatizou que se teria mais progresso se a teoria sucessional fosse baseada nas observações e experimentações sobre a biologia populacional das plantas.

Estudando a dinâmica das comunidades maduras, AUBRÉVILLE (1938) sugeriu que a variação espacial da riqueza de espécies de árvores nas florestas tropicais pluviais seria mantida pela variação temporal da composição de espécies em um dado local. Aubréville concebia a floresta como sendo um mosaico de agregados de indivíduos de diferentes espécies e em diferentes estádios de uma sucessão cíclica (CRAWLEY, 1989). Essa teoria ficou sendo conhecida como do "mosaico" ou da "regeneração cíclica" (RICHARDS, 1979).

Ainda, segundo o último autor, o agregado de Aubréville deveria ser um estado seral, proveniente de distúrbios ocorridos na comunidade no passado e que, conjuntamente com as mudanças, fariam parte do processo normal (não cíclico) do desenvolvimento da comunidade em direção ao clímax estável.

Baseando-se também nos processos de regeneração natural, Watt, em 1947, propôs um modelo no qual as mudanças de padrão espacial são dirigidas pelo ciclo de vida dos próprios indivíduos, assim que passam através das suas fases de crescimento de pioneiras, de construção, de maturidade e de degeneração (CRAWLEY, 1989).

O modelo de Watt é atualmente denominado de "ciclo de crescimento florestal" e consta de três fases subseqüentes: a clareira, a construção

e a madura. Estas fases não são estanques e estão em contínua transformação na fase seguinte, com exceção da primeira fase, a da clareira, que é o ponto de partida para o processo sucessional (GANDOLFI, 1991).

Nos últimos 25 anos, modernos estudos da dinâmica das florestas tropicais têm revolucionado os conceitos gerais sobre a dinâmica da estrutura da floresta, como o papel das aberturas no dossel na regeneração natural, os agregados (manchas) de espécies nas comunidades florestais; a heterogeneidade interna das clareiras florestais, entre outros (HARTSHORN, 1989).

Os estudos pioneiros da dinâmica de clareiras, nas diferentes florestas tropicais, têm chamado a atenção para a alta frequência da caída natural das árvores e conseqüente abertura de clareiras.

Esta elevada ocorrência de clareiras tem dado lugar a hipóteses que colocam a perturbação natural como um mecanismo determinante da composição e estrutura das florestas (BROKAW, 1985), sendo as estratégias de regeneração dependentes do padrão de distribuição das clareiras (DENSLOW, 1980).

As clareiras, de natureza estocástica, constituem-se em uma fonte complexa como área para o estabelecimento de árvores florestais. Elas variam em tamanho e na frequência de ocorrência, tanto no tempo quanto no espaço (DENSLOW, 1980), estimulando a regeneração natural de muitas espécies intolerantes à sombra, muitas delas atualmente conhecidas como espécies típicas de clareiras.

O papel das clareiras na manutenção da alta diversidade de espécies, nas florestas tropicais, também tem sido considerado por diferentes autores (ASHTON, 1989; SWAINE, 1989).

Richards, em 1952, descreveu o processo de formação de clareira como sendo o resultado da morte de uma grande árvore que deixa um espaço livre no dossel da floresta tropical. Quando a árvore cai galho

por galho, somente uma pequena clareira é formada, mas se uma grande árvore cai, tem-se, então, uma clareira maior (RICHARDS, 1979).

A origem de grandes clareiras está associada às perturbações naturais menos frequentes como, por exemplo, furacões e deslizamento de terras, mas também podem ser geradas pela ação do homem (HARTSHORN, 1980). A frequência de criação das clareiras naturais é sazonal em muitas florestas tropicais, com o máximo ocorrendo nos meses mais chuvosos (Brokaw, 1982 *apud* HUBBELL & FORSTER, 1989).

Entre os agentes criadores de clareiras destaca-se o fogo, de ocorrência natural ou antrópica. A regeneração das comunidades após a ação do fogo tem sido estudada, tanto nas formações vegetais de clima temperado como nas dos trópicos (BELL & KOCH, 1980; HARNETT & KROFTA, 1989; HOPKINS & ROBINSON, 1981; POSAMENTIER *et al.*, 1981; SAXENA & RAMAKRISHNAN, 1982; SHANKMAN & DALY, 1988; SMITH, 1949; TAYLOR, 1973; UHL, 1987; VOGL, 1969).

É patente que, quanto maior a clareira, mais o microclima dentro dela difere daquele sob o dossel da floresta (WHITMORE, 1976). A luz tem sido considerada como um dos fatores mais importantes nos processos de regeneração e crescimento da mata tropical. Dados recentes confirmam que as espécies do sub-bosque têm taxas mais baixas de fotossíntese do que as primárias do dossel e estas, por sua vez, têm taxas mais baixas do que as pioneiras (BAZZAZ, 1986). As plântulas podem permanecer latentes até morrer ou crescer lenta ou rapidamente, dependendo dos recursos disponíveis e, principalmente, da luz (VAZQUÉZ-YANES & GUEVARA, 1985).

A posição da clareira em relação às coordenadas geográficas também deve ser considerada, pois ela irá determinar um maior ou menor nível de luz e estas diferenças vão influenciar o padrão de reposição de diversas espécies. (POULSON & PLATT, 1989).

A heterogeneidade dentro da clareira, especialmente em relação às variações micro-ambientais, na zona das raízes, do tronco e da copa da

árvore tombada, atua diretamente na composição florística da regeneração das plantas nas clareiras (HARTSHORN 1978, 1980; ORIANI, 1982).

Outra característica importante da clareira é que deve ser considerada é o seu tamanho inicial, o qual está diretamente relacionado com as variações na composição de espécies. Esta variação mostrou ser maior para as espécies intolerantes à sombra do que para as tolerantes (BROKAW & SCHEINER, 1989). Os indivíduos tolerantes à sombra, por sua vez, dependem mais da frequência de distúrbios e da duração do período de clareira (abertura e fechamento) do que do tamanho e do nível de luz (CANHAM, 1989). O período de recuperação das clareiras foi calculado por HARTSHORN (1978) em 118 ± 27 anos para as florestas da Costa Rica e foi aceito por BROKAW (1985) e HARTSHORN (1989) como representativo para outras florestas tropicais de terras baixas, mas criticado, de certo modo, por BARDEN (1989).

LIEBERMAN *et al* (1989), analisando as informações armazenadas a respeito das clareiras, declararam que não concordam com o paradigma da clareira *versus* não-clareira e concluíram que o gradiente de luz, da sombra densa à plena luz solar, é a situação que ocorre normalmente nas florestas tropicais.

Também se postula que a herbivoria e as interações entre plantas poderão, ao menos parcialmente, determinar a sobrevivência diferencial das plântulas que se estabelecem nas clareiras (NÚÑEZ-FARFÁN & DIRZO, 1985).

WHITMORE (1976) observou que nas clareiras ocorrem, de modo geral, o aumento de nutrientes, a diminuição da competição de raízes e também mudanças no microrrelevo e perfil do solo. As espécies pioneiras arbóreas em início de sucessão crescem rapidamente porque estão bem adaptadas para a retirada de nutrientes ou a retenção dos nutrientes sob baixas concentrações destes no solo. Desse modo, durante o processo de sucessão ocorre uma acumulação de nutrientes na vegetação e a recuperação da fertilidade do solo, sendo este um papel muito

importante da vegetação secundária (WILLIAMS-LINERA, 1983; WERNER, 1984).

Em resumo, conclui-se que a luz, a temperatura, a umidade, os nutrientes e a herbivoria estão entre os fatores que afetam a germinação, a fotossíntese e o crescimento das plantas e que precisam ser considerados como parte do ambiente no qual a regeneração ocorre (BAZZAZ, 1986).

VAZQUEZ-YANES (1980) fez uma revisão sobre o conhecimento existente relativo à dispersão de sementes, germinação, colonização, crescimento e o papel na sucessão de certas espécies pioneiras de rápido crescimento e ciclo de vida curto, em florestas tropicais pluviais. Concluiu que estas plantas têm um importante significado na regeneração de clareiras da floresta e de algumas áreas agrícolas abandonadas. Concluiu, também, que a colonização é difícil em solos degradados, onde outros tipos de vegetação podem crescer e perpetuarem-se, interrompendo o processo sucessional, na presença de distúrbios recorrentes.

Diversos trabalhos indicam a existência de um banco de sementes enterradas nos solos das regiões tropicais (GUEVARA & GÓMEZ-POMPA, 1972; HALL & SWAINE, 1980; UHL & CLARK, 1983; UHL *et al.*, 1981; UHL *et al.*, 1982; YOUNG *et al.*, 1987). Estes últimos autores esclareceram que o recrutamento de plântulas do banco de sementes sobrepõe numericamente as sementes vindas após o distúrbio ou brotação e que, imediatamente após o distúrbio, o número de sementes no solo cai verticalmente devido à mortalidade, pouca entrada e germinação. Concluíram que a alta freqüência de distúrbios deve resultar em uma redução da riqueza das espécies, em um aumento da dominância de espécies com sementes de vida longa e em um rápido reflorestamento por plântulas recrutadas do banco de sementes.

A proximidade da fonte de sementes e os mecanismos de dispersão de diásporas de diferentes espécies também são fatores importantes na determinação de quais espécies irão colonizar as clareiras (HARNET &

KROFTA, 1989; HARTSHORN, 1978; KELLMAN, 1970; PICKETT, 1983; WHITMORE, 1982).

McCLANAHAN (1986) verificou que a falta de sementes de espécies climácicas podem, em algumas áreas, resultar em um atraso da sucessão e observou ainda que o índice de diversidade diminuiu com o aumento da distância à fonte de sementes.

A alta capacidade de regeneração vegetativa, depois de distúrbio, a partir de restos persistentes, pode explicar a presença muito cedo na sucessão das espécies secundárias tardias, quando a perturbação não destrói totalmente os restos da vegetação precedente (BERNAL & GÓMEZ-POMPA, 1976; CASTELLANI, 1986; KELLMAN, 1980; TORRES *et al.* 1990; UHL & CLARK, 1983; UHL *et al.* 1981, 1982). A regeneração, portanto, depende de três pontos importantes: sementes presentes no solo na hora do distúrbio, sementes que entram após o distúrbio e brotação de troncos e raízes (YOUNG *et al.*, 1987).

Nas descrições do processo de sucessão secundária freqüentemente são mencionadas diferentes etapas serais e a estas têm sido propostas diversas classificações, com o intuito de caracterizá-las.

VAN STEENIS (1958) denominou as espécies participantes da floresta clímax como estacionárias ou driádes e as espécies que não se regeneram no interior da floresta mas em sua borda, de temporárias ou nômades.

Em 1951, Hutchinson criou o termo "espécies fugitivas", para descrever espécies com competitividade inferior, as quais somente sobrevivem através de colonização de locais perturbados (ABUGOV, 1982).

BUDOWSKI (1963, 1965, 1970), analisando uma série de características das espécies que compunham os estádios serais, estabeleceu, por conveniência, quatro fases: pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax. Considerou as espécies pioneiras e secundárias iniciais como tendo uma ampla distribuição nas florestas tropicais pluviais. Considerou ainda as espécies secundárias tardias como aquelas decíduas, que podem atingir tamanho considerável quando

crecem até idade avançada e que fazem parte do clímax nas florestas secas ou decíduas.

Outros autores classificaram as espécies em: pioneiras pequenas (que requerem clareiras para germinar e se estabelecer, têm vida relativamente curta e raramente são maiores que 30 metros); pioneiras grandes (que também requerem clareiras, atingem mais de 30 m de altura e são persistentes no dossel); e espécies primárias (são espécies capazes de germinar e de estabelecer pelo menos em uma leve sombra e persistem na floresta madura). As duas primeiras categorias foram chamadas de secundárias e a última, de primária (SWAINE & HALL, 1983).

PICKET (1983), Bazzaz & Picket (1980 *apud* OLDEMAN & van DIJK, 1986), propuseram as estratégias de "jogador" e "lutador". As espécies jogadoras são aquelas que produzem grande número de plântulas, as quais não podem sobreviver à sombra. Somente as que recebem a luz é que sobrevivem. O esforço reprodutivo é grande e, assim, pelo menos um indivíduo poderá encontrar uma clareira para crescer. As espécies lutadoras seriam aquelas que produzem pequeno número de plântulas e que podem lutar para sobreviver. Crescem pouco e algumas completam o ciclo de vida dentro do sub-bosque densamente sombreado.

Considerando o papel seletivo das clareiras na definição dos atributos do ciclo de vida das espécies arbóreas, MARTÍNEZ-RAMOS (1985) classificou-as em três grandes grupos: pioneiras, nômades e tolerantes, baseando-se em terminologia de diferentes autores. As árvores pioneiras são aquelas que completam o ciclo de vida unicamente nas clareiras, desenvolvendo-se nesses locais desde o estágio de sementes, as mais longevas provavelmente não passando de 50 anos. As espécies nômades chegam do estágio de plântula ou juvenil ao reprodutivo com a participação das clareiras. São árvores de vida longa, geralmente mais que 100 anos, alcançando o dossel mais alto ou emergente da comunidade. As árvores tolerantes não estão condicionadas de maneira estrita pelas clareiras para completarem seus ciclos de vida, mas têm um período de

vida similar ao das nômades, chegando a permanecer em condições limitantes de luz uma grande proporção de suas vidas. As árvores tolerantes nunca alcançam o dossel superior. MARTÍNEZ-RAMOS (1985), entretanto, enfatizou que a escala não é absoluta e que muitas espécies ficam na intersecção das diferentes fases.

Preocupado com a proliferação da terminologia empregada na análise das florestas tropicais, WHITMORE (1986) propôs a existência de dois grupos: a classe de pioneiras, que tem como sinônimos as intolerantes à sombra, requerentes de luz, nômades, pioneiras ou secundárias, e a classe das primárias, que são as tolerantes à sombra, dríades, climácicas ou primárias.

CLARK & CLARK (1987), baseando-se na dinâmica de clareiras, consideraram a existência de dois extremos. Em um deles situam-se as espécies pioneiras, árvores que dependem das condições de alta luminosidade encontradas em áreas onde a mata foi derrubada ou grandes clareiras. No outro, posicionam-se as não-pioneiras, categoria que se baseia em conceitos diversos de tolerância e dependência de clareira.

LIEBERMAN & LIEBERMAN (1987) mencionaram árvores do dossel como tolerantes à sombra, as quais apresentam grande variação, freqüentemente crescendo rápido e tendo vida longa; e árvores intolerantes à sombra, que também crescem rapidamente, mostram pouca variação e têm ciclo de vida curto.

Posteriormente, SWAINE & WHITMORE (1988) e WHITMORE (1989) propuseram a denominação de climácicas ou pioneiras para caracterizar as espécies da comunidade florestal. As espécies pioneiras são as de clareiras com luz incidente no solo, por pelo menos parte do dia. Nas espécies climácicas, as sementes podem germinar sob o dossel e as plântulas conseguem aí sobreviver. Uma espécie somente pode ser considerada como pertencente a uma dessas guildas através do conhecimento da ecologia de suas sementes e plântulas. As pioneiras variam de vida longa ou curta, pequenas ou grandes e pode-se, ainda,

dividi-las em outras categorias, mas sem se esquecer que se trata de um contínuo.

O importante a ser considerado é que as fases ou estádios do ciclo da floresta são arbitrários e que suas subdivisões são práticas (WHITMORE, 1989). A definição de classes e a locação de espécies dentro delas são fortemente influenciadas pela experiência pessoal e pelas tradições culturais e filosóficas de seus proponentes. Além disso, tais paradigmas têm sempre focado as características médias e têm ignorado a variação ou a amplitude ecológica das espécies (SWAINE *et al.*, 1987b).

O desconhecimento das mudanças populacionais das espécies arbóreas, do ciclo de vida da fauna na sucessão secundária, da dinâmica da flora microbiana ou saprófita, restringem o entendimento dos próprios ciclos de vida das árvores. É conhecido o fato de que a presença ou ausência de determinadas espécies de plantas está associada à presença ou ausência de certos animais ou microorganismos, sejam eles dispersores, predadores, inibidores ou estimulantes do crescimento (GÓMEZ-POMPA & VAZQUEZ-YANES, 1985).

O estudo dos ciclos de vida das espécies primárias e secundárias, ligado ao modelo da distribuição dos mesmos através do tempo, permite-nos entender a sucessão como um processo autoecológico e compreender o fenômeno da regeneração em aspectos que têm ficado fora das possibilidades dos trabalhos sin ecológicos tradicionais, permitindo analisar as relações diretas entre as espécies particulares e o ambiente (GÓMEZ-POMPA & VAZQUEZ-YANES, 1985).

MATERIAL E MÉTODOS

1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma reserva florestal municipal, conhecida como Mata da Santa Genebra, pertencente à Fundação José Pedro de Oliveira, localizada no município de Campinas ($22^{\circ} 49' 45''$ S e $47^{\circ} 06' 33''$ W), no estado de São Paulo, com altitudes variando de 580m a 610m.

A mata, em 1962, compreendia aproximadamente uma área de 4.018.680m² (figura 1). Em 1969 foi reduzida para cerca de 2.558.890m² (figura 2) e, em 1972, para 2.523.298m² (figura 3). Em 1981, segundo a escritura de doação, a mata compreendia uma área de 2.517.759,00m², verificando-se, portanto, que houve, em quase duas décadas, um decréscimo de 37% da área florestada. A fotografia aérea da figura 1 foi executada pela Prospec S.A. e Geofoto S.A., para a Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo. A fotografia aérea da figura 2 foi executada pela Aerofoto Natividade S.A. - projeto Município de Paulínia - e a fotografia aérea da figura 3 foi executada pela Terrafoto S.A., para o IBC-GERCA.

Em 1981, a proprietária sra. Jandyra Pamplona de Oliveira doou a mata para a municipalidade de Campinas, tendo sido criada a Fundação que a administra, com a seguinte finalidade: administrar e preservar a mata, possibilitando a realização de estudos, pesquisas e outras atividades de caráter científico e cultural. Desde então, a Fundação tem administrado a Reserva e seu estágio de preservação pode ser verificado pela imagem de satélite da figura 4.

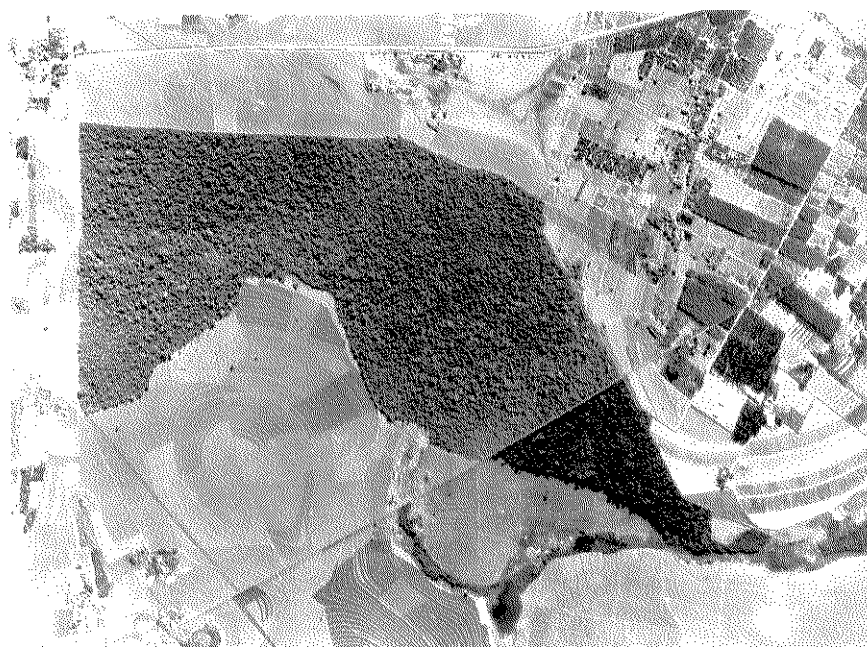
Quanto à origem geológica, a região se localiza na área de contato das rochas sedimentares do período carbonífero, com as rochas eruptivas

FIGURA 1 - Fotografia aérea da mata da Santa Genebra, Campinas (SP), em 1962. Área= 4.018.680 m². Escala aprox. de 1:25.000.



FIGURA 2 - Fotografia aérea da mata da Santa Genebra, Campinas (SP), em 1969. Área= 2.558.890 m². Escala aprox. de 1:20.000.

FIGURA 3 - Fotografia aérea da mata da Santa Genebra, Campinas (SP), em 1972. Área= 2.523.298 m². Escala aprox. de 1:25.000.



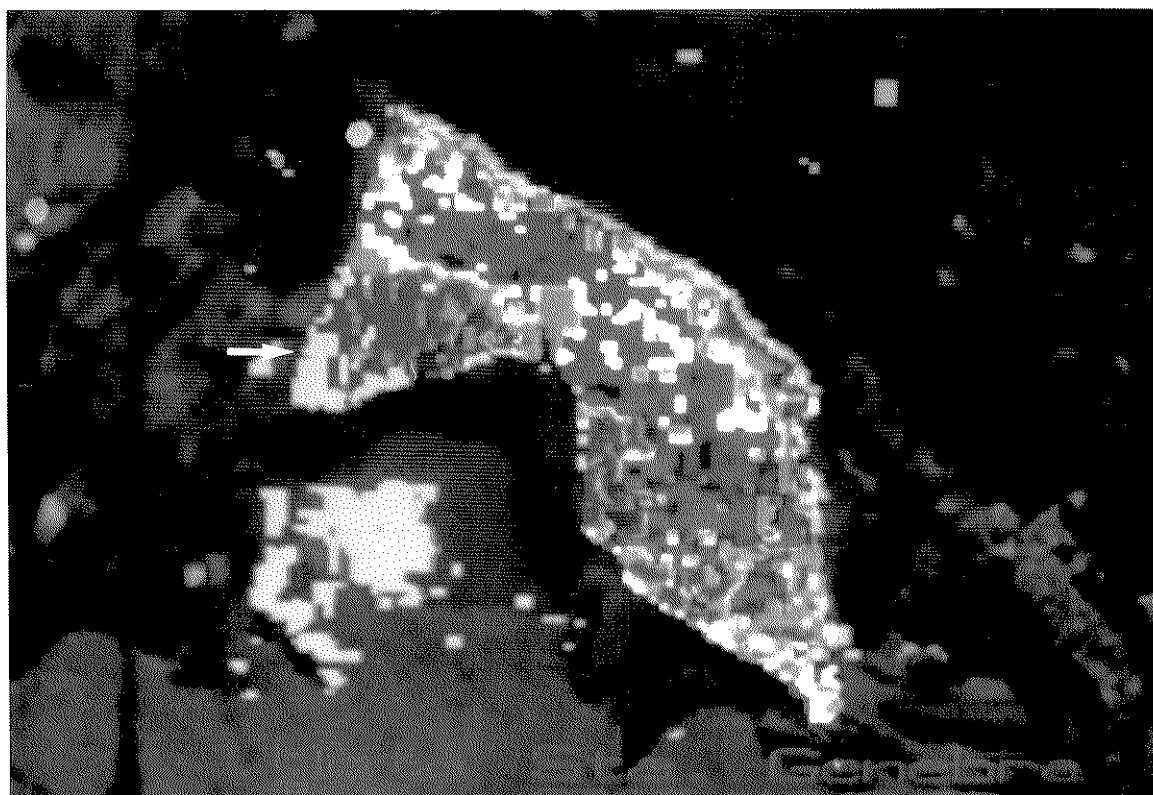


FIGURA 4 - Imagem de satélite "spot", de 12/05/88, da mata Santa Genebra (Campinas, SP). As cores laranja, verde e branca, indicam áreas de mata preservada; azul e lilás, áreas de mata perturbada. A seta mostra a região onde ocorreu o incêndio de 1981 e a direção onde foram locadas as parcelas do presente estudo.

Classificação pelo método do paralelepípedo, nas três bandas da imagem "spot", com uma resolução de 20m. Escalas horizontal 1:15.028 e vertical 1:15.026. Apoio do Núcleo de Monitoramento Ambiental da EMBRAPA, Campinas.

básicas da formação serra geral, do período mesozóico (BISTRICHI *et al.*, 1981). Segundo PONÇANO *et al.* (1981), a unidade de relevo geomorfológico é a de colinas amplas do relevo de degradação, em planaltos dessecados.

A Santa Genebra é uma floresta latifoliada subcaducifólia tropical pluvial ou mata mesófila, segundo ANDRADE LIMA (1966), fazendo parte da unidade fitogeográfica do Complexo do Brasil Central (MATTHES *et al.*, 1988; RIZZINI, 1963).

Em setembro de 1981, um incêndio originado na parte oeste da mata atingiu uma área com cerca de 10ha (cota 600m). O nível de perturbação e destruição causado pelo fogo foi diferencial, apresentando efeitos mais drásticos nos limites da área, onde restaram praticamente cinzas (CASTELLANI, 1986). Em direção ao centro da área, o fogo foi gradativamente mais moderado, queimando os estratos arbustivo e herbáceo ou somente o herbáceo (figuras 5 e 6).

Por ocasião do início deste estudo, em 1983, parte da vegetação secundária já havia se estabelecido (figuras 7, 8 e 9). CASTELLANI (1986) citou, para a região onde o fogo foi mais intenso 144 espécies vegetais (44 famílias), sendo 36,11% lianas, 25,69% herbáceas, 17,36% arbustivas, 15,29% arbóreas e 5,55% subarbustivas.

Como o objetivo principal do presente trabalho era o de analisar o recrutamento e o desenvolvimento de espécies arbóreas e arbustivas, decidiu-se coletar os dados do experimento a partir do início de 1984, logo após o período de estudo de CASTELLANI (1986).

2. Clima

Os dados meteorológicos para a região de Campinas foram fornecidos pela Seção de Climatologia Agrícola do Instituto Agrônômico (IAC) - órgão da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. Os dados foram registrados no posto de primeira classe, situado



FIGURA 5 - Aspecto geral da área onde o fogo foi intenso, destruindo toda a vegetação, em 1981. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP. Cortesia do jornal "Correio Popular".



FIGURA 6 - Aspecto geral da área onde o fogo foi moderado, destruindo parcialmente a vegetação, em 1981. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP. Cortesia do jornal "Correio Popular".



FIGURA 7 - Aspecto geral da área não queimada, por ocasião da instalação das parcelas, em 1983. Mata da Santa Genebra, Campinas (SP).



FIGURA 8 - Aspecto geral da área com fogo moderado, por ocasião da instalação das parcelas, 1983. Mata da Santa Genebra, Campinas (SP).



FIGURA 9 - Aspecto geral da área com fogo intenso, por ocasião da instalação das parcelas, em 1983. Mata da Santa Genebra, Campinas (SP).

no Centro Experimental de Campinas (IAC), a 22° 54' S e 47° 05' W e a 669m de altitude, distante da área de estudo em cerca de 7,5km.

Os gráficos de balanço hídrico sequencial para os anos de 1981, 1987 e o da média de 38 anos foram obtidos de acordo com o método de THORNTHWAITE & MATHER (1955) adaptado por CAMARGO (1978) e para 300mm de água no solo (MOTA, 1976).

3. Solo

Para a análise de solo foram retiradas amostras a três profundidades: 0-20cm; 20-40cm e 40-60cm, em todas as parcelas demarcadas, com o auxílio de um trado de caçamba. De acordo com a localização das parcelas, isto é, se pertenciam à área totalmente queimada, moderadamente queimada ou sem a presença do fogo, juntaram-se as amostras, de maneira que se obtiveram amostras compostas para cada uma das profundidades e para cada uma das áreas.

As análises químicas foram realizadas pela Seção de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas (IAC) e as análises granulométricas, pela Seção de Pedologia (IAC).

A interpretação dos resultados das análises químicas, com relação aos limites altos, médios e baixos, foi feita segundo os conceitos de GARGANTINI *et al.* (1970) e WUTKE (1972), atualizados por RAIJ *et al.* (1985).

A classificação granulométrica foi feita adotando-se a classificação textural da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (LEMONS & SANTOS, 1982).

4. Método utilizado em campo

Foram instaladas quarenta e duas parcelas de 5 x 5m, distribuídas ao longo de uma transeção de 600m de comprimento, de maneira a amostrar as três áreas distintas: onde não houve a incidência de fogo (A), com fogo moderado (B) e onde o fogo foi intenso (C) (figura 10).

As parcelas foram delimitadas nos vértices por quatro estacas de madeira, com 1,20m de altura, e por fios de nylon em seu perímetro. Foram numeradas de 1 a 42 e os números foram pirografados em etiquetas de madeira, posteriormente envernizadas para evitar o apodrecimento.

Para maior facilidade na localização das parcelas, ao longo da transeção foram colocadas estacas com os números correspondentes aos das parcelas localizadas naqueles pontos.

Na área não queimada (A) foram demarcadas doze parcelas, de números 1 a 10, 25 e 26, perfazendo um total de 300m². Na área onde o fogo foi moderado (B), instalaram-se onze parcelas, de números: 11, 14, 15, 16, 18, 19, 23, 29, 31, 36 e 39, perfazendo um total de 275m². Na região de fogo intenso (C), foram alocadas dezenove parcelas, de números: 12, 13, 17, 20, 21, 22, 24, 27, 28, 30, 32, 33, 34, 35, 37, 38, 40, 41 e 42, somando uma área de 475m². Portanto, a área total amostrada foi de 1052m² (0,105ha). O número de parcelas demarcadas nas diferentes condições foi em função da área disponível ao longo da transeção.

Nas parcelas, todos os indivíduos acima de 50cm de altura receberam um número e tiveram seus dados registrados nos anos de 1984 e 1987, em fichas de campo adaptadas de BERNAL & GÓMEZ-POMPA (1976). Os indivíduos com valores de altura maiores que 3,0m tiveram esta medida estimada.

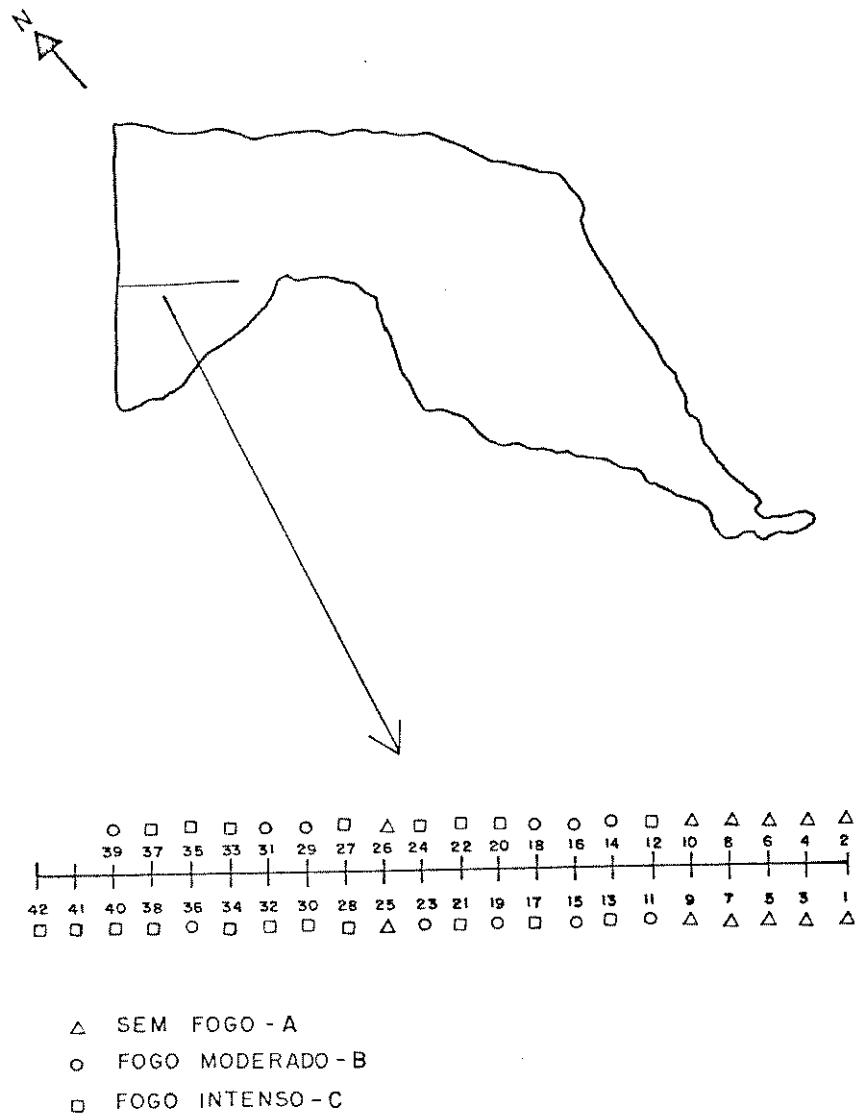


FIGURA 10 - A área da mata e a localização da transeção. O detalhe mostra a distribuição das parcelas ao longo desta transeção. Mata da Santa Genebra - Campinas, SP.

5. Coleta e identificação do material botânico

A coleta do material botânico foi realizada nas parcelas e nas áreas adjacentes a estas e tiveram início em 1983.

Por ocasião da primeira leitura dos dados do experimento (levantamento 1 - 1984), foram coletadas nas parcelas somente amostras para a identificação botânica dos indivíduos de porte arbóreo. Os espécimes arbustivos e herbáceos das parcelas tiveram suas amostras coletadas após a segunda leitura dos dados (levantamento 2 - 1987), evitando-se, assim, a interferência no desenvolvimento das plantas.

O material botânico coletado fora das áreas das parcelas foi utilizado para auxiliar na identificação dos indivíduos contidos nas parcelas, já que estes, em sua maioria, eram plântulas.

As coletas foram herborizadas e a identificação foi feita com o uso de chaves analíticas específicas, consultas ao material de herbário da Universidade de Campinas (UEC) e do Instituto Agrônomo (IAC) e com o apoio dos taxonomistas do Departamento de Botânica da UNICAMP. Contou-se também com a colaboração de taxonomistas do Instituto Agrônomo de Campinas, do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA, Rio de Janeiro). As exsicatas encontram-se depositadas no herbário UEC, sob os números 24.022 a 24.073.

As espécies foram classificadas de acordo com suas formas de vida segundo Ellenberg & Mueller-Dombois (1967, *apud* MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974) e adotou-se o sistema de CRONQUIST (1981), para a classificação a nível de família. Foram também consideradas as categorias sucessionais de GANDOLFI (1991).

6. Parâmetros fitossociológicos

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados com a utilização de um computador tipo PC, através do programa FITOPAC-1, de autoria de SHEPHERD (1988).

Para cada espécie foram obtidos os seguintes parâmetros, estimados de acordo com MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974): frequência absoluta (FA), densidade absoluta (DA), dominância absoluta (DoA), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR), frequência relativa (FR), índice de valor de importância (IVI) e índice de valor de cobertura (IVC). Também foram calculados o volume total (VT) e o volume por espécie (VI).

As fórmulas utilizadas foram:

$$FA_i = 100 (Q_i/Q)$$

$$DA_i = n_i/A$$

$$DoA_i = AB_i/A$$

$$DR_i = 100 (n_i/N)$$

$$DoR_i = 100 (AB_i/ABT)$$

$$FR_i = 100 (FA_i/\sum FA)$$

$$IVI_i = DR_i + FR_i + DoR_i$$

$$IVC_i = DR_i + DoR_i$$

$$VT = \sum VI$$

$$VI = AB_i \cdot h_i$$

onde:

Q_i = número de parcelas com ocorrência da espécie i

Q = número total de parcelas

n_i = número de indivíduos da espécie i

A = área amostrada em m^2

AB_i = área basal da espécie i

N = número total de indivíduos

ABT = área basal total

VT = volume cilíndrico em pé, total (m^3)

VI = volume cilíndrico em pé da espécie i

hi = altura da espécie i (m)

Estes parâmetros foram calculados para o levantamento 1 (1984), levantamento 2 (1987) e também para os três ambientes físicos (situações ecológicas) diferentes - área sem fogo, área com fogo moderado e área com fogo intenso, para os dois levantamentos.

A título de comparação entre aquelas três diferentes situações ecológicas, foram construídos histogramas, considerando as espécies que perfizeram cerca de 50% do IVI total.

Os parâmetros fitossociológicos das famílias (50% do IVI total), bem como seus respectivos números de espécies, foram também apresentados para cada uma das três áreas.

Para o cálculo dos parâmetros fitossociológicos, não foram consideradas as plantas mortas e as lianas.

6.1. Classes de diâmetro

Os números e os parâmetros das classes de diâmetro para o levantamento de 1984 foram dimensionados a partir do método utilizado por BONGERS *et al.* (1988), que permite calcular o número de classes através da fórmula:

$$M = \text{INT} (5 \cdot \log N)$$

onde:

M = número de classes

N = número de indivíduos

INT = o inteiro do número encontrado (calculado).

A amplitude da classe é obtida pela divisão da amplitude total dos valores de diâmetro da população, pelo número de classes (M), incluindo os valores superiores em cada uma delas.

As espécies consideradas para o estudo das classes de diâmetro foram aquelas que possuíam o maior valor de IVI e que, somadas, perfaziam cerca de 50% do IVI total do levantamento i e ainda apresentavam pelo menos 50 indivíduos. Com a intenção de comparação, no levantamento de 1987 foram consideradas as mesmas espécies e os mesmos intervalos de classe.

6.2. Índices de diversidade

Com o auxílio do programa FITOPAC-1 (SHEPHERD, 1988), foram calculados os índices de diversidade e seus correlatos. As fórmulas empregadas estão de acordo com MAY (1976), PIELOU (1975), WHITTAKER (1972).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$$

$$p_i = n_i/N$$

$$J' = H'/H_{\max}$$

$$H_{\max} = \ln S$$

onde:

n_i = número de indivíduos da espécie i

N = número total de indivíduos

H' = índice de diversidade de Shannon

J' = equabilidade

S = número de espécies

7. Análises multivariadas

7.1. Análise de similaridade

As análises de similaridade entre as 42 parcelas, nos dois levantamentos, incluindo todas as espécies amostradas, foram feitas usando-se o programa NTSYS-PC, versão 1.3 (ROHLF, 1988), com o auxílio de um microcomputador tipo PC.

Como medida de similaridade entre as 42 parcelas, utilizou-se o coeficiente de Jaccard (PIELOU, 1984) e para a análise de agrupamento ("cluster") e construção do dendrograma, o método da ligação por média de grupo (UPGMA). Com o programa FITOPAC-1 (SHEPHERD, 1988), também analisaram-se as parcelas utilizando-se a distância euclidiana simples e o método de Ward.

Na interpretação do dendrograma, analisaram-se as espécies comuns às parcelas que formaram os agrupamentos.

7.2. Técnicas de ordenação

Os métodos de ordenação utilizados nas análises da vegetação encontradas nos dois levantamentos foram:

FCA - Análise de componentes principais

RA - Médias recíprocas

DCA - Análise de correspondência corrigida

Os três métodos foram empregados na análise das espécies encontradas na vegetação e na análise das parcelas, nas três situações distintas (parcelas sem fogo, com fogo moderado e com fogo intenso), nos anos de 1984 e 1987.

As espécies com menos de 10 indivíduos foram eliminadas por não interferirem nos resultados e por facilitar a compreensão (GAUCH JR., 1982).

O programa utilizado para o cálculo da PCA foi o NTSYS-PC, versão 1.30 (ROHLF, 1988) e foi empregada uma matriz de correlação, que permite padronizar os dados, fazendo com que as espécies que variam levemente tenham uma influência maior.

Os cálculos de RA e DCA foram realizados com o programa DECORANA, versão modificada para microcomputador PC (HILL, 1979).

8. Estudos de germinação de sementes de *Trema micrantha*

O ensaio de germinação de *Trema micrantha* foi realizado pela Seção de Sementes (IAC), utilizando um germinador com temperatura alternada 20°C e 30°C, dotado de controle termostático, que permite manter a temperatura a 30°C por 8 horas e a 20°C por 16 horas. A umidade interna do germinador foi mantida em aproximadamente 95%.

Foram estudados dois lotes de sementes, colhidos nos dias 25.05.84 e 14.06.84. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com dois tratamentos e quatro repetições.

As sementes que tiveram a luz como tratamento foram semeadas sobre papel de filtro em placas de Petri (4 repetições de 100 sementes cada) e aquelas em que o tratamento era o escuro tiveram as placas de Petri envolvidas em sacos plásticos pretos, com as contagens realizadas em câmara escura, dotada de luz verde de segurança.

As contagens foram efetuadas semanalmente, sendo a última aos 49 dias após a semeadura (7 contagens). Para as análises estatísticas, os dados de proporções (x/N) foram transformados em arco seno da raiz de $x/100$. Para o contraste dos níveis de luz (claro/escuro), foram utilizados o teste "t" (STEEL & TORRIE, 1980).

RESULTADOS

1. Clima

O clima da região de Campinas pertence ao tipo Cwa de Köppen (TREWARTHA, 1954), correspondendo a um clima tropical de altitude, com inverno seco e verão quente e chuvoso, com a temperatura do mês mais quente superior a 22°C e a do mês mais frio, inferior a 18°C .

A região localiza-se a uma altitude de cerca de 700m, apresentando temperatura média anual de $20,6^{\circ}\text{C}$. As temperaturas médias mais elevadas ($23,1^{\circ}\text{C}$) ocorrem nos meses de janeiro e fevereiro e a média mensal mais baixa ($17,1^{\circ}\text{C}$), no mês de julho (MATTHES *et al.*, 1988).

De acordo com os registros fornecidos pela Seção de Climatologia Agrícola do IAC, para o período de 1929 a 1967, observa-se um total anual médio de precipitação de 1.371mm, ocorrendo no regime pluviométrico da região duas estações distintas: uma mais chuvosa, de outubro a março e outra mais seca, de abril a setembro, durante a qual uma deficiência hídrica é esperada (MATTHES *et al.*, 1988).

A tabela 1 (anexo 1) apresenta os dados de temperaturas mensais e valores médios obtidos para o período de 1981 a 1987, sendo o ano de 1981 o da ocorrência do incêndio e os anos de 1984 a 1987, os dos levantamentos de dados 1 e 2, respectivamente. Durante o período de estudo, houve a ocorrência de geada em junho de 1985, quando a temperatura mínima absoluta atingiu $1,4^{\circ}\text{C}$.

O balanço hídrico também está apresentado na tabela 1, onde são observados períodos de deficiência hídrica, principalmente nos meses de junho a outubro. Os meses que apresentaram as maiores deficiências foram setembro de 1981, com 36mm, quando o ano todo registrou 72mm; outubro de 1985, com 33mm (56mm no ano) e novembro de 1987, com 26mm (52mm no ano).

Os dados da velocidade de vento observados entre 1981 a 1987 estão relacionados na tabela 2 (anexo 2). Nota-se nos meses de fevereiro,

maio, setembro e dezembro uma incidência maior de dias que apresentaram rajadas de vento com velocidade maior ou igual a 15m/seg. As maiores velocidades ocorreram em 10/12/1984, quando esta atingiu 32m/seg, e em 28/02/1984 e 11/05/1986, com 26m/seg.

2. Solo

Os solos encontrados na mata Santa Genebra podem ser classificados de acordo com OLIVEIRA et al. (1979) como Latossolo Roxo (associação Barão Geraldo + Limeira e unidade Ribeirão Preto) e Latossolo Vermelho Amarelo (unidade Mato Dentro).

Na área da mata onde foi instalada a transeção com as parcelas, o solo pertence à unidade Ribeirão Preto, classificado como Latossolo Roxo Eutrófico A moderado, textura argilosa.

A tabela 3 apresenta os resultados das análises químicas das amostras do solo coletadas nas parcelas.

TABELA 3 - Resultados das análises químicas do solo da mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

TRATAMENTO		M.O.			TROCÁVEIS (mEq/100 ml TFSA)							V
Parcela	Profund.	%	CaCl ₂	ppm	K	Ca	Mg	H+Al	S	CTC	%	
1 Sem fogo	0-20 cm	3,9	5,2	7	0,25	5,5	1,2	2,4	7,0	9,4	74	
2 Sem fogo	20-40 cm	3,2	5,2	4	0,20	3,3	1,1	2,4	4,6	7,0	66	
3 Sem fogo	40-60 cm	2,4	5,0	3	0,16	2,3	1,1	2,6	3,6	6,2	58	
4 Fogo mod	0-20 cm	4,1	5,4	7	0,25	6,4	1,4	2,1	8,1	10,2	79	
5 Fogo mod	20-40 cm	2,2	5,2	4	0,27	3,1	1,1	2,3	4,5	6,8	66	
6 Fogo mod	40-60 cm	1,5	4,7	2	0,20	1,7	0,7	2,0	2,7	5,5	49	
7 Fogo int	0-20 cm	4,1	5,8	24	0,39	10,0	1,3	2,1	11,7	13,8	85	
8 Fogo int	20-40 cm	3,5	5,8	18	0,30	9,6	1,4	1,7	11,3	13,0	87	
9 Fogo int	40-60 cm	2,7	5,7	7	0,27	5,2	1,3	1,9	6,8	8,7	78	

A acidez do solo, medida de pH em CaCl_2 , foi baixa em todas as amostras coletadas nas parcelas onde o fogo foi intenso e ligeiramente alta nas amostras retiradas na profundidade de 40 a 60cm, das parcelas onde o fogo foi moderado. As demais amostras, das parcelas de fogo moderado e das parcelas sem fogo, apresentaram acidez média.

Os teores de fósforo foram baixos nas amostras coletadas de 0-20cm de profundidade e muito baixos nas outras duas amostras, para as áreas sem a ocorrência de fogo e naquelas com o fogo moderado. Nas parcelas onde o fogo foi intenso, os teores de fósforo foram médios para as profundidades de 0-20cm e 20-40cm e considerados baixos para a amostra de solo coletada a 40-60cm de profundidade.

Quanto ao potássio, em todas as amostras os teores foram médios, com exceção da profundidade de 0-20cm na área onde o fogo foi intenso, apresentando valor considerado alto.

Em relação ao magnésio, as análises mostraram valores altos, salvo a amostra retirada à profundidade de 40-60cm, na área onde o fogo foi moderado, na qual o teor de magnésio foi baixo.

A saturação de bases (V) apresentou, para a área sem fogo, valores altos à profundidade de 0-20cm e valores médios para as demais profundidades. Para as amostras coletadas na região onde o fogo foi moderado, os valores de saturação em bases foram alto, médio e baixo, respectivamente, nas profundidades de 0-20cm, 20-40cm e 40-60cm. Na área onde o fogo foi intenso, todos os valores obtidos foram altos.

Na tabela 3 são apresentados também os resultados das análises de matéria orgânica (M.O. %), de cálcio, de acidez potencial, de soma de bases e da capacidade de troca de cátions, expressos em meq/100 cm^3 de terra fina seca ao ar.

Os resultados das análises granulométricas das amostras de solo coletadas nas parcelas onde não houve fogo, onde houve fogo moderado e naquelas onde o fogo foi intenso, nas três profundidades, estão

dispostos na tabela 4. São também apresentados os resultados da classificação textural de acordo com LEMOS & SANTOS (1982).

TABELA 4 - Resultados das análises granulométricas do solo da mata Santa Genebra, Campinas, SP.

TRATAMENTO		ARGILA	SILTE	AREIA FINA	AREIA GROSSA	CLASSIFICAÇÃO
Parcela	Profund.	%	%	%	%	
1 Sem fogo	0-20 cm	34	21	21	24	Franco-argilo-arenoso
2 Sem fogo	20-40 cm	38	18	20	24	Argila-arenosa
3 Sem fogo	40-60 cm	47	16	18	19	Argila
4 Fogo mod	0-20 cm	44	22	18	16	Argila
5 Fogo mod	20-40 cm	46	24	16	14	Argila
6 Fogo mod	40-60 cm	54	20	14	12	Argila
7 Fogo int	0-20 cm	48	25	14	13	Argila
8 Fogo int	20-40 cm	55	21	12	12	Argila
9 Fogo int	40-60 cm	60	18	11	11	Muito argiloso

Observa-se, por aqueles dados, que a fração argila aumenta com a profundidade do solo e no sentido da área sem a presença do fogo, para a área onde o fogo foi intenso. Os teores de areia fina e areia grossa mostraram um sentido exatamente inverso.

Na área da mata com ausência de fogo, o solo foi classificado como "franco-argiloso-arenoso", "argila-arenosa" e "argila" para as amostras coletadas às profundidades de 0-20cm, 20-40cm e 40-60cm, respectivamente.

O solo da região com fogo moderado foi classificado como "argila" e, na região onde o fogo foi intenso (amostras 7 a 9), "argila" para as profundidades de 0-20cm e 20-40cm e "muito argiloso" à profundidade de 40-60cm.

3. Composição florística

3.1. Florística do trecho estudado

Nas 42 parcelas, nos anos de 1984 e 1987, foram amostradas 164 espécies pertencentes a 47 famílias e 100 gêneros, sendo considerados somente os indivíduos que possuíam 0,50m ou mais de altura.

A tabela 5 relaciona as espécies encontradas nos levantamentos de 1984 e 1987, em ordem alfabética de famílias, gêneros e espécies. Das 164 espécies, 130 foram identificadas a nível específico, 21 a nível de gênero e 13 a nível de família. Alguns indivíduos, 27 ao todo, que não puderam ser identificados foram agrupados em uma única classe, denominada "desconhecida".

As famílias que apresentaram os maiores números de espécies foram: Solanaceae 21 (12,8%); Myrtaceae 12 (7,3%); Rubiaceae 10 (6,1%); Rutaceae 9 (5,5%); Euphorbiaceae 9 (5,5%); Mimosaceae 8 (4,9%); Meliaceae 6 (3,7%) e Compositae 6 (3,7%). Estas famílias contribuíram com aproximadamente 50% das espécies existentes.

No levantamento realizado em 1987, foram observadas *Eupatorium vauthierianum*, *Piptocarpha sellowii* e *Solanum pseudocapsicum*, espécies que não foram amostradas em 1984. Em contrapartida, *Cordia* sp. 2, *Patagonula americana*, *Senna macranthera*, *Vernonia polyanthes*, Compositae 1, *Sebastiania brasiliensis*, *Strychnos* sp., *Sida* sp., *Trichilia* sp., Myrtaceae 4 e 5, *Chomelia* sp., *Psychotria* sp., *Zanthoxylum* sp., *Capsicum frutescens* var. *baccatum*, *Solanum* spp. (1 a 6), Solanaceae 2 e 3, *Aegiphylla* sp., *Lantana* sp. e *Lippia chamissonis*, somente foram amostradas no levantamento realizado em 1984.

TABELA 5 - Espécies amostradas na mata Santa Genebra (Campinas, SP), nos anos de 1984 e 1987. (Ch herb=caméfito herbácea; PL=fanerófito liana; Mes P scap=mesofanerófito escaposa; Ch frut=caméfito arbustiva; T caesp=anual cespitosa; Mi P scap=microfanerófito escaposa; N P caesp=nanofanerófito cespitosa; M P gram=nanofanerófito graminídea; Mi P gram=microfanerófito graminídea; Mi P caesp=microfanerófito cespitosa; Mes P ros=mesofanerófito rosetada; P herb=fanerófito herbácea; N P scap=nanofanerófito escaposa; Ch suff=caméfito subarborescente; * = espécies encontradas em CASTELLANI (1986); A = parcelas sem fogo; B = parcelas de fogo moderado; C = parcelas de fogo intenso).

		1984	1987
1.	ACANTHACEAE <i>Ruellia graecisans</i> Baker - Ch herb	A-B-C	- B-C
2.	AMARANTHACEAE <i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) H.B.K. - PL	- - C	- - C
3.	ANACARDIACEAE <i>Astronium graveolens</i> Jacq. - Mes P scap	A-B-C	A-B-C
4.	ANNONACEAE <i>Rollinia silvatica</i> St. Hil. - Mes P scap	- - C	- - C
5.	APOCYNACEAE <i>Aspidosperma polyneuron</i> Muell. Arg. - Mes P scap *	A-B-C	A-B-C
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Muell. Arg. - Mes P scap	A-B -	A-B -
6.	AQUIFOLIACEAE <i>Ilex cerasifolia</i> Lam. - Mes P scap	A-B-C	A-B-C
7.	BIGNONIACEAE <i>Cuspidaria floribunda</i> (DC.) A. Gentry - PL <i>Jacaranda macrantha</i> Cham. - Mes P scap <i>Macfadyena dentata</i> K. Schum. - PL <i>Zeyhera tuberculosa</i> (Vell.) Bur. - Mes P scap indet. 1 (PL)	A - - A - - A - - - B - A - -	A - - A - - A - - - B - A - -
8.	BOMBACACEAE <i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns - Mes P scap	A - -	A - -
9.	BORAGINACEAE <i>Cordia polycephala</i> (Lam.) Johnston - Ch frut <i>Cordia</i> sp. 1 - Mes P scap <i>Cordia</i> sp. 2 - Mes P scap <i>Heliotropium transalpinum</i> (Vell.) - T caesp * <i>Patagonula americana</i> L. - Mes P scap	- - C - B-C - - C - - C - - C	- - C - B-C - - - - - C - - -
10.	CAESALPINIACEAE <i>Bauhinia</i> aff. <i>pruinosa</i> Vog. - Mes P scap <i>Hymenaea courbaril</i> L. - Mes P scap <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. - Mes P scap <i>Senna macranthera</i> (Colladon) Irwin & Barneby-Mi P scap	A - - A - - - - C A - -	A - - A - - - - C - - -
11.	CARICACEAE <i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC. - Mes P scap *	- B-C	- B-C

continuação da tabela 5

	1984	1987
12. CECROPTACEAE		
<i>Cecropia</i> spp. - Mes P scap *	- B-C	- B-C
13. COMPOSITAE		
<i>Eupatorium vauthierianum</i> DC. - N P caesp	- - -	- - C
<i>Piptocarpha sellowii</i> (Schultz Bip.) Baker		
- Mes P scap	- - -	- - C
<i>Vernonia diffusa</i> Less - Mes P scap	- B-C	- B-C
<i>Vernonia polyanthes</i> Less - Mi P scap *	- B-C	- - -
<i>Vernonia</i> sp.	- - C	- - C
indet. 1	A - -	- - -
14. EUPHORBIACEAE		
<i>Actinostemon communis</i> (Muell. Arg.) Pax -		
Mes P scap	A-B-C	A-B-C
<i>Alchornea iricurana</i> Casar - Mes P scap	- B-C	- B-C
<i>Croton floribundus</i> Spreng. - Mes P scap *	- B-C	- B-C
<i>Croton salutaris</i> Casar - Mes P scap	A-B -	A-B -
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees)		
I. M. Johnston - Mes P scap	A - -	A - -
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. -		
Mes P scap	A - -	- - -
<i>Sebastiania edwalliana</i> Pax & Hoffm. -		
Mes P scap	A - -	A - -
<i>Securinega guaraiuva</i> Kuhl. - Mes P scap	A-B -	A-B -
indet. 1	- - C	- - C
15. FABACEAE		
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.		
- Mes P scap *	A-B-C	A-B-C
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl. -		
Mes P scap	- B-C	- B-C
<i>Machaerium acutifolium</i> Vog. - Mes P scap *	A - -	A - -
<i>Machaerium stipitatum</i> Vog. - Mes P scap *	- B-C	- B-C
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f. - Mes P scap	A - -	A - -
16. FLACOURTIACEAE		
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briquet -		
Mes P scap	A-B-C	A-B-C
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L. -		
Mes P scap	- B -	- B -
17. GRAMINEAE		
<i>Lasiacis ligulata</i> Hitch. & Chase -		
N P gram	- B-C	- B-C
<i>Merostachys</i> sp. - Mi P gram *	A-B-C	A-B-C
<i>Olyra latifolia</i> L. - N P gram	- B -	- B -
<i>Olyra micrantha</i> H.B.K. - N P gram	A - -	A - -
18. HIPPOCRATEACEAE		
<i>Hippocratea volubilis</i> L. - FL	A - -	A - -
19. ICACINACEAE		
<i>Citronella megaphylla</i> Miers -		
Mes P scap	A - -	A - -
20. LAURACEAE		
<i>Nectandra saligna</i> Nees - Mes P scap	A - -	A - -
<i>Ocotea pretiosa</i> (Nees & Mart. ex Nees)		
Mez. - Mes P scap	A - -	A - -
<i>Ocotea puberula</i> Nees - Mes P scap	A - C	A - C

continuação da tabela 5

	1984	1987
21. LECYTHIDACEAE		
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) O. Kuntze - Mes P scap	- B -	- B -
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) O. Kuntze - Mes P scap	A-B-C	A-B-C
22. LOGANIACEAE		
<i>Strychnos</i> sp. - Mi P scap	A - -	- - -
23. MALPIGHIACEAE		
<i>Dicela bracteosa</i> Griseb. - FL	A - -	A - -
<i>Stigmaphyllon lalandianum</i> Juss. - PL	A - -	A - -
indet. 1 - PL	A - -	A - -
24. MALVACEAE		
<i>Abutilon peltatum</i> K. Sch. - Mi P caesp *	- B-C	- B-C
<i>Pavonia sepium</i> St. Hil. - N P caesp	A - -	A - -
<i>Sida</i> sp. - Ch	- - C	- - -
25. MELIACEAE		
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. - Mes P scap	A - -	A - -
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss. - Mes P scap	A - C	A-B-C
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC. - Mes P scap	A-B -	A-B-C
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss. - Mi P scap	A-B-C	A-B-C
<i>Trichilia pallida</i> Sw. - Mes P scap	A-B -	A-B -
<i>Trichilia</i> sp.	- - C	- - -
26. MIMOSACEAE		
<i>Acacia</i> aff. <i>glomerosa</i> Benth. - Mes P scap	- - C	- - C
<i>Acacia</i> aff. <i>riparia</i> H.B.K. - Mi P scap	- - C	- - C
<i>Acacia paniculata</i> Willd. - Mes P scap *	A - C	A - C
<i>Acacia polyphylla</i> DC. - Mes P scap	- B -	- B-C
<i>Acacia</i> sp. - FL	- - C	- - C
<i>Holocalyx balansae</i> Mich. - Mes P scap *	A-B-C	A-B-C
<i>Inga fagifolia</i> Willd. - Mes P scap	A - -	A - -
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr. - Mes P scap	A-B-C	A-B-C
27. MORACEAE		
<i>Chlorophora tinctoria</i> Gaudich. - Mes P scap *	- - C	- - C
<i>Ficus glabra</i> Vell. - Mes P scap	A-B-C	A-B-C
28. MYRSINACEAE		
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez. - Mes P scap	A-B-C	A-B-C
<i>Stylogyne warmingii</i> Mez. - Mes P scap	A - -	A - -
29. MYRTACEAE		
<i>Eugenia</i> aff. <i>florida</i> DC. - Mes P scap	A - -	A - -
<i>Eugenia gardneriana</i> Berg. - Mi P scap	A-B-C	A-B-C
<i>Eugenia ligustrina</i> Willd. - Mi P scap	A - C	A - C
<i>Eugenia olivacea</i> Berg. - Mi P scap	A-B -	A-B -
<i>Eugenia uniflora</i> Berg. - Mi P scap	A - -	A - -
<i>Myrceugenia campestre</i> (DC.) Legrand & Kaus - Mi P scap	A - C	A - C
indet. 1	A - -	A - -
indet. 2	A - -	A - -
indet. 3	A - -	A - -
indet. 4	- B -	- - -
indet. 5	- - C	- - -

continuação da tabela 5

	1984	1987
30. NYCTAGINACEAE		
<i>Guapira olfersiana</i> Mart. - Mes P scap *	A - -	A - -
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz - Mes P scap	A - C	A - C
<i>Pisonia aculeata</i> L. - Mes P scap	A - -	A - C
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl - Mes P scap	- B -	- B -
31. PALMAE		
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman - Mes P ros	- - C	- - C
32. PHYTOLACCACEAE		
<i>Seguiera langsdorfii</i> Moq. - Mes P scap *	A-B -	A-B -
33. PIPERACEAE		
<i>Ottonia propinqua</i> Kunth - P herb	A - -	A - -
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i> (Jacq.) Juncker - P herb *	A-B-C	A-B-C
<i>Piper mollicomum</i> Kunth - P herb	- B-C	- B-C
34. POLYGALACEAE		
<i>Diclidanthera laurifolia</i> Mart. - PL	A - -	A - -
<i>Polygala klotzschii</i> Chad. - N P caesp	A-B-C	A-B-C
35. RHAMNACEAE		
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins - Mes P scap	- B -	- B-C
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reiss - Mes P scap	A - C	A - -
36. RUBIACEAE		
<i>Chomelia</i> sp. - N P caesp	- - C	- - -
<i>Coffea arabica</i> L. - N P caesp	A-B-C	A-B-C
<i>Coutarea hexandra</i> Schumann - Mes P scap	- - C	- - C
<i>Ixora gardneriana</i> Benth. - Mes P scap	A-B -	A-B -
<i>Psychotria hastisepala</i> Muell. Arg. - N P caesp	A - -	A - -
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schlecht. - N P caesp	A-B-C	A-B-C
<i>Psychotria pubigera</i> Muell. Arg. - N P caesp	A - -	A - -
<i>Psychotria vauthierii</i> Muell. Arg. - N P caesp	A - -	A - -
<i>Psychotria</i> sp. - N P caesp	A - -	- - -
indet. 1	- B-C	- B-C
37. RUTACEAE		
<i>Cusparia pentandra</i> St. Hil. - Mi P scap	A-B -	A-B -
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (St. Hil.) A. Juss. - Mi P scap	- B-C	- B-C
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl. - Mes P scap	A-B-C	A-B-C
<i>Galipea jasminiflora</i> (St. Hil.) Engl. - Mi P scap *	A-B-C	A-B-C
<i>Metrodorea nigra</i> St. Hil. - Mi P scap	A-B-C	A-B-C
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. - Mes P scap *	A-B-C	A-B-C
<i>Zanthoxylum hiemale</i> St. Hil. - Mes P scap	A - C	A - C
<i>Zanthoxylum</i> aff. <i>nemorale</i> Mart. - Mes P scap	A - C	A - C
<i>Zanthoxylum</i> sp. - Mes P scap	A - -	- - -
38. SAPINDACEAE		
<i>Allophylus edulis</i> (St. Hil.) Radlk. - Mes P scap	- - C	- - C
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. - Mes P scap	- - C	- - C
39. SAPOTACEAE		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichl.) Engl. - Mes P scap	A-B -	A-B -
40. SIMARUBACEAE		
<i>Picramnia warmingiana</i> Engl. - Mes P scap	A - -	A-B -

conclusão da tabela 5

	1984	1987
41. Solanaceae		
<i>Athenaea picta</i> Sendt. - N P caesp	- B-C	- B-C
<i>Capsicum frutescens</i> var. <i>baccatum</i> Irish.	- - C	- - -
- P herb *		
<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart. ex Sendt.	- B -	- B -
- Mi P scap	- B-C	- B-C
<i>Cyphomandra cornigera</i> Dum. - P herb	- B-C	- - C
<i>Solanum acerosum</i> Sendt. - T caesp	- - C	- - C
<i>Solanum americanum</i> Mill. - T caesp *	- B-C	A - C
<i>Solanum capsicoides</i> Mart. - P herb	- - C	- - C
<i>Solanum concinnum</i> Schott - P herb *	- B-C	- B-C
<i>Solanum erianthum</i> D. Don - Mi P scap *	- B-C	- - C
<i>Solanum gnaphalocarpum</i> Vell. - P herb	- - -	- - C
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L. - P herb	- - C	- - C
<i>Solanum swartzianum</i> Rotn. & Schult. -	- - C	- - C
N P scap	- - C	- - -
<i>Solanum</i> sp. 1	- B -	- - -
<i>Solanum</i> sp. 2	A - -	- - -
<i>Solanum</i> sp. 3	- - C	- - -
<i>Solanum</i> sp. 4	- - C	- - -
<i>Solanum</i> sp. 5	- - C	- - -
<i>Solanum</i> sp. 6	- - C	- - C
indet. 1	- B -	- - -
indet. 2	- - C	- - -
indet. 3		
42. STERCULIACEAE		
<i>Byttneria catalpifolia</i> Jacq. - FL	A - -	A - -
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. - Mes P scap	- B -	- B -
43. TILIACEAE		
<i>Triumfetta bartramia</i> L. - N P caesp	- - C	- - C
44. ULMACEAE		
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sargent -	A-B-C	A-B-C
Mi P caesp	A - -	A-B -
<i>Celtis</i> sp. - Mi P caesp	- B-C	- B-C
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume - Mes P scap *		
45. URTICACEAE		
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. -	A-B-C	A-B-C
Mi P scap *		
46. VERBENACEAE		
<i>Aegiphylia sellowiana</i> Cham. - Mes P scap *	- B-C	- B-C
<i>Aegiphylia</i> sp. - Mi P scap	- - C	- - -
<i>Aloysia virgata</i> (R. & P.) Juss. -	- B-C	- B-C
Mi P scap *	- - C	- - -
<i>Lantana</i> sp. - Ch frut	- - C	- - -
<i>Lippia chamissonis</i> D. Dietr. - Ch frut	- - C	- - -
47. VIOLACEAE		
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (St. Hil.) Taub.	A-B-C	A-B-C
- N P caesp *	- B -	- B -
<i>Hybanthus brevicaulis</i> Mart. - Ch suff		
48. DESCONHECIDA		
49. MORTA		

3.2. Florística amostrada nas áreas sem fogo, de fogo moderado e de fogo intenso

Além de apresentar a relação das espécies encontradas nos dois levantamentos, a tabela 5 ainda considera a distribuição destas espécies nas parcelas, com relação à incidência do fogo.

Nas parcelas locadas na área não atingida pelo fogo, encontraram-se 90 espécies pertencentes a 38 famílias.

As famílias botânicas exclusivas desta área não queimada foram: Malpighiaceae (3 espécies), Loganiaceae (1), Icacinaceae (1), Hippocrateaceae (1) e Bombacaceae (1).

Do total de espécies encontradas nesta área, observou-se que 42 eram exclusivas e que, destas, quatro espécies apresentaram cinco ou mais indivíduos: *Nectandra saligna* (5), *Inga fagifolia* (5), *Psychotria pubigera* (6) e *P. vauthierii* (15) (tabela 6).

Nas parcelas onde a incidência do fogo foi moderada, foram encontradas 76 espécies, pertencentes a 35 famílias. Nesta situação nenhuma família foi exclusiva, porém foram observadas onze espécies de ocorrência exclusiva, destacando-se *Hybanthus brevicaulis*, com quatorze indivíduos (tabela 7).

Na área onde o fogo foi intenso, 97 espécies foram observadas em 36 famílias, das quais Amaranthaceae, Annonaceae, Palmae, Sapindaceae e Tiliaceae foram exclusivas. Observaram-se 38 espécies exclusivas, sendo *Solanum pseudocapsicum* a mais abundante, com cinco indivíduos (tabela 8).

TABELA 6 - Espécies exclusivas das parcelas sem fogo e respectivo número de indivíduos, em 1984 e 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	número de indivíduos	
	1984	1987
<i>Bauhinia</i> aff. <i>pruinosa</i>	1	1
Bignoniaceae	1	1
<i>Byttneria catalpifolia</i>	1	1
<i>Cabralea canjerana</i>	1	1
<i>Citronella megaphylla</i>	1	1
Compositae	1	0
<i>Cuspidaria floribunda</i>	1	1
<i>Dicela bracteosa</i>	2	2
<i>Diclidanthera laurifolia</i>	1	1
<i>Eriotheca candolleana</i>	1	1
<i>Eugenia uniflora</i>	1	1
<i>Eugenia</i> aff. <i>florida</i>	3	3
<i>Guapira olfersiana</i>	1	1
<i>Hippocratea volubilis</i>	14	14
<i>Hymenaea courbaril</i>	2	2
<i>Inga fagifolia</i>	5	5
<i>Jacaranda macrantha</i>	2	2
<i>Macfadyena dentata</i>	1	1
<i>Machaerium acutifolium</i>	1	1
Malpighiaceae	1	1
<i>Myroxylum peruiferum</i>	1	1
Myrtaceae 1	1	1
Myrtaceae 2	2	2
Myrtaceae 3	3	2
<i>Nectandra saligna</i>	5	5
<i>Ocotea pretiosa</i>	1	1
<i>Olyra micrantha</i>	3	3
<i>Ottonia propinqua</i>	1	2
<i>Pachystroma longifolium</i>	1	1
<i>Pavonia sepium</i>	1	1
<i>Psychotria hastissepala</i>	4	4
<i>P. pubigera</i>	2	0
<i>P. vauthierii</i>	15	0
<i>Psychotria</i> sp.	1	0
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	0
<i>Sebastiania edwalliana</i>	1	1
<i>Senna macranthera</i>	1	0
<i>Solanum</i> sp. 3	1	0
<i>Stigmaphyllon lalandianum</i>	1	1
<i>Strychnos</i> sp.	1	0
<i>Stylogyne warmingii</i>	2	2
<i>Zanthoxylum</i> sp.	1	0

TABELA 7 - Espécies exclusivas das parcelas com fogo moderado e respectivo número de indivíduos, em 1984 e 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	número de indivíduos	
	1984	1987
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	1
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	1	1
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	1
<i>Hybanthus brevicaulis</i>	14	10
Myrtaceae 4	1	0
<i>Olyra latifolia</i>	1	2
<i>Pisonia ambigua</i>	1	1
<i>Prockia crucis</i>	1	1
Solanaceae	1	0
<i>Solanum</i> sp. 2	1	0
<i>Zeyhera tuberculosa</i>	1	1

Considerando-se a presença do fogo nas parcelas, isto é, nas parcelas onde o fogo foi moderado e naquelas onde o fogo foi intenso, observa-se que houve a adição das famílias Boraginaceae, Caricaceae, Cecropiaceae e Verbenaceae na relação das famílias encontradas nas parcelas onde o fogo foi intenso. Nota-se, ainda, que também foram acrescentadas mais 25 espécies na relação das espécies encontradas nas parcelas onde houve a presença do fogo. Portanto, o número de espécies que ocorreram somente nas áreas queimadas foi de 73.

As espécies que ocorreram nas parcelas onde houve a incidência de fogo, nos levantamentos 1 e 2, estão listadas na tabela 9, onde se destacam, pelo maior número de indivíduos: *Abutilon peltatum*, *Cecropia* spp., *Cordia* sp. 1, *Croton floribundus*, *Esenbeckia febrifuga*, *Jacaratia spinosa*, *Lasiacis ligulata*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Solanum erianthum* e *Trema micrantha*.

TABELA 8 - Espécies exclusivas das parcelas com fogo intenso e respectivo número de indivíduos, em 1984 e 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	número de indivíduos	
	1984	1987
<i>Acacia aff. glomerosa</i>	1	2
<i>A. aff. riparia</i>	1	1
<i>Acacia sp.</i>	1	1
<i>Aegiphylla sp.</i>	1	0
<i>Allophylus edulis</i>	1	1
<i>Capsicum frutescens</i> var. <i>baccatum</i>	1	0
<i>Chamissoa altissima</i>	1	1
<i>Chlorophora tinctoria</i>	1	1
<i>Chomelia sp.</i>	2	0
<i>Cordia polycephala</i>	1	1
<i>Cordia sp. 2</i>	1	0
<i>Coutarea hexandra</i>	1	1
<i>Eupatorium vauthierianum</i>	0	1
Euphorbiaceae	1	1
<i>Heliotropium transalpinum</i>	1	1
<i>Lantana sp.</i>	1	0
<i>Lippia chamissonis</i>	2	0
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	1
Myrtaceae 5	1	0
<i>Patagonula americana</i>	1	0
<i>Peltophorum dubium</i>	2	2
<i>Piptocarpha sellowii</i>	0	1
<i>Rollinia silvatica</i>	1	1
<i>Sida sp.</i>	1	0
<i>Solanum americanum</i>	1	1
<i>S. concinum</i>	1	1
<i>S. pseudocapsicum</i>	0	5
<i>S. swartzianum</i>	1	1
<i>Solanum sp. 1</i>	1	0
<i>Solanum sp. 4</i>	1	0
<i>Solanum sp. 5</i>	1	0
<i>Solanum sp. 6</i>	1	0
Solanaceae 1	1	1
Solanaceae 3	1	0
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	3
<i>Trichilia sp.</i>	1	0
<i>Triumfetta bartramia</i>	1	1
<i>Vernonia sp.</i>	3	1

A tabela 10 relaciona as espécies e seus respectivos números de indivíduos das parcelas sem fogo e das parcelas onde o fogo foi moderado. Destacam-se, nesta situação, *Aspidosperma ramiflorum*, *Croton salutaris*, *Cusparia pentandra* e *Trichilia claussoni*, com os maiores números de indivíduos.

TABELA 9 - Espécies exclusivas das parcelas com fogo moderado e intenso e respectivo número de indivíduos, em 1984 e 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	número de indivíduos	
	1984	1987
<i>Abutilon peltatum</i>	13	13
<i>Acacia polyphylla</i>	4	4
<i>Aegiphylla sellowiana</i>	4	4
<i>Alchornea iricurana</i>	5	4
<i>Aloysia virgata</i>	6	6
<i>Athenea picta</i>	3	4
<i>Cecropia</i> spp.	16	11
<i>Cordia</i> sp. 1	12	9
<i>Croton floribundus</i>	36	35
<i>Cyphomandra cornigera</i>	4	2
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	17	17
<i>Jacaratia spinosa</i>	147	60
<i>Lasiacis ligulata</i>	13	13
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	11	14
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	2
<i>Piper mollicomum</i>	5	5
<i>Solanum acerosum</i>	4	1
<i>S. capsicoides</i>	5	9
<i>S. erianthum</i>	53	10
<i>S. gnaphalocarpum</i>	5	3
<i>Trema micrantha</i>	201	80
<i>Vernonia diffusa</i>	4	3
<i>V. polyanthes</i>	5	0

TABELA 10 - Espécies exclusivas das parcelas sem fogo e com fogo moderado e respectivo número de indivíduos, em 1984 e 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	número de indivíduos	
	1984	1987
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	90	85
<i>Celtis</i> sp.	4	5
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	3	4
<i>Croton salutaris</i>	25	16
<i>Cusparia pentandra</i>	39	38
<i>Eugenia olivacea</i>	4	4
<i>Ixora gardneriana</i>	3	3
<i>Picramnia warmingiana</i>	1	4
<i>Securinea guaraiuva</i>	6	5
<i>Seguiera langsdorfii</i>	4	5
<i>Trichilia clausseni</i>	25	21
<i>T. pallida</i>	6	6

As espécies e seus respectivos números de indivíduos, das parcelas sem fogo e das parcelas com o fogo intenso estão relacionados na tabela 11, onde *Acacia paniculata*, *Myrceugenia campestre* e *Ocotea puberula* se destacaram das demais pelo número de indivíduos.

TABELA 11 - Espécies exclusivas das parcelas sem fogo e com fogo intenso e respectivo número de indivíduos, em 1984 e 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	nº. de indivíduos	
	1984	1987
<i>Acacia paniculata</i>	16	15
<i>Eugenia ligustrina</i>	1	2
<i>Guapira opposita</i>	2	2
<i>Myrceugenia campestre</i>	11	11
<i>Ocotea puberula</i>	10	10
<i>Pisonia aculeata</i>	1	2
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	2	1
<i>Zanthoxylum hiemale</i>	2	3
<i>Z. aff. nemorale</i>	3	3

Na tabela 12 estão relacionadas as espécies - que ocorrem concomitantemente nos três tipos de parcelas. Nesta relação, as espécies mais numerosas foram: *Actinostemon communis*, *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Celtis iguanaea*, *Centrolobium tomentosum*, *Esenbeckia leiocarpa*, *Ficus glabra*, *Galipia jasminiflora*, *Holocalyx balansae*, *Hybanthus atropurpureus*, *Merostachys* sp., *Metrodorea stipularis*, *Piper amalago*, *Piptadenia gonoacantha*, *Polygala klotzschii*, *Ruellia graecisans*, *Trichilia elegans* e *Urera baccifera*.

O número de indivíduos que morreram e os recrutados durante o período de 1984 a 1987, nos três tipos de parcelas, está apresentado na tabela 13. Os valores estão expressos em porcentagem, em relação ao total parcial de indivíduos mortos.

TABELA 12 - Espécies comuns às parcelas sem fogo, com fogo moderado e fogo intenso e respectivo número de indivíduos, em 1984 e 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	nº. de indivíduos	
	1984	1987
<i>Actinostemon communis</i>	33	44
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	78	75
<i>Astronium graveolens</i>	56	71
<i>Cariniana legalis</i>	4	8
<i>Casearia gossypiosperma</i>	16	13
<i>Celtis iguanaea</i>	164	165
<i>Centrolobium tomentosum</i>	33	27
<i>Coffea arabica</i>	20	17
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	30	40
<i>Eugenia gardneriana</i>	10	9
<i>Ficus glabra</i>	18	21
<i>Galipea jasminiflora</i>	78	71
<i>Holocalyx balansae</i>	27	25
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	314	300
<i>Ilex cerasifolia</i>	11	15
<i>Hetrodorea nigra</i>	15	17
<i>H. stipularis</i>	33	33
<i>Merostachys</i> sp.	27	26
<i>Piper amalago</i>	52	57
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	73	81
<i>Polygala klotzschii</i>	52	58
<i>Psychotria leiocarpa</i>	14	13
<i>Rapanea umbellata</i>	5	7
<i>Ruellia graecisans</i>	32	23
<i>Solanum capsicoides</i>	5	9
<i>Trichilia catigua</i>	3	5
<i>T. elegans</i>	29	24
<i>Urera baccifera</i>	99	83

TABELA 13 - Porcentagem de indivíduos mortos e recrutados, em relação aos totais de indivíduos, nas três situações consideradas, no ano de 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Indivíduos	sem fogo	fogo moderado	fogo intenso
Mortos	14,98	24,96	33,40
Recrutados	5,87	12,88	14,00
Diferença	9,11	12,08	19,40

Nas parcelas do tipo A (sem fogo), pereceram 14,98% e foram recrutados 5,87%. As parcelas tipo B (fogo moderado) apresentaram valores intermediários, com 24,96% e 12,88% de mortos e recrutados, respectivamente. A maior mortandade ocorreu nas parcelas tipo C (fogo intenso), com 33,40%, contra um recrutamento de 14,0%.

Considerando-se a diferença desses dois valores, isto é, número de indivíduos mortos menos o número de indivíduos recrutados, obtêm-se valores menores (9,11%) para as parcelas onde não houve a presença do fogo e valores de 12,08% e 19,40%, respectivamente, para as parcelas com fogo moderado e para as com fogo intenso.

4. Organização da vegetação

4.1. Parâmetros fitossociológicos gerais

Para os levantamentos realizados em 1984 e 1987, foram calculados os valores dos parâmetros fitossociológicos referentes às plantas vivas, excluindo-se as espécies de lianas.

Nas 42 parcelas do levantamento 1 (1984), foram amostrados 2.331 indivíduos, distribuídos em 152 espécies. A densidade total foi de 22.200 indivíduos/ha. A área basal total amostrada foi de 3,20m², correspondendo a 30,50 m²/ha. O volume obtido foi igual a 24,30m³ (231,43 m³/ha).

No levantamento 2 (1987), amostraram-se 1.995 indivíduos, pertencentes a 129 espécies. A densidade total foi de 19.000 indivíduos/ha, a área basal total amostrada, de 3,65m² (34,76 m²/ha) e o volume, de 30,70m³ (292,38 m³/ha).

As porcentagens de espécies representadas por um único indivíduo foram de 41,4% e 31,0% para os levantamentos 1 e 2, respectivamente.

Nas tabelas 14 e 15 (anexos 3 e 4), estão relacionadas as espécies amostradas nesses dois levantamentos e seus parâmetros fitossociológicos, dispostas em ordem decrescente de índices de valor de importância (IVI).

A espécie de maior IVI no levantamento 1 foi *Trema micrantha* (37,89), valor alto em relação à segunda posicionada, *Hybanthus atropurpureus* (18,86). A primeira espécie destacou-se devido, principalmente, ao seu alto valor de dominância relativa. Neste levantamento, foram necessárias 11 espécies para perfazer 50% do IVI total.

No levantamento 2, as espécies com IVI mais alto foram também *Trema micrantha* (35,10) e *Hybanthus atropurpureus* (20,83), havendo uma diminuição na diferença entre os seus valores. Os altos valores de IVI continuaram sendo em função da dominância relativa de *Trema micrantha* e da densidade relativa de *H. atropurpureus*. Observe-se que a densidade absoluta de *T. micrantha*, no segundo levantamento, teve o seu valor bastante diminuído, em relação ao primeiro levantamento.

Na figura 11 estão representadas as espécies que, somadas, detêm cerca de 50% do IVI total. Nota-se que, tanto para o levantamento 1 como para o levantamento 2, além das duas espécies já mencionadas, *Merostachys* sp. também se destacou das demais. Nota-se a mudança de posição das espécies quanto aos valores de IVI de um levantamento para o outro.

Os parâmetros fitossociológicos obtidos para as famílias encontradas, nos levantamentos 1 e 2, estão contidos nas tabelas 16 e 17 (anexos 5 e 6), respectivamente.

A figura 12 mostra o histograma das famílias cujos IVI somados perfizeram cerca de 50% do total, para os dois levantamentos. Está também representado o número de espécies pertencentes a estas famílias.

Nos dois levantamentos, Ulmaceae ocupou a primeira posição de IVI, sendo seguida por Rutaceae e Violaceae. Após estas três primeiras

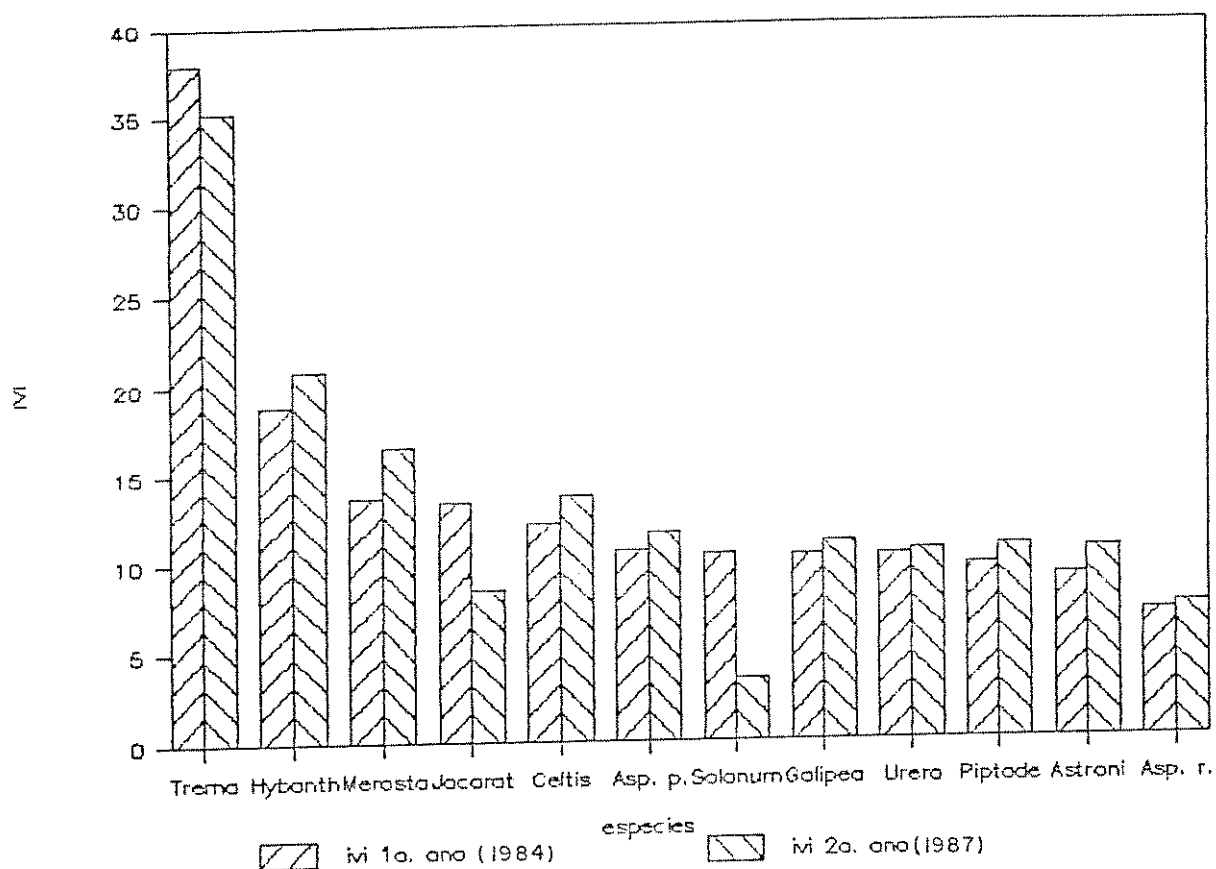


FIGURA 11 - Distribuição do IVI entre as espécies que perfizeram 50% do IVI total, levantamentos de 1984 e 1987. Trema=*Trema micrantha*; Hybanth=*Hybanthus atropurpureus*; Merosta=*Merostachys* sp.; Jacarat=*Jacaratia spinosa*; Celtis=*Celtis iguanaea*; Asp. p.=*Aspidosperma polyneuron*; Solanum=*Solanum erianthum*; Galipea=*Galipea jasminiflora*; Urera=*Urera baccifera*; Piptode=*Piptadenia gonoacantha*; Astroni=*Astronium graveolens*; Asp. r.=*Aspidosperma ramiflorum*. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

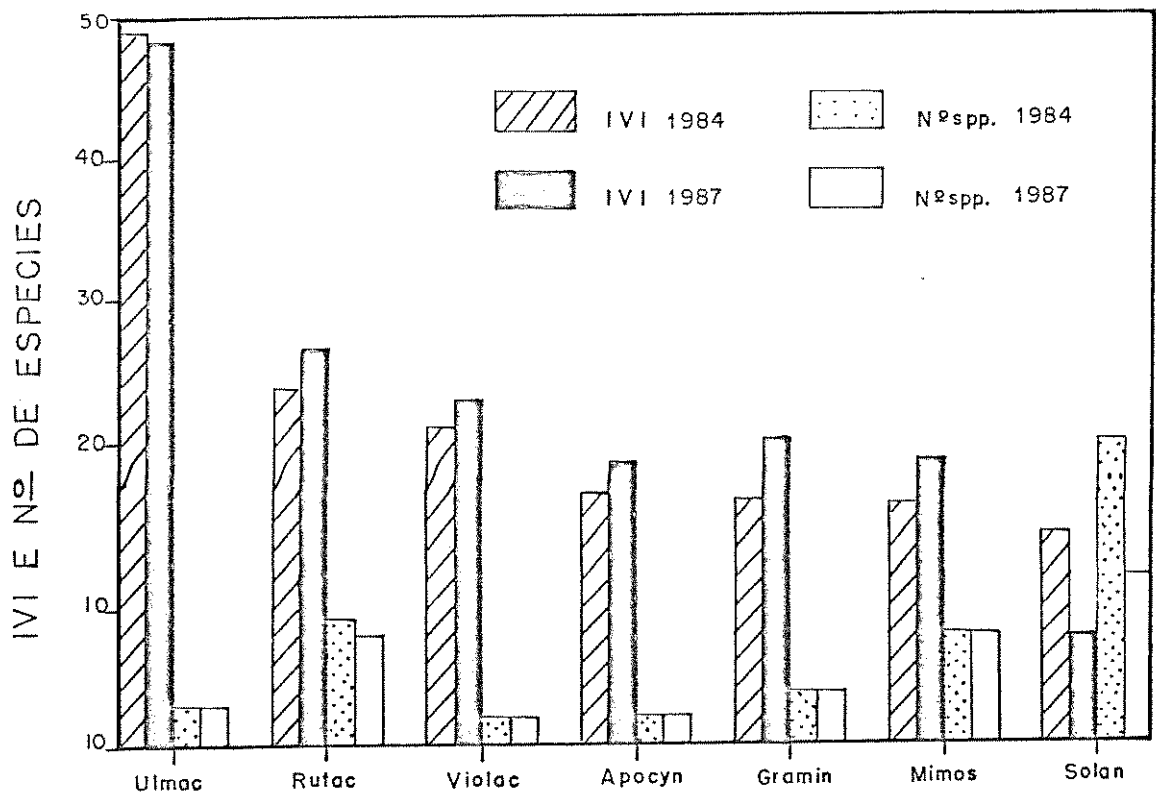


FIGURA 12 - Distribuição do IVI entre as famílias que perfizeram 50% do IVI total e respectivo número de espécies, levantamentos de 1984 e 1987. Ulmac=Ulmaceae; Rutac=Rutaceae; Violac= Violaceae; Apocyn=Apocynaceae; Gramin=Gramineae; Mimos= Mimosaceae; Solan=Solanaceae. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

posições, no levantamento 1, estão representadas, em ordem decrescente de IVI, Apocynaceae, Gramineae, Mimosaceae e Solanaceae e, no levantamento 2, Gramineae, Apocynaceae e Mimosaceae. A família Solanaceae, neste caso, foi deslocada para a décima-sétima posição e está representada naquela figura a título de comparação.

Observe-se, ainda, que o número de espécies foi pequeno para algumas famílias, como Ulmaceae (3 spp.), Violaceae (2 spp.), Apocynaceae (2 spp.). Outras famílias, como Rutaceae, Mimosaceae e Solanaceae contribuíram com um número maior de espécies. Nesta última família, foram amostradas 20 e 12 espécies, respectivamente, para os levantamentos 1 e 2.

4.2. Parâmetros fitossociológicos parciais

Nas tabelas 18 a 29 (anexos 7 a 18), encontram-se os valores dos parâmetros fitossociológicos calculados para as parcelas onde não houve a ocorrência de fogo (A), onde a ocorrência de fogo foi moderada (B) e onde esta foi intensa (C), para os levantamentos 1 e 2.

Nas parcelas A (total de doze), foram amostrados, no levantamento 1, 681 indivíduos pertencentes a 82 espécies. O valor de densidade total foi de 22.700 indivíduos/ha. A área basal total foi 1,05m² (34,97 m²/ha) e o volume calculado, igual a 9,27m³.

Em relação ao levantamento 2, nas parcelas A, amostraram-se 619 indivíduos pertencentes a 75 espécies. O valor da densidade total foi de 20.633 indivíduos/ha e o da área basal, 1,15m² (38,26 m²/ha). O volume total calculado montou em 10,76m³.

De acordo com a tabela 18, as espécies que obtiveram os valores mais altos de IVI, no levantamento 1, foram: *Aspidosperma ramiflorum*, *A. polyneuron*, *Piptadenia gonoacantha*, *Galipea jasminiflora*, entre outras, sendo necessárias doze espécies para perfazer 50% do IVI total.

Na tabela 19, estão relacionados os valores dos parâmetros fitossociológicos das parcelas A do levantamento 2. As espécies que obtiveram os valores mais altos de IVI foram: *Aspidosperma ramiflorum*, *A. polyneuron*, *Piptadenia gonoacantha*, *Merostachys* sp.. Nesta situação, para perfazer 50% do IVI total, foram necessárias as mesmas espécies do levantamento 1, mas com algumas trocas de posição quanto aos valores de IVI.

As comparações dos valores de IVI, para as principais espécies (50% do IVI) dos levantamentos 1 e 2 das parcelas A, podem ser observadas na figura 13, onde se nota ganhos de valores de IVI para algumas espécies como, por exemplo, *Aspidosperma ramiflorum*, *A. polyneuron*, *Merostachys* sp. e *Piptadenia gonoacantha* e perdas desses valores para outras, como *Galipea jasminiflora* e *Trichilia claussoni*.

A. ramiflorum destacou-se pela alta densidade relativa e, apesar da perda de cinco indivíduos no levantamento 2, verificou-se um aumento do IVI, mantendo a primeira posição, em função do ligeiro aumento da densidade e frequência relativas.

O segundo valor mais alto de IVI coube a *A. polyneuron*, em função de suas altas densidade e dominância relativas. De maneira semelhante à espécie anterior, esta espécie perdeu indivíduos e aumentou seu valor de IVI.

Piptadenia gonoacantha, em função da dominância relativa, posicionou-se entre as espécies mais importantes. No levantamento 2, a espécie perdeu três indivíduos, mas apresentou acréscimo no valor de IVI.

Galipea jasminiflora destacou-se pelos valores de densidade e dominância relativas e *Trichilia claussoni*, pela dominância relativa. As duas espécies também perderam indivíduos, oito e seis, respectivamente, mas neste caso houve a diminuição de seus valores de IVI.

As famílias mais importantes das parcelas A do primeiro levantamento (1984) foram: Rutaceae, Apocynaceae, Euphorbiaceae,

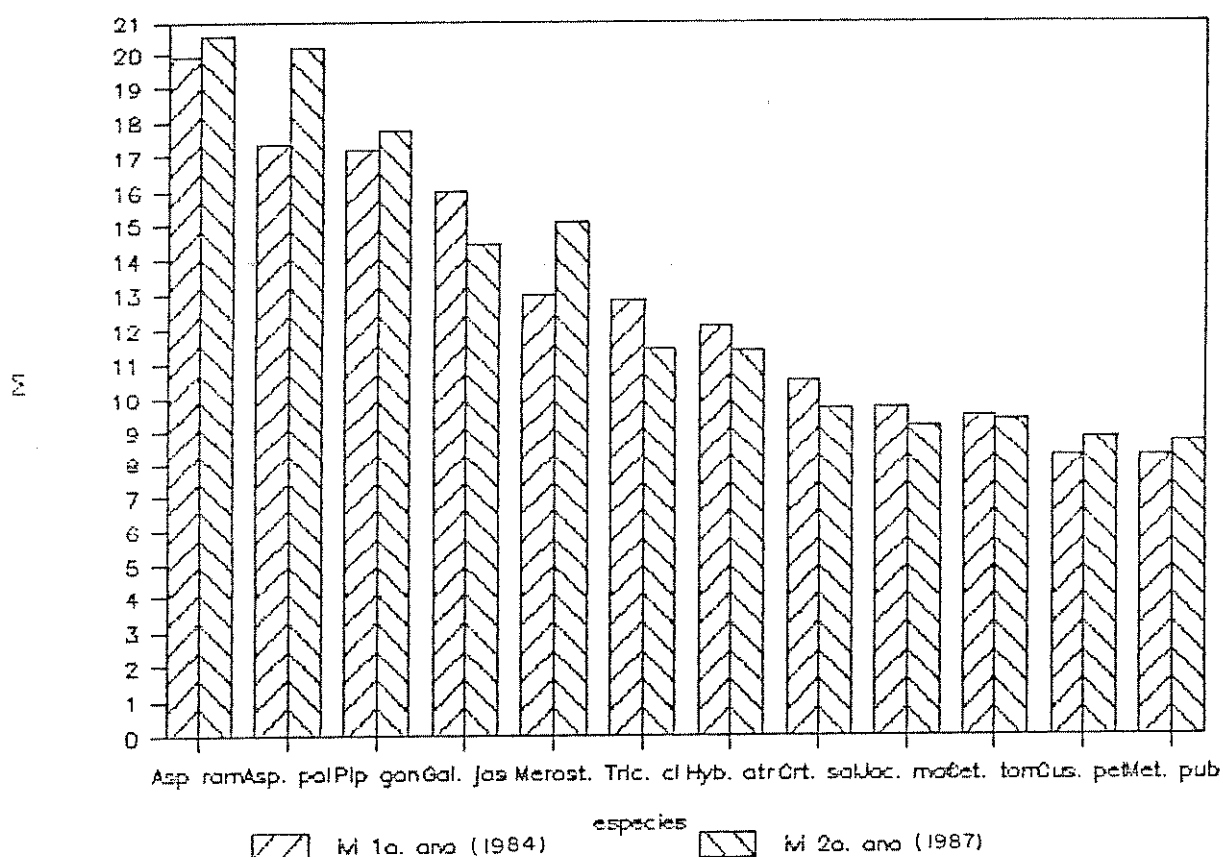


FIGURA 13 - Distribuição do IVI entre as espécies que perfizeram 50% do IVI total, nas parcelas sem fogo, levantamentos de 1984 e 1987. Asp. ram=*Aspidosperma ramiflorum*; Aspi. pol=*Aspidosperma polyneuron*; Pip gon=*Piptadenia gonoacantha*; Gal. jas=*Galipea jasminiflora*; Merost.=*Merostachys* sp.; Tric. cl=*Trichilia claussoni*; Hyb. atr=*Hybanthus atropurpureus*; Crt. sal=*Croton salutaris*; Jac. mac=*Jacaranda macrantha*; Cet. tom=*Centrolobium tomentosum*; Cus. pe=*Cusparia pentandra*; Met. pub=*Metrodorea stipularis*. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Mimosaceae, Meliaceae e Gramineae, cujos valores de IVI, somados, montaram a aproximadamente 50% do IVI total (tabela 24 - anexo 13). Rutaceae contribuiu com 13,37% e Apocynaceae, com 12,03% do IVI total. Os percentuais para Euphorbiaceae e Mimosaceae foram 8,60% e 8,25%, respectivamente.

No levantamento 2 (1987), as famílias de maior IVI foram praticamente as mesmas, ocorrendo somente uma troca de posição entre Euphorbiaceae e Mimosaceae (tabela 25 - anexo 14). Rutaceae correspondeu a 13,32% do IVI total, Apocynaceae a 13,16%, Mimosaceae a 8,74%, Euphorbiaceae a 8,59% e Meliaceae a 6,62%, perfazendo cerca de 50% do IVI total. Neste levantamento, Gramineae não se posicionou entre as famílias mais importantes.

A figura 14 compara as seis famílias mais importantes (50% IVI) do levantamento 1 com as do levantamento 2. Estão também apresentados os números de espécies destas famílias. Rutaceae e Euphorbiaceae praticamente mantiveram, nas duas observações, os mesmos valores de IVI, embora o número de espécies tenha diminuído. Apocynaceae, Mimosaceae e Gramineae sofreram um acréscimo de valor de IVI e mantiveram o mesmo número de espécies. A família Meliaceae diferiu das demais, apresentando as mesmas espécies, mas com diminuição do índice de valor de importância, em função dos decréscimos dos valores de *Trichilia clausseni*, *T. elegans* e *Cabralea canjerana*, apesar dos acréscimos verificados em *T. pallida* e *T. catigua*.

Nas parcelas B foram encontradas, no levantamento 1, o total de 629 indivíduos, pertencentes a 73 espécies. A densidade foi calculada em 22.872 indivíduos/ha e a área basal total em 0,98m², correspondendo a 35,45 m²/ha. O valor do volume total obtido foi de 6,23m³.

Em relação ao levantamento 2, amostraram-se 553 indivíduos e 68 espécies. O valor da densidade total obtido foi de 20.109 indivíduos/ha. A área basal total montou em 1,17m² (42,60 m²/ha) e o volume total, em 7,83m³.

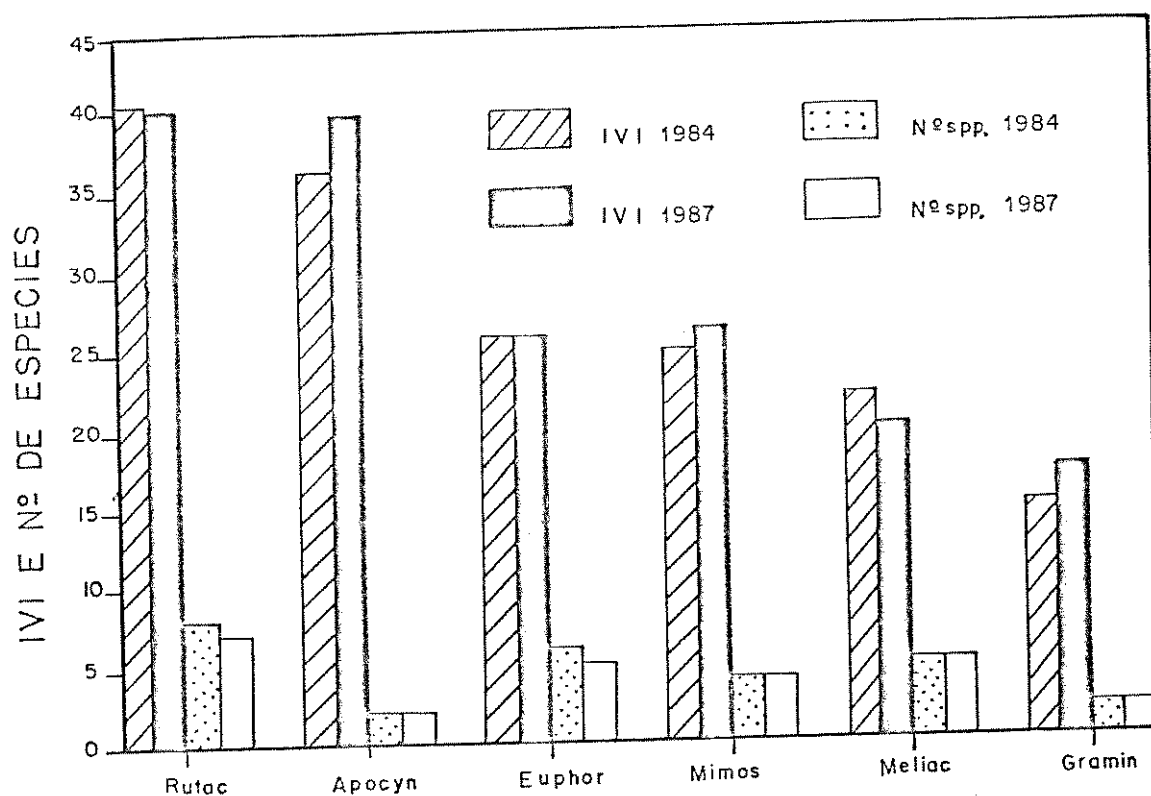


FIGURA 14 - Distribuição do IVI entre as famílias que perfizeram 50% do IVI total e respectivo número de espécies, nas parcelas sem fogo, levantamentos de 1984 e 1987. Rutac=Rutaceae; Apocyn=Apocynaceae; Euphor=Euphorbiaceae; Mimos= Mimosaceae; Meliac=Meliaceae; Gramin=Gramineae. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

A tabela 20, apresenta os valores dos parâmetros fitossociológicos do levantamento 1, das parcelas B. Observa-se que as espécies que detiveram os valores mais altos de IVI, em ordem decrescente, foram: *Herostachys* sp., *Hybanthus atropurpureus*, *Urera baccifera*, *Jacaratia spinosa*, *Astronium graveolens* e *Trema micrantha*, entre outras.

Os parâmetros fitossociológicos das parcelas B do levantamento 2 estão relacionadas na tabela 21. As primeiras posições quanto aos valores de IVI foram ocupadas por *Herostachys* sp., *Hybanthus atropurpureus*, *Urera baccifera*, *Astronium graveolens*, *Celtis iguanaea* e *Trema micrantha*.

Nos dois levantamentos, *Herostachys* sp. e *Hybanthus atropurpureus* apresentaram ganhos nos valores de IVI e se mantiveram com os valores mais altos. A primeira espécie deveu a sua posição à alta dominância relativa e a segunda, à alta densidade relativa. Foram espécies que ocorrem, indistintamente, nas três áreas consideradas (figura 15).

Celtis iguanaea, posicionado entre as espécies mais importantes, igualmente apresentou um acréscimo nos valores de IVI, em função da alta densidade relativa e também ocorreu nos três tipos de parcelas.

Astronium graveolens e *Aspidosperma polyneuron* praticamente mantiveram seus valores de importância no período de estudo, embora *A. graveolens* tivesse recrutado três indivíduos.

Urera baccifera, *Trema micrantha*, *Jacaratia spinosa* e *Solanum erianthum* apresentaram uma diminuição dos seus valores de IVI, em função da diminuição drástica do número de indivíduos. A população de *S. erianthum* foi praticamente eliminada no segundo levantamento e *T. micrantha* e *J. spinosa* perderam mais da metade de seus indivíduos.

Nos dois levantamentos, *T. micrantha* apresentou alta dominância relativa, enquanto que *J. spinosa* mostrou altas densidade e dominância relativas, respectivamente, nos levantamentos 1 e 2.

No levantamento 1, as famílias que mais se destacaram foram: Gramineae com 11,45%, Violaceae com 10,02%, Ulmaceae com 8,94%,

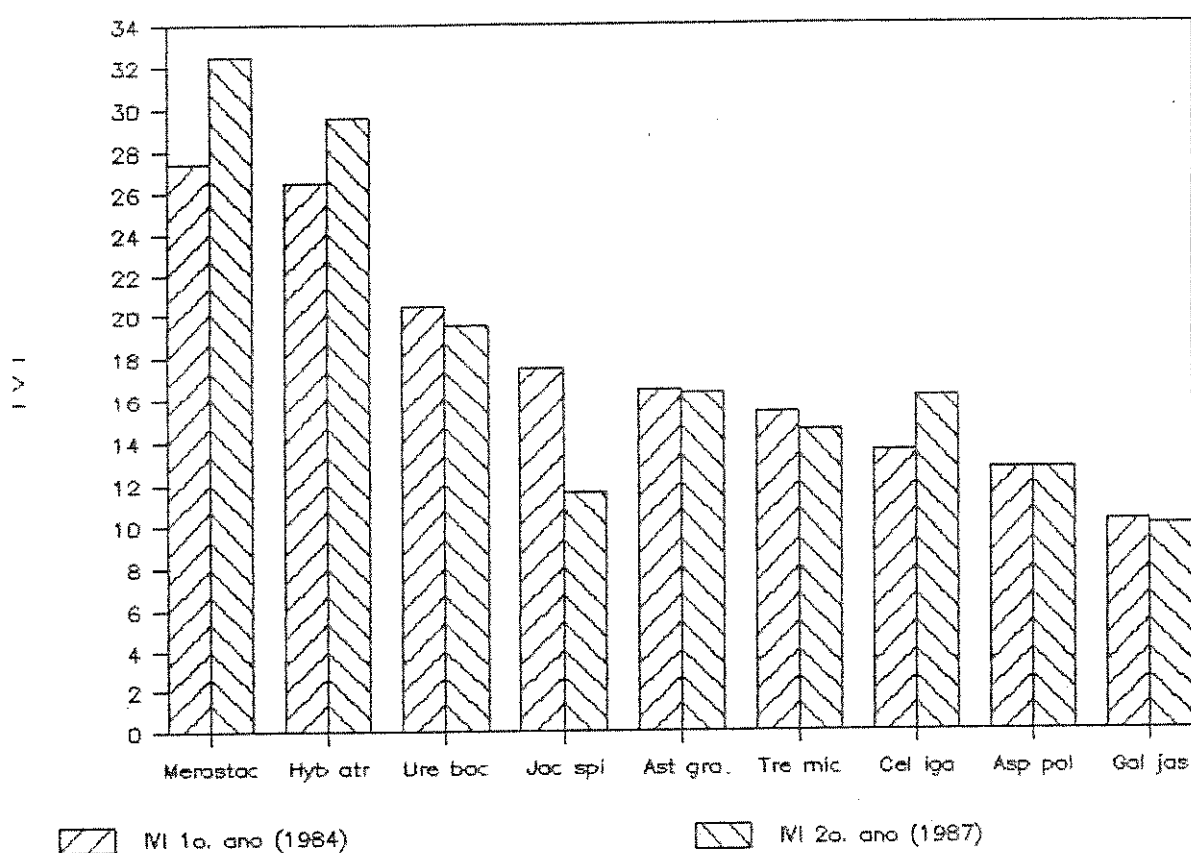


FIGURA 15 - Distribuição do IVI entre as espécies que perfizeram 50% do IVI total, nas parcelas com fogo moderado, levantamentos de 1984 e 1987. Merostac=*Merostachys* sp.; Hyb atr=*Hybanthus atropurpureus*; Ure bac=*Urera baccifera*; Jac spi=*Jacaratia spinosa*; Ast gra=*Astronium graveolens*; Tre mic=*Trema micrantha*; Cel iga=*Celtis iguanaea*; Asp pol=*Aspidosperma polyneuron*; Gal jas=*Galipea jasminiflora*. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Urticaceae com 7,27%, Caricaceae com 6,15%, Rutaceae com 6,15% e Anacardiaceae com 5,76% do IVI total (tabela 26 - anexo 15). No levantamento 2, participaram as mesmas famílias do levantamento 1, com exceção de Caricaceae e observou-se que também, em geral, houve um pequeno aumento nos valores de IVI para as principais famílias (tabela 27 - anexo 16).

As famílias mais importantes das parcelas B estão representadas na figura 16, onde constam também os seus respectivos números de espécies. Gramineae, Violaceae, Ulmaceae, Urticaceae, Rutaceae e Anacardiaceae foram as famílias mais importantes nos dois levantamentos. A família Caricaceae, que se apresentava entre as mais importantes no levantamento 1, foi deslocada da quinta para a nona posição no levantamento 2 e está representada nesta figura a título de comparação dos resultados.

Nas dezenove parcelas C foram encontrados, no levantamento 1, 1.021 indivíduos e 92 espécies. A densidade total foi de 21.495 indivíduos/ha, o valor da área basal total, $1,10\text{m}^2$ ($24,81\text{ m}^2/\text{ha}$) e o volume total, $8,80\text{m}^3$.

Os valores obtidos para o levantamento 2 nas parcelas C foram: 823 indivíduos, 82 espécies, densidade total igual a 17.326 indivíduos/ha, área basal total de $1,3\text{m}^2$, correspondendo a $28,00\text{ m}^2/\text{ha}$, e volume total de $12,11\text{m}^3$.

A tabela 22 relaciona as espécies encontradas no levantamento 1, de acordo com os seus parâmetros fitossociológicos. Observa-se que *Trema micrantha* se destaca das demais pelo seu alto valor de IVI. *Jacaratia spinosa*, *Solanum erianthum*, *Hybanthus atropurpureus* e *Celtis iguanaea* formam um grupo que também se destaca das demais espécies quanto aos valores mais altos de IVI, mas ficam bem abaixo do valor atingido por *Trema micrantha*. Estas espécies, somadas, representam 50% do IVI total deste levantamento.

Os parâmetros fitossociológicos do levantamento 2 estão apresentados na tabela 23, onde se nota que *Trema micrantha*, após três

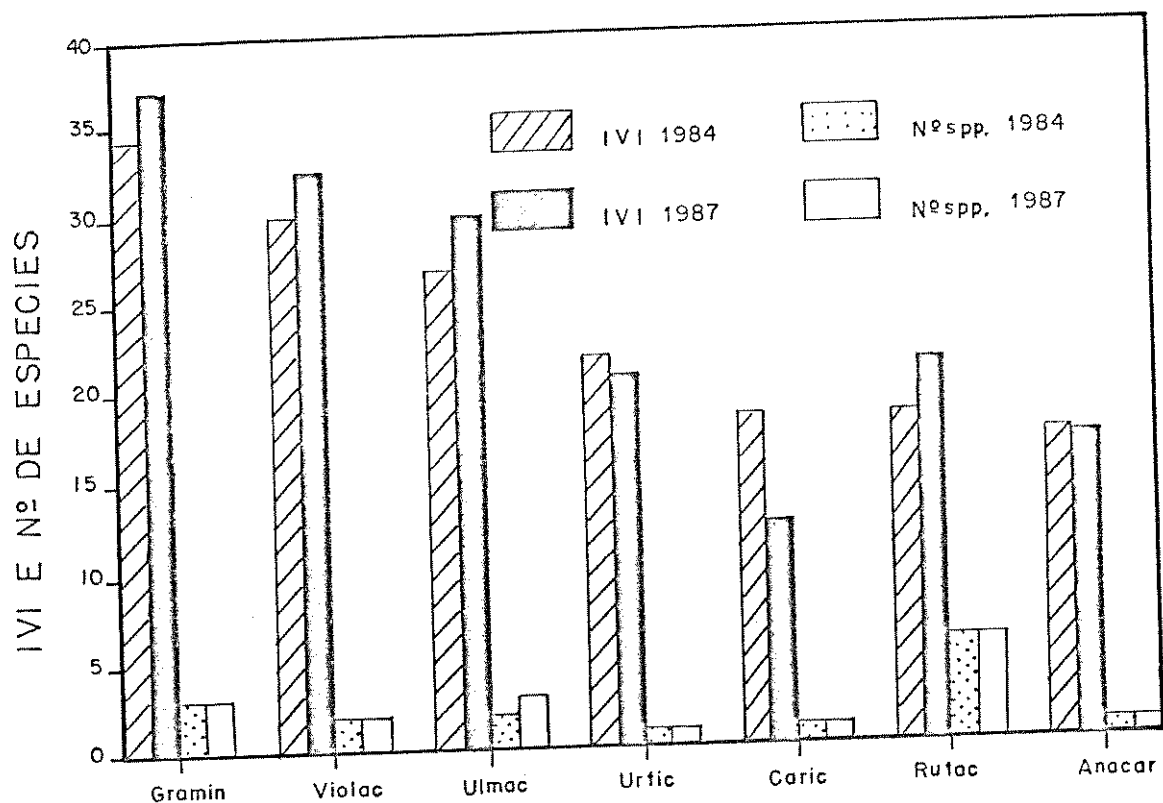


FIGURA 16 - Distribuição do IVI entre as famílias que perfizeram 50% do IVI total e respectivo número de espécies, nas parcelas com fogo moderado, levantamentos de 1984 e 1987. Gramin=Gramineae; Violac=Violaceae; Ulmac=Ulmaceae; Urtic=Urticaceae; Caric=Caricaceae; Rutac=Rutaceae; Anocar=Anacardiaceae. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

anos, continua mantendo a primeira posição, com valor alto de IVI, em comparação com as outras espécies. Na sequência, quanto aos valores de IVI, encontram-se *Hybanthus atropurpureus*, *Celtis iguanaea*, *Jacaratia spinosa*, *Astronium graveolens* e *Galipea jasminiflora* que, somadas aos valores de IVI de *Trema micrantha*, perfazem cerca de 50% do IVI total.

A figura 17 representa os valores de IVI das espécies (50% do IVI total) do levantamento 1, comparadas com os valores de IVI das mesmas espécies do levantamento 2.

Solanum erianthum, que ocupava as primeiras posições no levantamento 1, em função da dominância relativa, teve a sua população diminuída de 38 para 9 indivíduos, acarretando a perda da posição que ocupava quanto ao IVI.

Trema micrantha se destacou mais pela dominância relativa e, apesar do decréscimo populacional ocorrido (173 indivíduos no levantamento 1 para 68 no levantamento 2), continuou a ocupar a primeira posição de IVI. *J. spinosa*, de maneira semelhante às duas espécies anteriores, sofreu um decréscimo de sua população, de 100 indivíduos para 40, no levantamento 2. Esta espécie, que ocupava a segunda posição, foi deslocada para a quarta. *Urera baccifera* foi outra espécie que apresentou uma leve diminuição do número de indivíduos e do IVI. O declínio populacional verificado naquelas espécies foi igualmente observado nas parcelas onde o fogo foi moderado.

De acordo com os valores de IVI das famílias (tabela 28 - anexo 17) encontradas no levantamento 1, verifica-se que Ulmaceae foi responsável por 33,28% do IVI total (IVI = 99,83). A seguir, posicionaram-se Solanaceae, Caricaceae e Violaceae com, respectivamente, 8,86%, 7,32% e 6,68% do IVI total.

No levantamento 2 (tabela 29 - anexo 18), Ulmaceae sofreu um ligeiro declínio, apresentando 32,68% do IVI total. Nas posições seguintes, situaram-se Violaceae com 7,81%, Rutaceae com 6,57% e Mimosaceae com 5,31% do IVI total. Nota-se, ainda, que as famílias

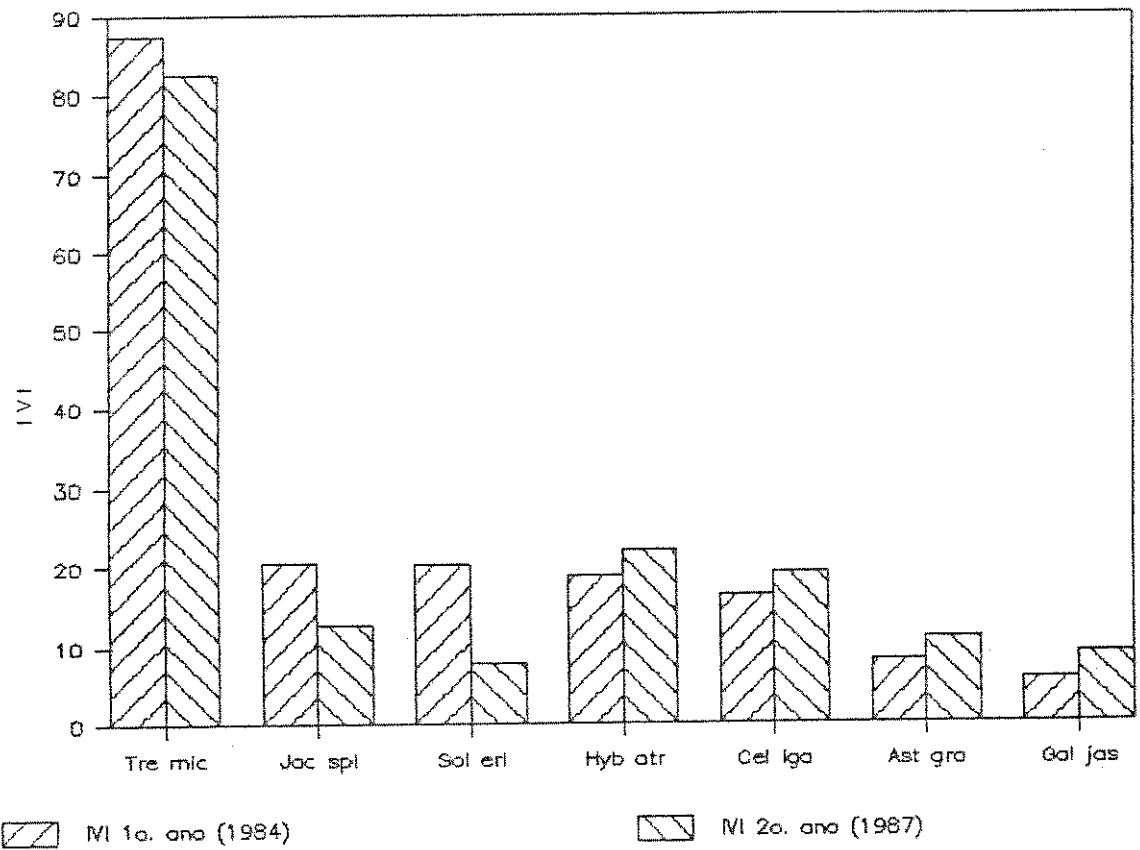


FIGURA 17 - Distribuição do IVI entre as espécies que perfizeram 50% do IVI total, nas parcelas com fogo intenso, levantamentos de 1984 e 1987. Tre mic=*Trema micrantha*; Jac spi=*Jacaratia spinosa*; Sol eri=*Solanum erianthum*; Hyb atr=*Hybanthus atropurpureus*; Cel lga=*Celtis iguanaea*; Ast gra=*Astronium graveolens*; Gal jas=*Galipea jasminiflora*. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Solanaceae e Caricaceae, presentes entre as primeiras colocadas no levantamento 1, não estavam presentes entre as primeiras do levantamento 2, sendo deslocadas para a quinta e sexta posições. Mimosaceae, que se posicionava em sexto lugar, passou a ocupar o quarto lugar no levantamento 2.

O declínio observado em Ulmaceae foi muito pequeno e em função de *Trema micrantha* e *Celtis iguanaea*. Enquanto a primeira espécie mostrou uma diminuição de seus valores, a segunda evidenciou um aumento.

Os valores de IVI e o número de espécies das principais famílias (50% do IVI total) estão dispostos na figura 18, onde se observa que Ulmaceae atingiu valores bastante altos nos dois levantamentos, embora tivesse um número reduzido de espécies. Solanaceae e Caricaceae sofreram um decréscimo de seus valores de IVI. Violaceae, Rutaceae e Mimosaceae, ao contrário, tiveram os seus valores acrescidos.

Caricaceae, representada por uma única espécie, declinou em razão do comportamento da população de *Jacaratia spinosa* que sofreu, no período estudado, grande redução do número de indivíduos.

A eliminação de seis espécies e o declínio populacional de *Solanum erianthum* e *Cyphomandra cornigera*, foram os eventos responsáveis pela perda de importância de Solanaceae em 1987, mesmo levando-se em conta os aumentos de IVI verificados em *Athenea picta*, *Solanum acerosum*, *S. americanum*, *S. concinum*, *S. capsicoides*, *S. gnaphalocarpum* e *S. swartzianum*, além do recrutamento de *S. pseudocapsicum*.

O acréscimo de IVI ocorrido em Violaceae foi reflexo do desempenho de *Hybanthus atropurpureus*, que aumentou o seu valor de IVI no período considerado. O aumento verificado em Rutaceae foi em função de *Esenbeckia febrifuga*, *Galipea jasminiflora*, *Metrodorea nigra*, *M. stipularis* e *Zanthoxylum hiemale*, que apresentaram acréscimos de IVI, apesar do decréscimo verificado em *Zanthoxylum aff. nemorale* e *E. leiocarpa*.

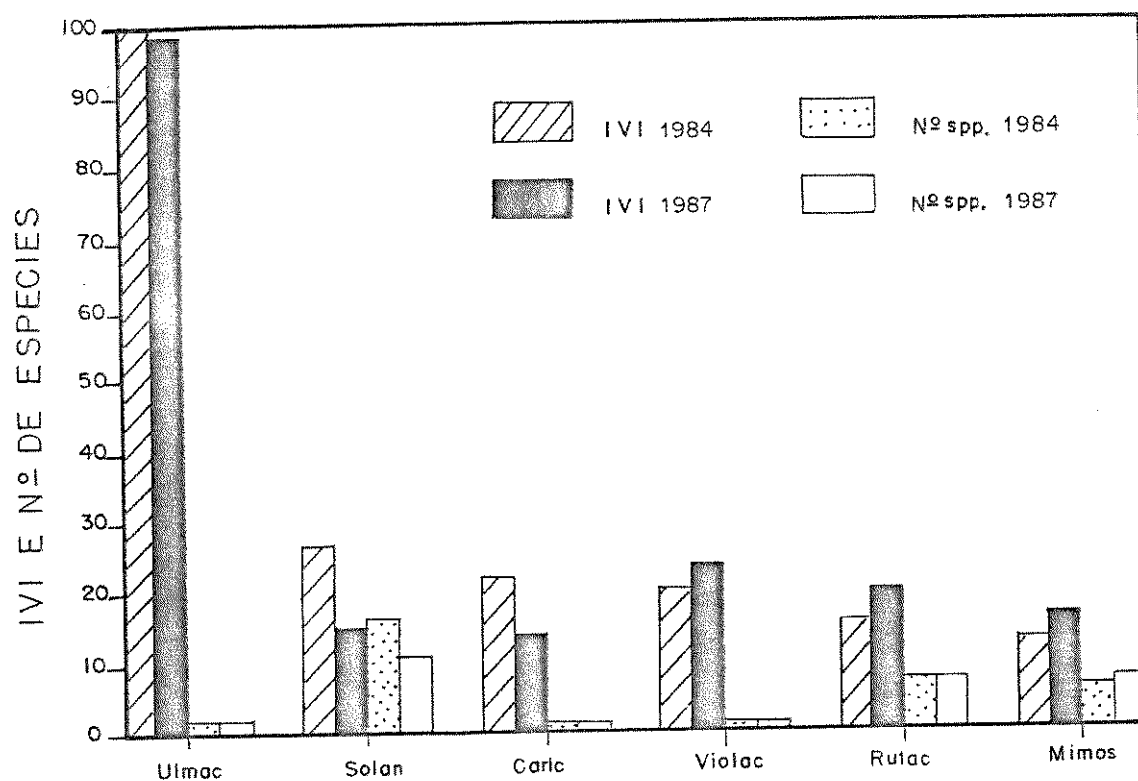


FIGURA 18 - Distribuição do IVI entre as famílias que perfizeram 50% do IVI total e respectivo número de espécies, nas parcelas com fogo intenso, levantamentos de 1984 e 1987. Ulmac=Ulmaceae; Solan=Solanaceae; Caric=Caricaceae; Violac=Violaceae; Rutac=Rutaceae; Mimos=Mimosaceae. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Outra família que galgou posições, quanto aos valores de IVI, foi Mimosaceae, com o aumento dos valores de importância das seis espécies que ocorreram na área de fogo intenso e com o recrutamento de *Acacia polyphylla*.

4.3. Diversidade

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e o de equabilidade de Pielou (J') foram calculados para as parcelas A - sem fogo, para as B - fogo moderado e para as C - fogo intenso, nos dois levantamentos (tabela 30).

TABELA 30 - índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J'), obtidos nas parcelas A (sem fogo), parcelas B (fogo moderado) e parcelas C (sem fogo) nos levantamentos 1 (1984) e 2 (1987), na Mata Santa Genebra, Campinas, SP.

índices	Parcela A		Parcela B		Parcela C	
	Lev. 1	Lev. 2	Lev. 1	Lev. 2	Lev. 1	Lev. 2
H'	3,58	3,59	3,30	3,25	3,24	3,37
J'	0,81	0,83	0,77	0,77	0,72	0,76

Os valores de diversidade H' foram considerados altos em todas as análises e praticamente não diferiram entre si.

A equabilidade apresentou também valores altos e observou-se que os maiores valores ocorreram nas parcelas onde o índice de diversidade é ligeiramente superior aos demais.

4.4. Análise das classes de diâmetro

A distribuição de frequência por classes de diâmetro, das espécies que contribuíram com 50% do IVI total, nos levantamentos 1 e 2, com uma população igual ou maior que 50 indivíduos, está apresentada nas figuras de 19 a 28.

Nos dois levantamentos, *Trema micrantha* ocupou a primeira posição quanto aos maiores valores de IVI. A população amostrada no levantamento 1 foi de 201 indivíduos, com valores de intervalos de classes calculados de 1,5cm. No levantamento 2, a população sofreu um decréscimo, tendo sido registrados 80 indivíduos.

Nota-se, na figura 19, que as parcelas sem fogo não estão representadas, devido à não ocorrência de *Trema micrantha*.

No levantamento 1, ocorreu uma grande frequência nas primeiras classes de diâmetro, compreendidas em 1,1-8,6cm, para as parcelas C (fogo intenso). A maior concentração ocorreu na classe de 2,61-4,1cm, com 51 indivíduos (29,48%). Nas parcelas B (fogo moderado), a maior frequência ocorreu nas classes 1,1-2,6cm e 2,61-4,1cm, respectivamente com 32,14% e 25,0% dos indivíduos. Nas classes maiores praticamente não ocorreram representantes.

A distribuição dos indivíduos das parcelas C, no levantamento 2, não mostrou um ponto de máxima distribuição acentuado, como o verificado no levantamento 1. A distribuição das classes de diâmetro dos indivíduos

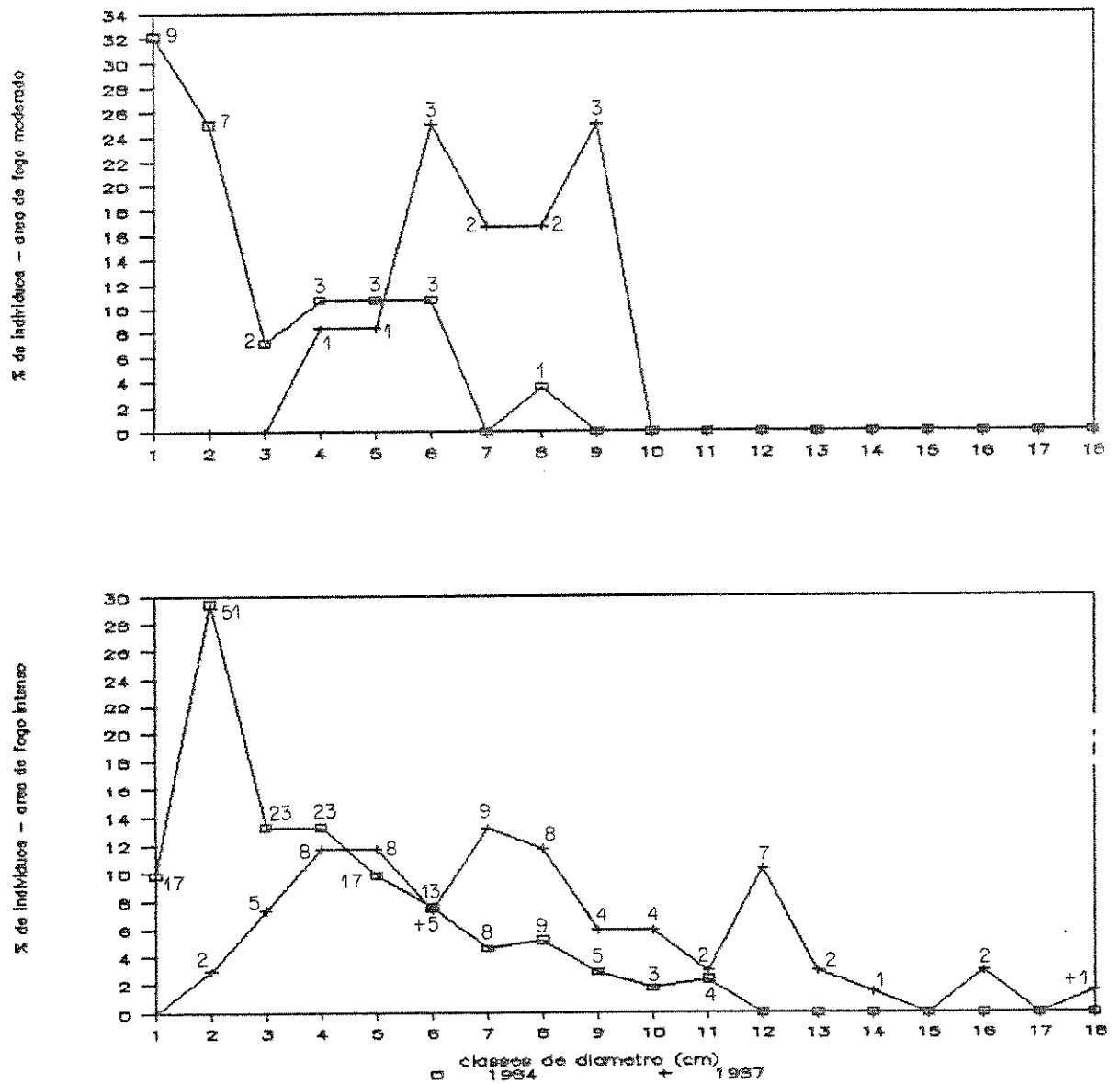


FIGURA 19 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Trema micrantha* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(1.1- 2.6), 2(2.61-4.1), 3(4.11-5.6), 4(5.61-7.1), 5(7.11-8.6), 6(8.61-10.1), 7(10.11-11.6), 8(11.61-13.1), 9(13.11-14.6), 10(14.61-16.1), 11(16.11-17.6), 12(17.61-19.1), 13(19.11-20.6), 14(20.61-22.1), 15(22.11-23.6), 16(23.61-25.1), 17(25.11-26.6), 18(26.61-28.1) (nº nos pontos das curvas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

das parcelas B, no levantamento 2, concentrou-se entre 5,61-14,6cm, não ocorrendo representantes na menor classe e nem nas classes maiores.

Hybanthus atropurpureus, ocupou a segunda posição quanto aos maiores valores de IVI, nos dois levantamentos. O tamanho da população amostrada no levantamento 1 foi de 314 indivíduos e o intervalo de classe de 0,18cm. Esta espécie ocorreu nos três tipos de parcelas (A, B e C) e está representada na figura 20, onde se pode notar que o maior número de indivíduos ocorreu na classe de 0,93-1,1cm, para as três situações consideradas.

Observa-se também uma disruptura na classe 6 (1,11-1,28cm), onde as parcelas sem fogo não estiveram representadas e as parcelas com fogo moderado e intenso apresentaram um baixo número de indivíduos. Em seguida, na classe 7 (1,29-1,46cm) o número de indivíduos aumenta sensivelmente, formando um segundo ponto de alta distribuição, nos três tipos de parcelas consideradas.

Nas parcelas onde não houve a ocorrência de fogo, não foram amostrados indivíduos na menor classe de diâmetro (0,2-0,38cm), o mesmo tendo sido observado nas classes maiores.

Para o levantamento 2, o número de indivíduos encontrados foi de 300. Observa-se o mesmo padrão de distribuição do levantamento 1 e verifica-se que os dois pontos de máxima distribuição e a disruptura observados no levantamento 1 também ocorreram.

Jacaratia spinosa, de ocorrência somente nas parcelas com fogo moderado e fogo intenso, ocupou no levantamento 1 a quarta posição quanto aos valores de IVI. Foram amostrados 147 indivíduos e as classes de diâmetro, calculadas com intervalos de 0,81cm.

Nota-se, na figura 21, que as mais altas porcentagens de indivíduos nos dois tipos de parcelas ocorreram na terceira classe (2,43-3,23cm) e que, nas parcelas onde o fogo foi moderado, a distribuição de frequência ocorreu em um maior número de classes, apresentando espécimens com diâmetros maiores.

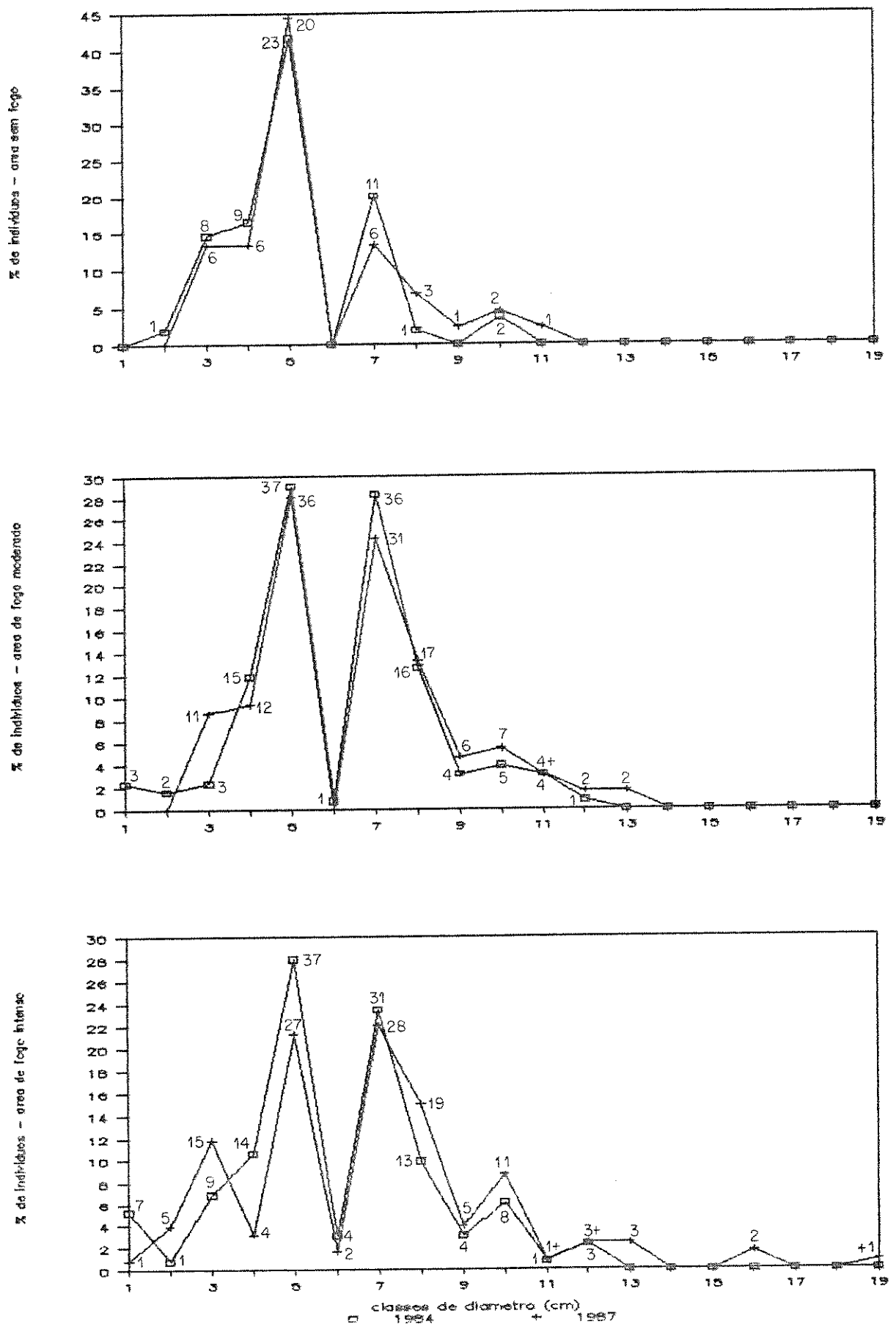


FIGURA 20 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Hybanthus atropurpureus* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(0.2-0.38), 2(0.39-0.56), 3(0.57-0.74), 4(0.75-0.92), 5(0.93-1.1), 6(1.11-1.28), 7(1.29-1.46), 8(1.47-1.64), 9(1.65-1.82), 10(1.83-2.0), 11(2.01-2.18), 12(2.19-2.36), 13(2.37-2.54), 14(2.55-2.72), 15(2.73-2.9), 16(2.91-3.08), 17(3.09-3.26), 18(3.27-3.44), 19(3.45-3.62) (n° nos pontos das curvas = n° de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

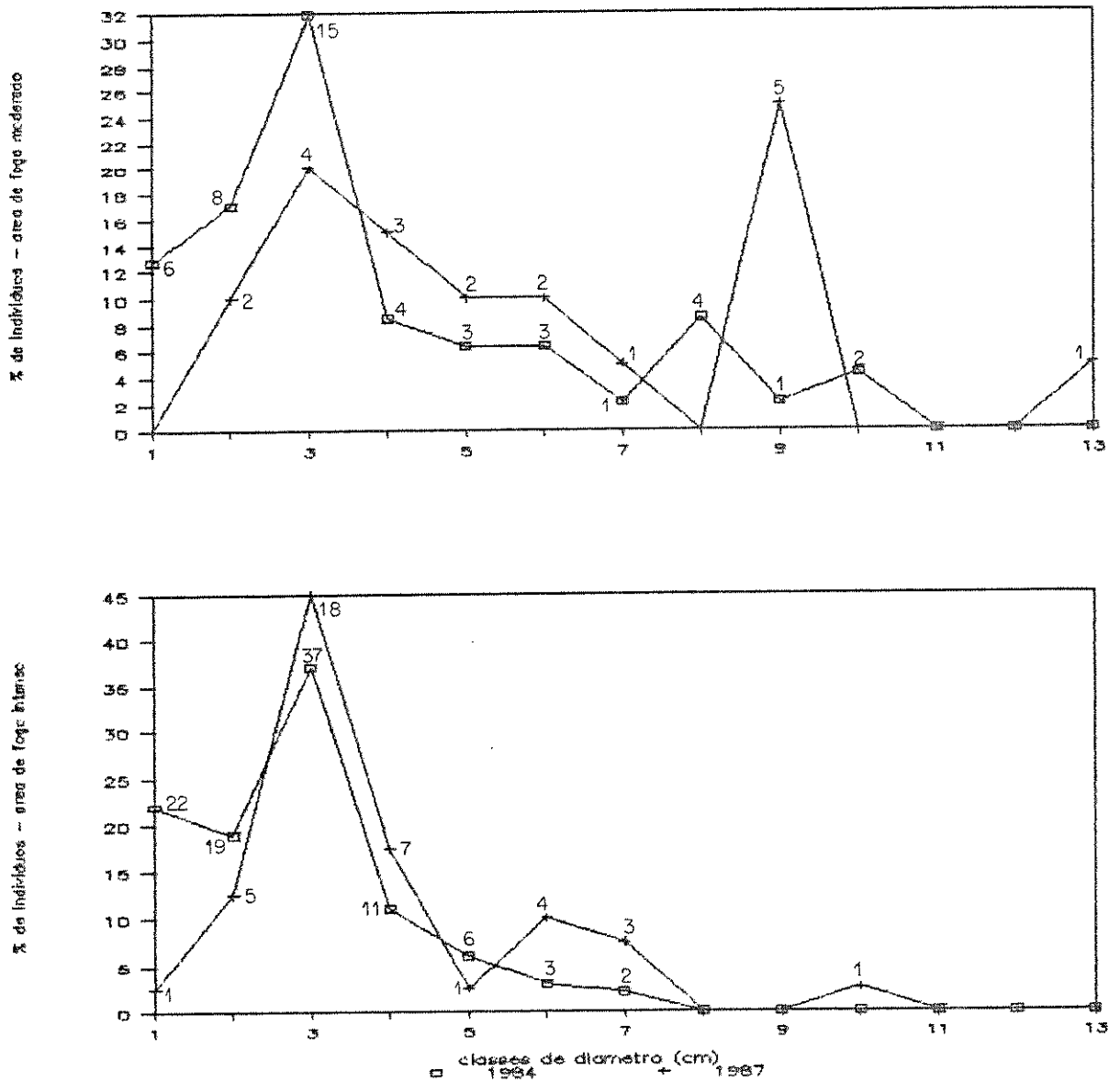


FIGURA 21 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Jacaratia spinosa* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(0.8- 1.61), 2(1.62-2.42), 3(2.43-3.23), 4(3.24 -4.04), 5(4.05- 4.85), 6(4.86-5.66), 7(5.67-6.47), 8(6.48-7.28), 9(7.29-8.09), 10(8.1-8.9), 11(8.91-9.71), 12(9.72-10.52), 13(10.53-11.33) (nº nos pontos das curvas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

No levantamento 2, *Jacaratia spinosa* foi deslocada para a décima posição, de acordo com o seu valor de IVI e o número de indivíduos amostrados, 60. Observa-se que o ponto de máxima frequência também ocorreu na classe 3, nas parcelas de fogo intenso, e que houve uma mudança na frequência máxima das parcelas de fogo moderado.

Celtis iguanaea foi a quinta espécie em valor de IVI, no levantamento 1, com uma população amostrada de 164 indivíduos, diâmetros variando de 0,2-3,8cm e valor do intervalo de classe igual a 0,33cm (figura 22).

Para as parcelas sem fogo, foram encontrados 19 indivíduos, distribuídos entre as cinco primeiras classes de diâmetro, com um ponto de máxima distribuição na classe 3 (0,87-1,19cm).

Ocorreram 47 indivíduos nas parcelas com fogo moderado, com a maior porcentagem de distribuição na classe 2 (0,54-0,86cm); o mesmo fato ocorreu nas parcelas com fogo intenso, onde foram amostrados 98 indivíduos.

No levantamento 2, observaram-se 165 indivíduos de *Celtis iguanaea*, que passou a ocupar a quarta posição de IVI, observando-se os valores de máxima distribuição de frequência de indivíduos na classe 3 (0,87-1,19cm), para as parcelas A e C e na classe 2 (0,54-0,86cm), para as parcelas B. Observa-se também uma distribuição de frequências em um maior número de classes, para as parcelas C.

No levantamento 1, *Aspidosperma polyneuron* ocupou a sexta posição em relação aos valores mais altos de IVI. Foram amostrados 78 indivíduos, com diâmetros compreendidos entre 0,60-17,5cm e foram obtidos intervalos de classe de 1,88cm. Observa-se (figura 23) uma alta frequência de indivíduos na primeira classe (0,60-2,48cm), para os três tipos de parcelas.

As distribuições das frequências para os três tipos de parcelas do levantamento 2 obedeceram um padrão semelhante entre si e em relação ao levantamento 1. Neste levantamento 2, foram amostrados 75 indivíduos e

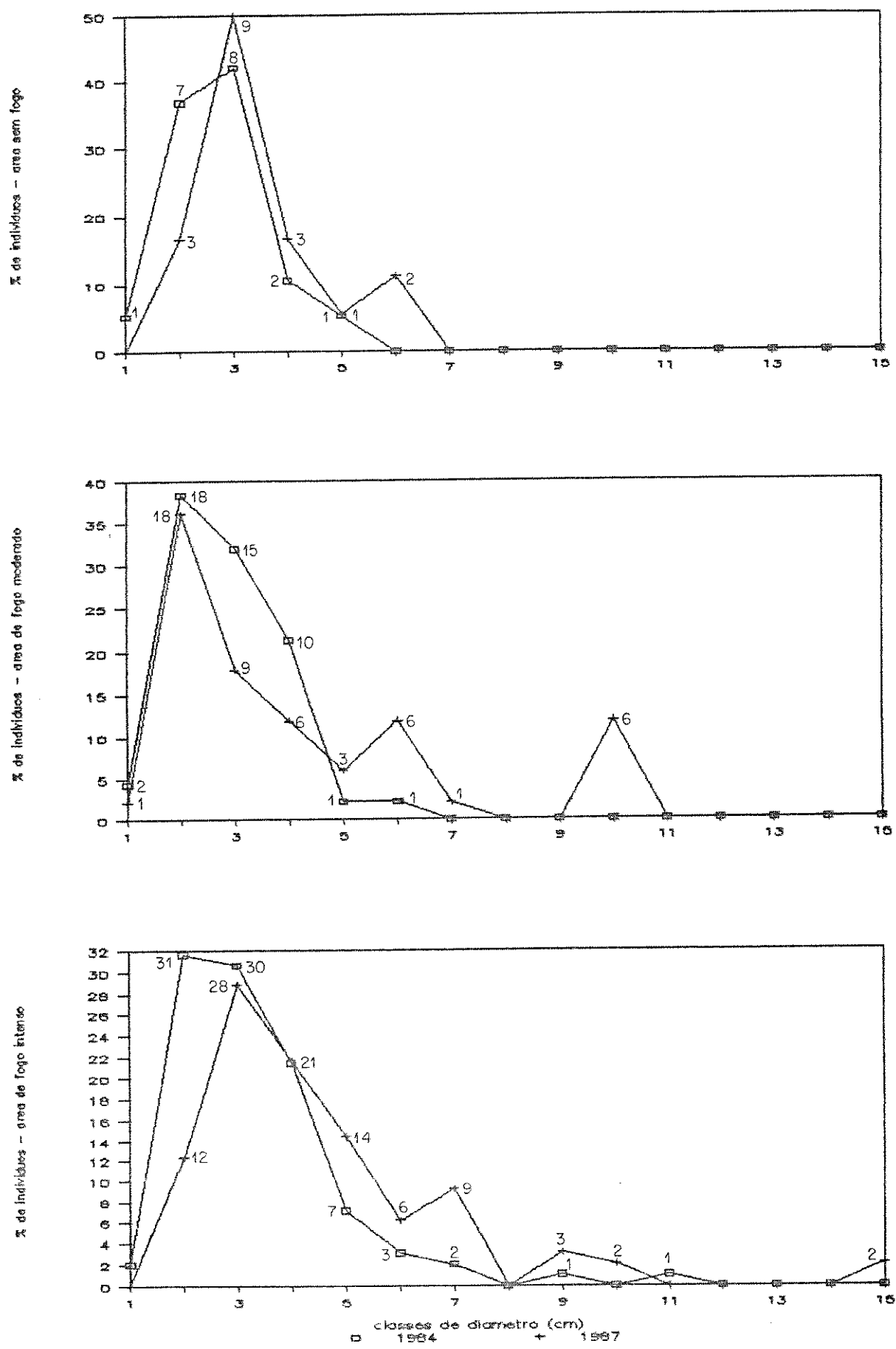


FIGURA 22 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Celtis iguanaea* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(0.2-0.53), 2(0.54-0.86), 3(0.87-1.19), 4(1.2-1.52), 5(1.53- 1.85), 6(1.86-2.18), 7(2.19-2.51), 8(2.52-2.84), 9(2.85-3.17), 10(3.18-3.5), 11(3.51-3.83), 12(3.84-4.16), 13(4.17-4.49), 14(4.5-4.82), 15(4.83-5.15) (nº nos pontos das curvas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

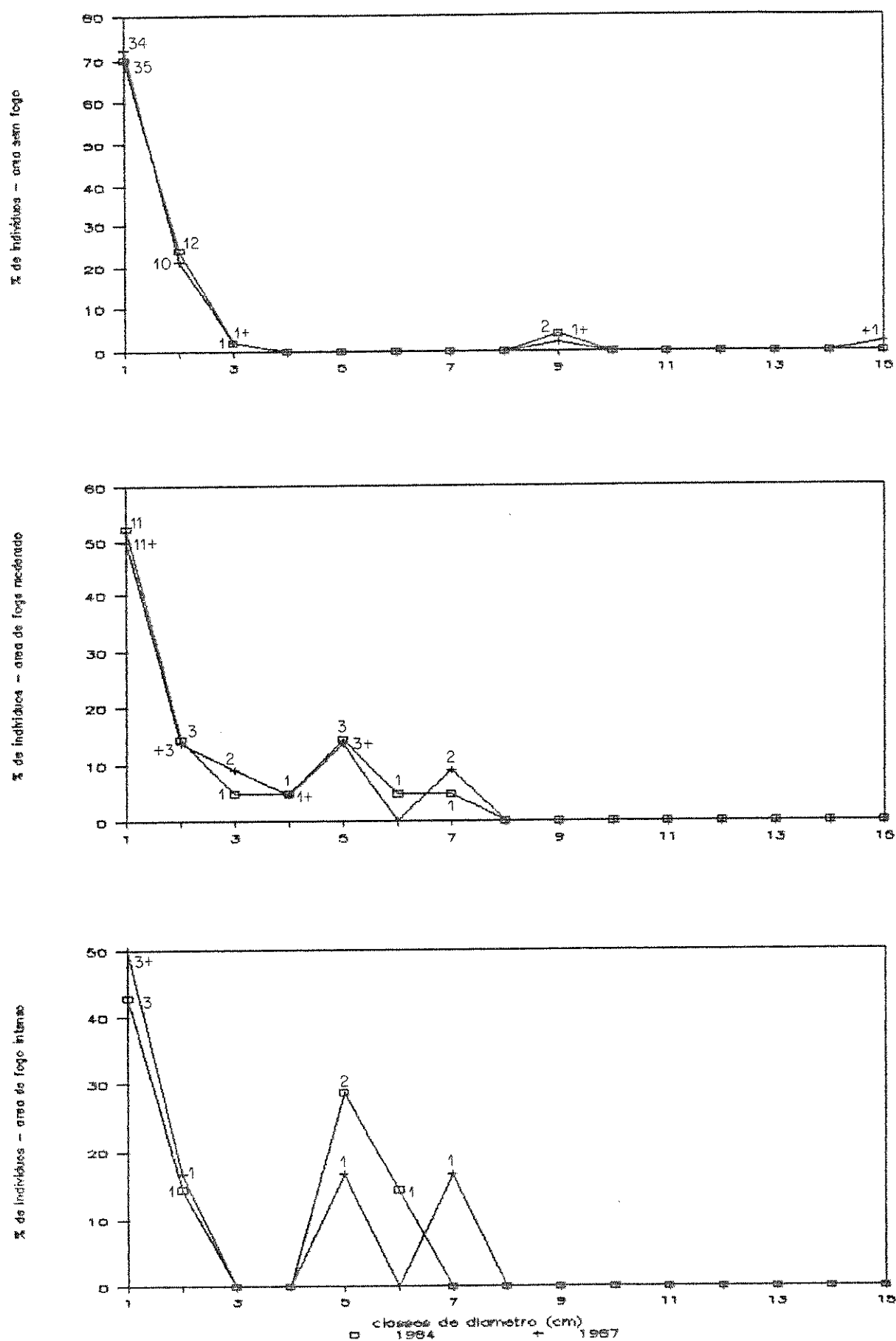


FIGURA 23 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(0.6-2.48), 2(2.49-4.36), 3(4.37-6.24), 4(6.25-8.12), 5(8.13-10.0), 6(10.01-11.88), 7(11.89-13.76), 8(13.77-15.64), 9(15.65-17.52), 10(17.53-19.4), 11(19.41-21.28), 12(21.29-23.16), 13(23.17-25.04), 14(25.05-26.92), 15(26.93-28.8) (nº nos pontos das curvas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

nota-se que o IVI desta espécie passou a ocupar a quinta posição. Observa-se, também, um baixo número de indivíduos nas parcelas onde o fogo foi intenso, nos dois levantamentos.

Solanum erianthum, nos dois levantamentos, ocorreu somente nas parcelas onde houve a presença do fogo (B e C). No levantamento 1 ocupou a sétima posição quanto ao IVI, estando representado por 53 indivíduos, com diâmetros variando de 2,9-11,1cm. O intervalo de classe foi igual a 1,02cm. Nas parcelas onde o fogo foi moderado, foram observados 15 indivíduos, com um valor máximo de distribuição na classe 2 (3,93-4,94cm). Nas parcelas com fogo intenso, os 38 indivíduos amostrados encontraram-se distribuídos nas 8 classes de diâmetro, havendo um ponto de máxima distribuição na classe 3 (4,95-5,96cm) e somente um indivíduo na classe 1 (figura 24).

No levantamento 2, o número de indivíduos de *Solanum erianthum* foi reduzido para 10, compreendidos entre os valores de 5,97-14,12cm de diâmetro. Nas parcelas B, restou um único indivíduo, o da classe 7 (9,03-10,04cm) e nas parcelas C restaram 9 indivíduos, com o máximo de distribuição na classe 5 (6,99-8,0cm).

A figura 25 apresenta as distribuições das classes de diâmetro de *Galipea jasminiflora* nos levantamentos 1 e 2, nas três áreas. Foram observados 78 indivíduos no levantamento 1, com diâmetros variando de 0,60-16,0cm e o intervalo de classes calculado foi de 1,71cm. Observa-se, neste caso, uma maior frequência de indivíduos na primeira classe (0,60-2,31cm), nos três tipos de parcelas, e que os indivíduos encontrados nas parcelas com fogo intenso distribuíram-se somente nas três primeiras classes de diâmetro.

No levantamento 2, *Galipea jasminiflora*, que ocupava a oitava posição dos valores de IVI, passou a ocupar a sexta posição de importância e computaram-se 71 indivíduos, observando-se que a distribuição da frequência entre as classes de diâmetro foi semelhante à do levantamento 1.

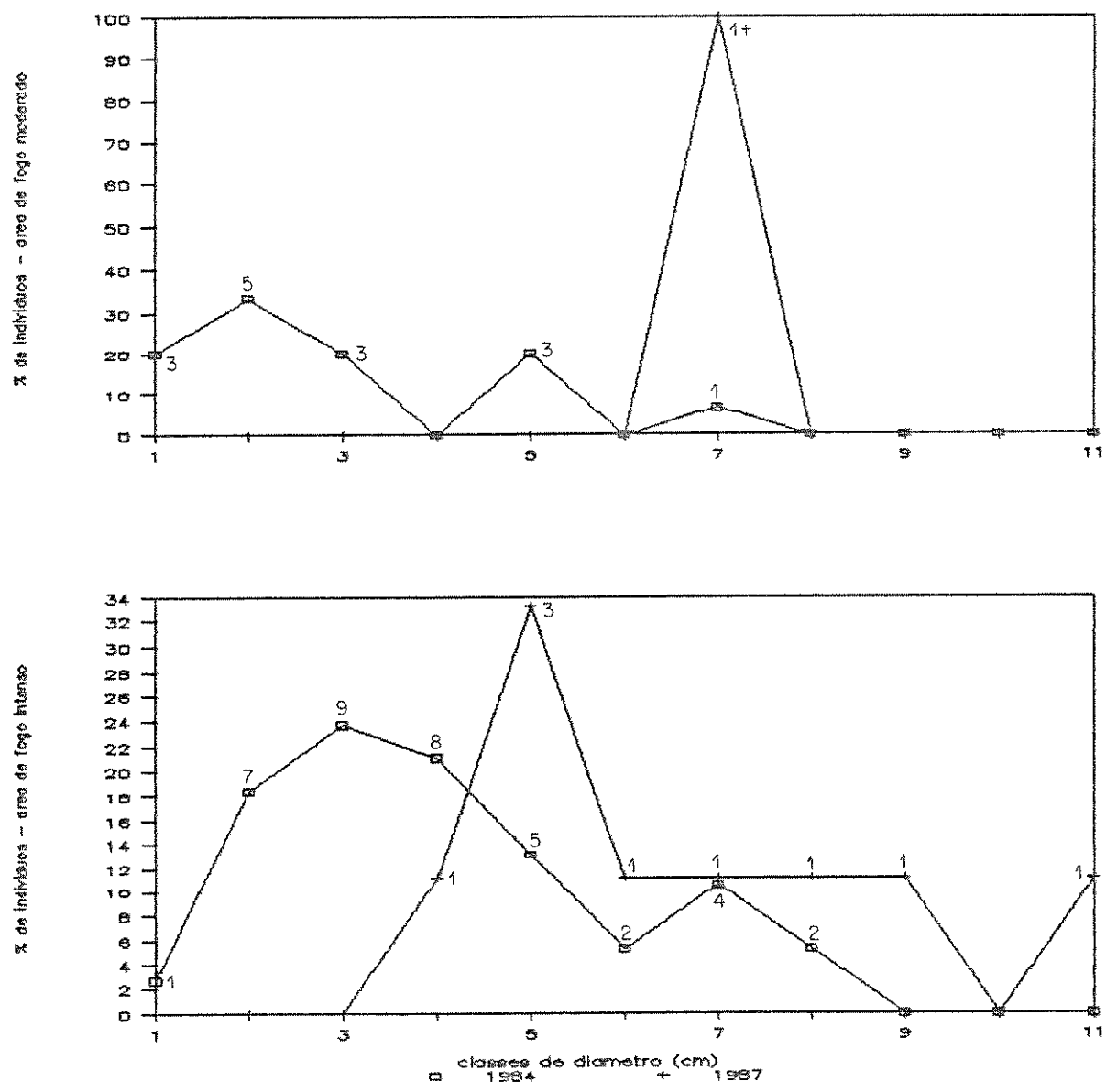


FIGURA 24 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Solanum erianthum* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(2.9 -3.92), 2(3.93-4.94), 3(4.95-5.96), 4(5.97-6.98), 5(6.99-8.0), 6(8.01-9.02), 7(9.03-10.04), 8(10.05-11.06), 9(11.07-12.08), 10(12.09-13.1), 11(13.11-14.12) (nº nos pontos das curvas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

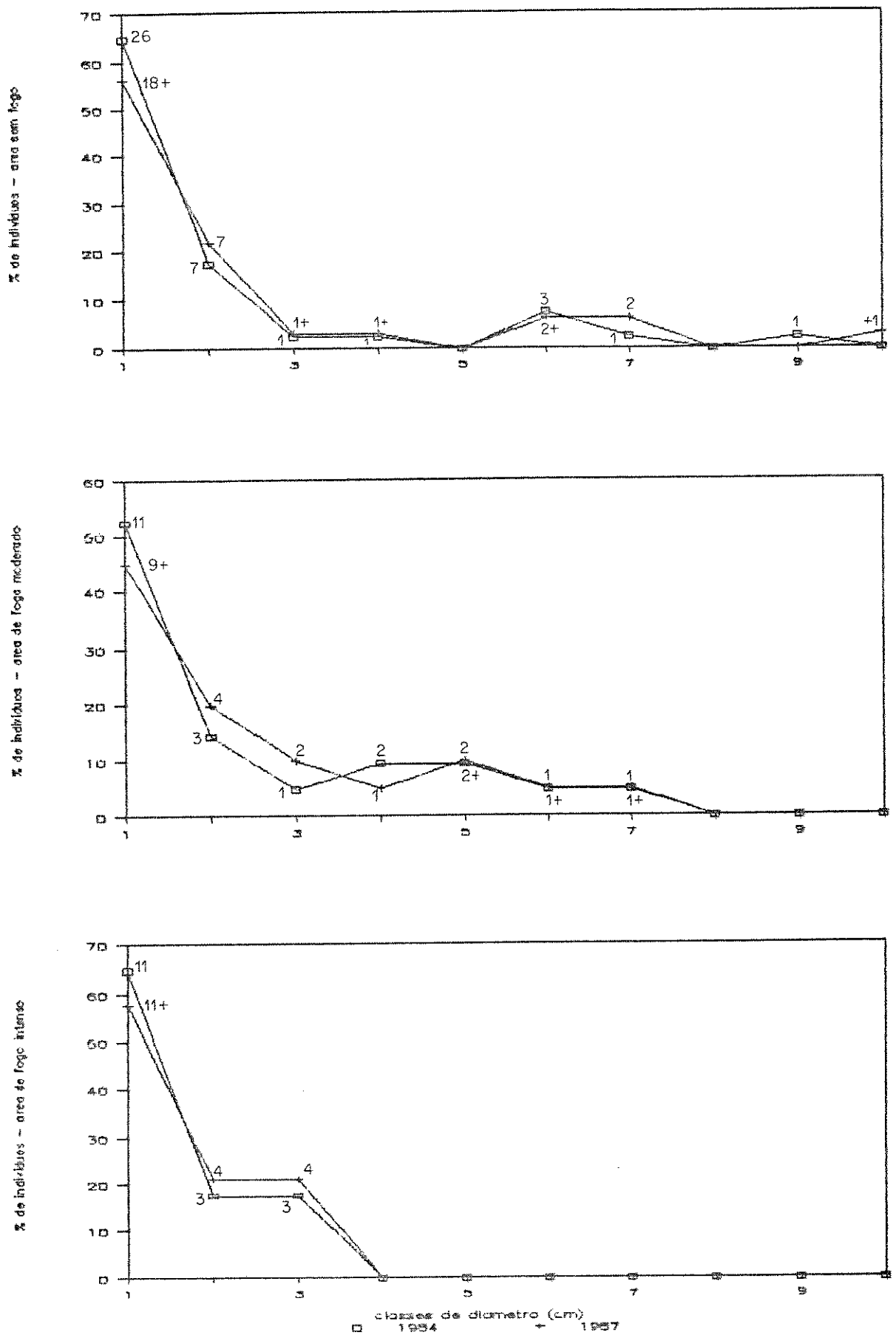


FIGURA 25 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Galipea jasminiflora* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(0.6-2.31), 2(2.32-4.02), 3(4.03-5.73), 4(5.74-7.44), 5(7.45- 9.15), 6(9.16-10.86), 7(10.87-12.57), 8(12.58-14.28), 9(14.29- 15.99), 10(16.0-17.7) (nº nos pontos das curvas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Urera baccifera ocupou a nona posição de importância nos dois levantamentos. Apresentou, no primeiro levantamento, 99 indivíduos distribuídos nos três tipos de parcelas. Os valores de diâmetro variaram de 0,20-9,92cm e o intervalo de classes foi de 1,08cm. Na figura 26, observa-se a maior frequência de indivíduos na classe 2 (1,29-2,36cm) e, principalmente, nas parcelas onde o fogo foi moderado.

No levantamento 2, o número total de indivíduos diminuiu, sendo observados 83. Houve um aumento do número de indivíduos nas parcelas sem fogo, localizado principalmente na classe 2, e uma diminuição nas demais parcelas.

Na décima posição de IVI, *Piptadenia gonoacantha*, no levantamento 1, com 73 indivíduos, diâmetros variando de 0,10-38,2cm e intervalo de classe de 4,23cm, apresenta uma distribuição peculiar: todos os indivíduos estão representados na classe 1 (0,10-4,33cm), com exceção de um único exemplar, posicionado na classe 9 (33,95-38,2cm) das parcelas sem fogo (figura 27).

No levantamento 2, a espécie apresentou o mesmo padrão de distribuição das classes de diâmetro. O número de indivíduos aumentou para 81, passando a ocupar a sétima posição quanto aos valores de IVI.

Astronium graveolens ocupou a décima-primeira posição no levantamento 1 e a oitava no levantamento 2. Foram observados 56 indivíduos no levantamento 1, com diâmetros compreendidos entre 0,30-25,5cm e intervalo de classes igual a 3,15cm (figura 28).

Nos três tipos de parcelas, observa-se uma concentração do número de indivíduos na primeira classe (0,30-3,45cm) e, principalmente, nas parcelas onde o fogo foi intenso.

Naquelas parcelas onde o fogo foi moderado, foram encontrados os três únicos indivíduos, distribuídos nas classes que compreendem os maiores diâmetros.

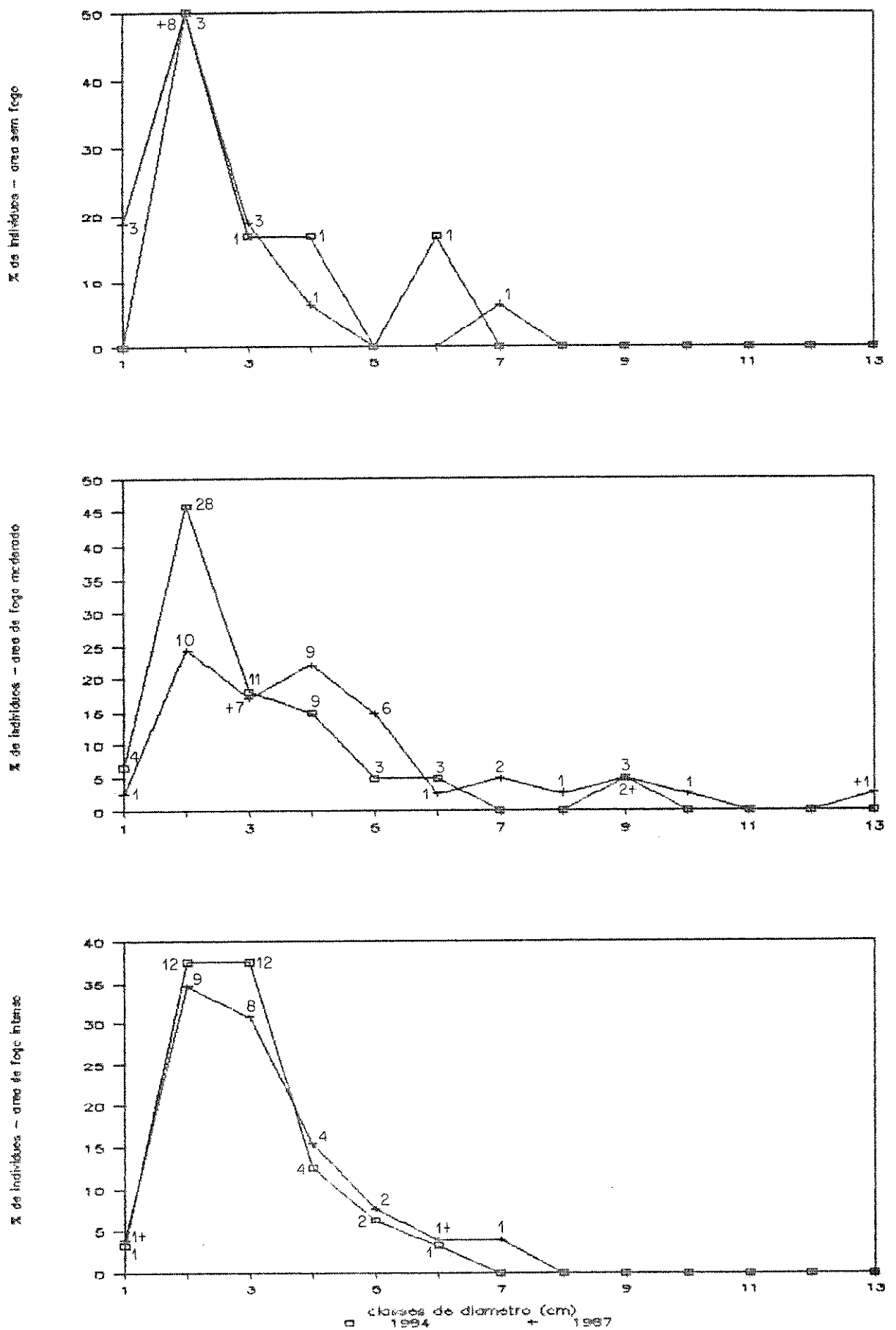


FIGURA 26 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Urera baccifera* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(0.2 -1.28), 2(1.29-2.36), 3(2.37-3.44), 4(3.45 -4.52), 5(4.53- 5.8), 6(5.81-6.68), 7(6.69-7.76), 8(7.77-8.84), 9(8.85-9.92), 10(9.93-11.0), 11(11.01-12.08), 12(12.09-13.16), 13(13.17-14.24) (nº nos pontos das curvas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

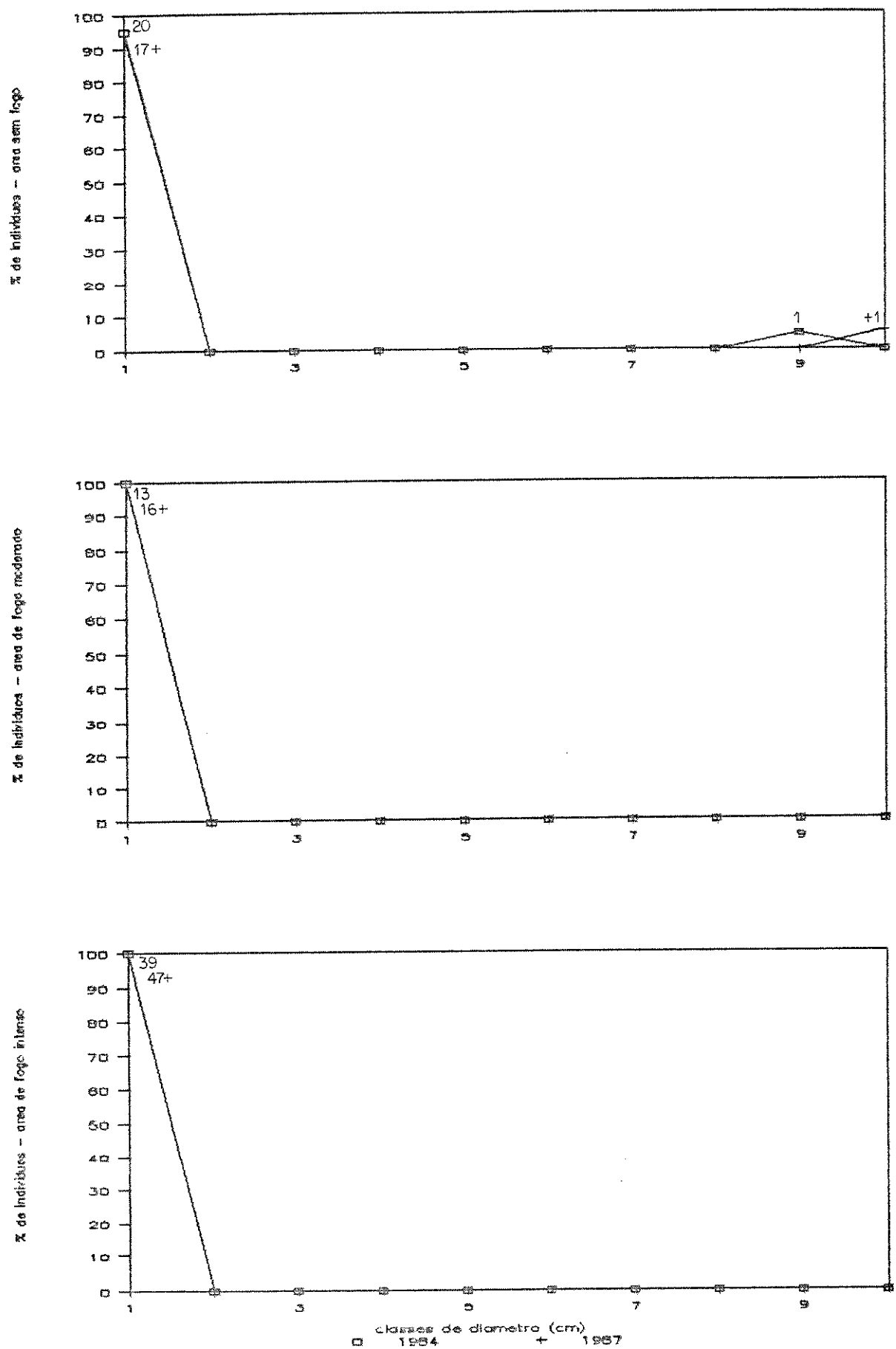


FIGURA 27 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Piptadenia gonoacantha* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro(cm): 1(0.1 -4.33), 2(4.34-8.56), 3(8.57-12.79), 4(12.8-17.02), 5(17.03-21.25), 6(21.26-25.48), 7(25.49-29.71), 8(29.72-33.94), 9(33.95-38.17), 10(38.18-42.4) (nº nos pontos das colunas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

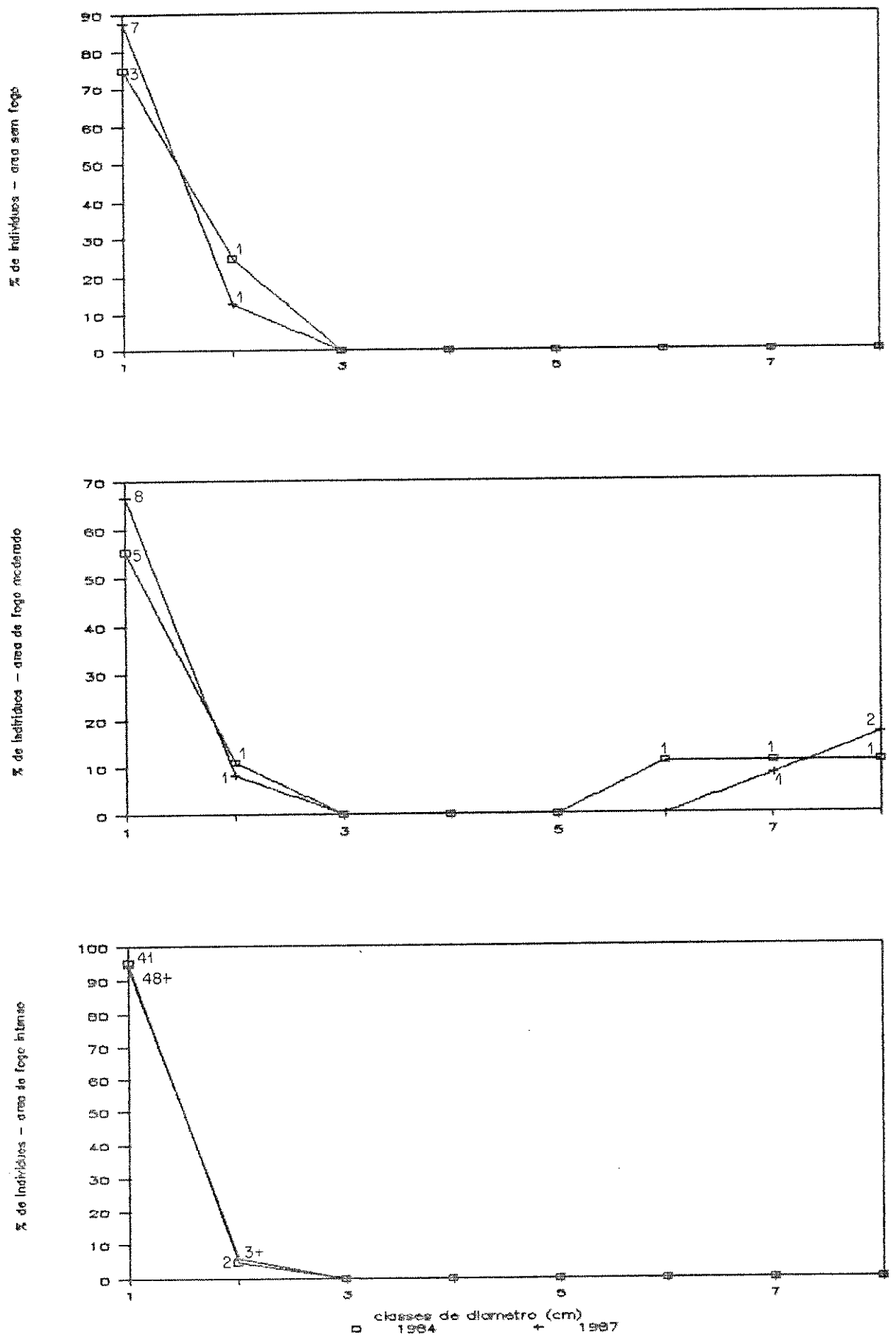


FIGURA 28 - Distribuição da porcentagem de indivíduos de *Astronium graveolens* por classes de diâmetro. Classes de diâmetro (cm): 1(0.3-3.45), 2(3.46-6.6), 3(6.61-9.75), 4(9.76-12.9), 5(12.91-16.05), 6(16.06-19.2), 7(19.21-22.35), 8(22.36-25.5) (nº nos pontos das curvas = nº de indivíduos). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Em relação ao levantamento 2, nota-se um aumento do número de indivíduos (71) e verifica-se que o padrão de distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro foi semelhante ao do levantamento 1.

5. Análises multivariadas

Os agrupamentos de semelhança elaborados para as 42 parcelas dos levantamentos 1 e 2 estão representados nas figuras 29 e 30, respectivamente.

Uma vez que a análise feita baseou-se na presença ou na ausência das espécies nas parcelas, procurou-se interpretar os agrupamentos formados a partir de suas espécies comuns.

De acordo com o dendrograma do levantamento 1, observou-se a formação de dois grandes agrupamentos, que estão ligados a um baixo nível de semelhança (14%) e podemos denominá-los de agrupamentos I e II.

No agrupamento I, situaram-se todas as dezenove parcelas do tipo C (fogo intenso), dez das onze parcelas tipo B (fogo moderado) e uma parcela do tipo A (sem fogo), a de número 26. Neste agrupamento, pôde-se observar, aos níveis de 24% e 28% de semelhança, dois outros aglomerados de parcelas. O primeiro deles (a) foi formado pelas parcelas 13, 32, 16, 31, 17, 22, 19, 21, 20, 18, 30, 37, 33 e 35, sendo que quatro delas, as de números 16, 31, 19 e 18 fazem parte das parcelas do tipo B e as restantes são parcelas do tipo C. Neste aglomerado (a), *S. erianthum*, *T. micrantha*, *C. iguanaea* e *J. spinosa* apresentaram altas frequências sem atingir, no entanto, o valor de 100%. Destacaram-se, ainda, *P. gonoacantha*, *U. baccifera*, *A. graveolens* e *H. atropurpureus*.

Os índices de semelhança entre estas 14 parcelas são baixos e não se observou uma determinada espécie ou um grupo delas como sendo exclusivo e/ou responsável pela formação desse agrupamento, conforme o ocorrido no dendrograma. Neste agrupamento não se verificou a separação

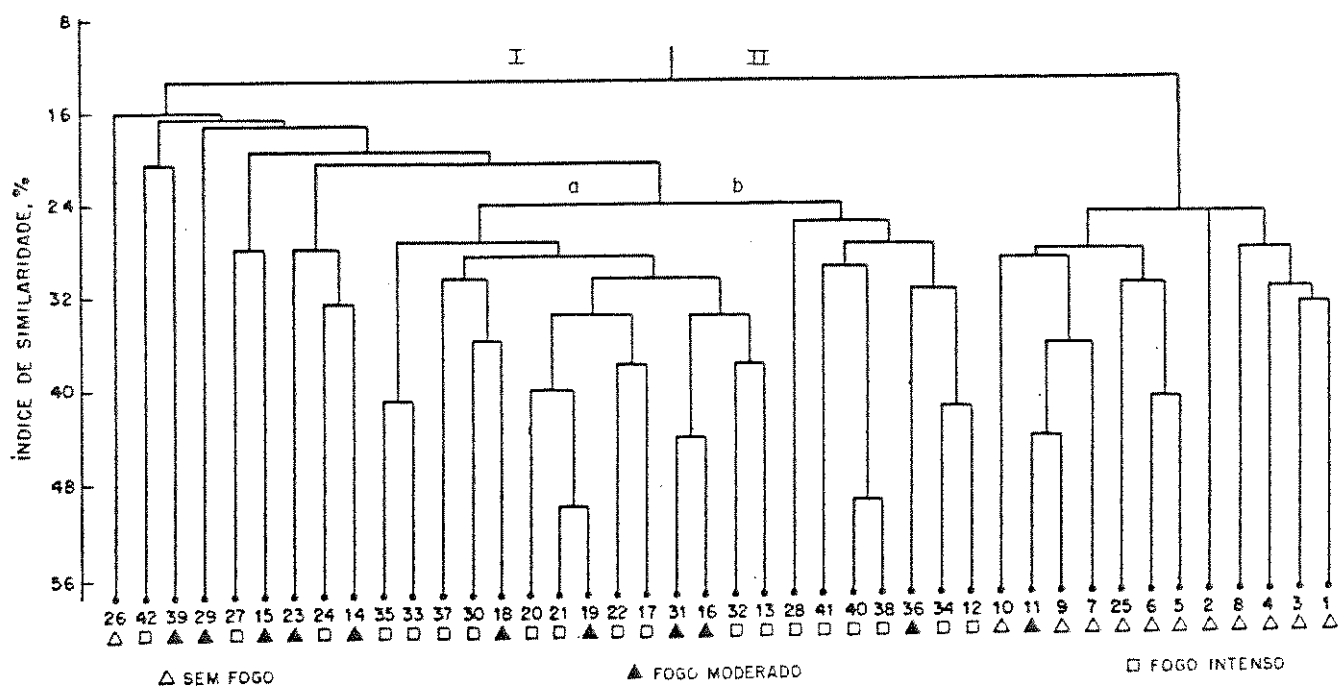


FIGURA 29 - Dendrograma de semelhança das parcelas, pelo método da ligação média, baseado no índice de Jaccard. Levantamento de 1984, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

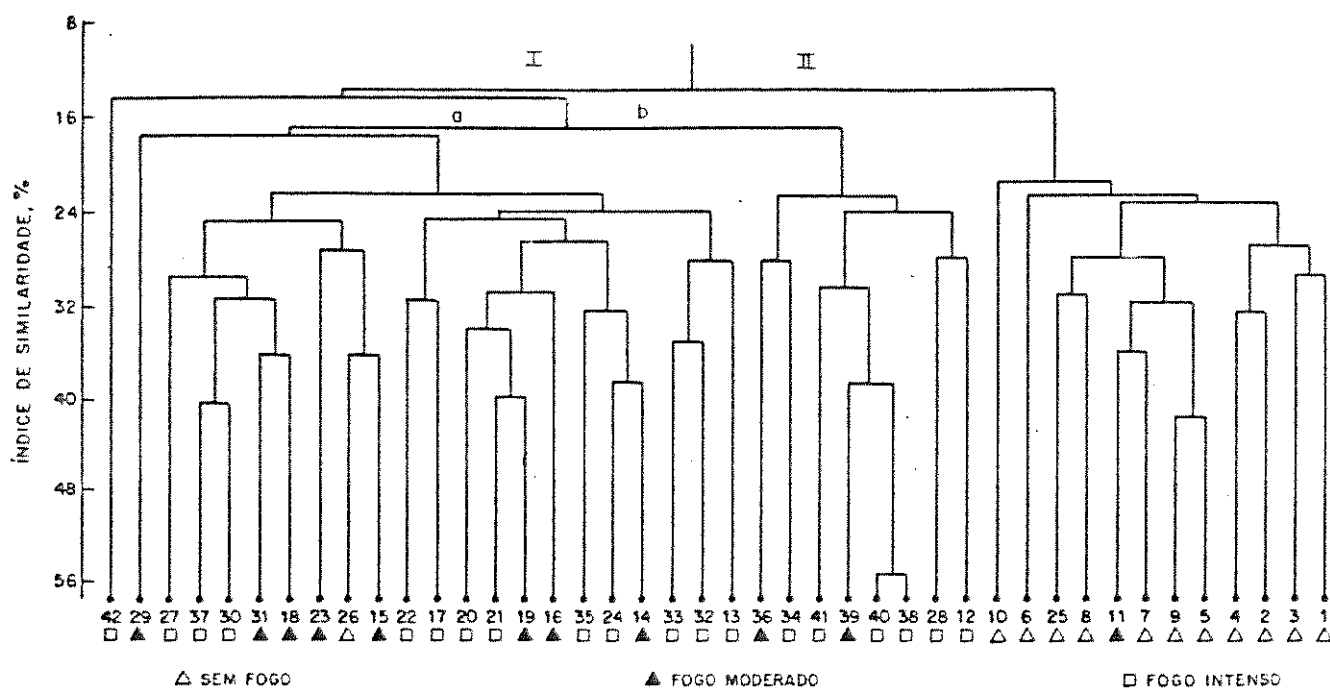


FIGURA 30 - Dendrograma de semelhança das parcelas, pelo método da ligação média, baseado no índice de Jaccard. Levantamento de 1987, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

das parcelas de fogo moderado e de fogo intenso, pois quatro parcelas de fogo moderado posicionaram-se entre as 10 de fogo intenso.

O segundo aglomerado (b) foi composto pelas parcelas 12, 34, 36, 38, 40, 41 e 28 onde, salvo a parcela 36, que é do tipo B, as outras todas eram do tipo C. Neste aglomerado, *S. erianthum*, *T. micrantha*, *J. spinosa* e *C. iguanaea* ocorreram em 100% das parcelas e *I. cerasifolia* e *H. atropurpureus* também se destacaram das demais espécies, por possuírem frequências altas. Destas espécies, as três primeiras não ocorreram no agrupamento II e são espécies típicas de clareiras.

As parcelas restantes do agrupamento I, cinco de fogo moderado, três de fogo intenso e uma sem fogo, estão colocadas à esquerda da figura, sem mostrar agrupamentos nítidos. Somente se observa uma leve tendência de se agruparem as parcelas de fogo moderado. As espécies que ocorreram nestas nove parcelas, com exceção de *C. iguanaea*, apresentaram baixas frequências.

A posição da parcela 26 (área A), afastada das demais parcelas e com similaridade muito baixa (16%), provavelmente se deveu à não ocorrência de espécies comuns às parcelas sem fogo, como *A. ramiflorum* e *M. stipularis*, como também de espécies bastante comuns na área queimada, como *S. erianthum*, *T. micrantha* e *J. spinosa*.

O agrupamento II foi formado pelas parcelas de números 1, 3, 4, 8, 2, 5, 6, 25, 7, 9, 11 e 10, sendo todas parcelas do tipo A, com exceção da parcela 11, que pertence ao grupo de parcelas do tipo B (fogo moderado). Note-se que, das doze parcelas do tipo A, onze ficaram agrupadas e isoladas das demais. A afinidade florística daquelas parcelas foi obtida por uma série de espécies, onde se destacaram *A. ramiflorum*, ocorrendo em todas as parcelas, *M. stipularis*, presente em onze, e *T. claussoni*, em nove.

A. ramiflorum, com 100% de frequência naquele agrupamento, é quase que exclusiva, mas ocorreu também na parcela 14, que não pertence a aquele aglomerado. *M. stipularis* e *T. claussoni* foram igualmente

observadas em, respectivamente, seis e três outras parcelas que não fizeram parte desse conjunto.

Outras espécies, como *G. jasminiflora*, *T. elegans*, *A. polyneuron*, *P. vauthierii* e *C. salutaris*, da mesma forma foram muito frequentes. Esta última espécie, embora ocorresse também na parcela 18 (fogo moderado), mostrou uma tendência à exclusividade no agrupamento, de maneira semelhante a *P. vauthierii*, onde todos os indivíduos foram encontrados somente nas parcelas daquele conjunto.

As demais parcelas desse dendrograma não sugeriram uma tendência de agrupamento e se posicionaram ligadas aos agrupamentos observados ou às outras parcelas, em níveis baixos de semelhança.

O dendrograma do levantamento 2 foi bastante semelhante ao do levantamento 1, mas observaram-se algumas alterações. Houve a formação dos dois grandes agrupamentos (I e II) com o mesmo nível de semelhança (14%).

No agrupamento I deste segundo dendrograma, verificou-se, também aos níveis de 18% e 19% de semelhança, dois outros aglomerados e que, ao nível de 15%, a parcela 42 encontra-se isolada. Verifica-se que o agrupamento I-a, do primeiro dendrograma, já não foi mais observado no dendrograma do levantamento 2 e que a posição das parcelas foi bastante alterada.

No aglomerado (a) do levantamento de 1987, que apresentou nível de semelhança de 19%, pôde-se ainda notar uma distribuição de dois outros grupos e uma parcela isolada das demais, a de número 29. Um desses grupos foi formado pelas parcelas 13, 32, 33, 14, 24, 35, 16, 19, 21, 20, 17 e 22, que pertencem aos tipos B e C, onde *C. iguanaea* e *T. micrantha* ocorreram com altas frequências; *A. graveolens*, *J. spinosa*, *U. baccifera*, *H. atropurpureus* e *P. gonoacantha*, com frequências medianas e *G. jasminiflora* e *S. erianthum* com baixas frequências. O outro agrupamento compreende as parcelas 15, 26, 23, 18, 31, 30, 37, 27, também dos tipos B e C, com a inclusão de uma parcela do tipo A, a de

número 26. Nestas parcelas, *C. iguanaea* e *U. baccifera* apresentaram 100% de frequência; *F. amalago* var. *medium*, *A. graveolens*, *A. polyneuron*, *J. spinosa* e *H. atropurpureus* também ocorreram com frequências altas, mas *T. micrantha* teve frequência baixa e *S. erianthum* não mais ocorreu.

No levantamento 1, a parcela 26 (sem fogo), que se posicionava isolada dos principais agrupamentos, no levantamento 2 passou a ter similaridade com outras parcelas, principalmente com a 15 e a 23 (fogo moderado). Esta semelhança deveu-se à inclusão, entre as outras espécies da parcela, de *S. capsicoides*, *A. graveolens*, *S. langsdoeffii*, *E. leiocarpa*, *C. legalis* e *C. tomentosum* e da exclusão de *Solanum* sp. 3 e de uma espécie de *Compositae*.

Por outro lado, as parcelas 29 (fogo moderado) e 42 (fogo intenso) mostraram uma tendência ao isolamento. A primeira, com a perda de *Solanaceae* 2, *Cecropia* sp. e *Lasiacis ligulata* e ganho de *Actinostemon communis* e *Trichilia clausenii*. A segunda, com o recrutamento de *Eupatorium vauthierianum* e exclusão de *Solanum erianthum*, *Merostachys* sp., *Solanum* sp. 6, *Solanaceae* 3, *Vernonia polyanthes* e *Lippia chamissonis*.

O segundo aglomerado (b), muito semelhante ao observado no dendrograma anterior, reuniu as parcelas 12, 28, 38, 40, 39, 41, 34 e 36, portanto, uma parcela a mais, a de número 39, que pertence ao tipo B. A sua inclusão neste conjunto parece ser devida ao recrutamento de *G. jasminiflora*, *L. ligulata* e *L. muehlbergianus* e da não ocorrência de *C. floribundus*, mudanças essas que acarretaram maior semelhança com as demais parcelas do agrupamento.

No agrupamento II, posicionaram-se as mesmas parcelas observadas no levantamento anterior, ocorrendo somente uma combinação de semelhança entre as parcelas de maneira um pouco diversa, onde se destacaram *A. ramiflorum*, em 100% das parcelas, e *M. stipularis*, que continuou a não ocorrer somente na parcela 10. Com frequências altas, ainda ocorreram *A. polyneuron*, *T. clausenii*, *Merostachys* sp. e *G. jasminiflora*.

A parcela 11 (fogo moderado), incluída no grupo das parcelas sem fogo, nos dois dendrogramas, pode ter a sua similaridade explicada principalmente pela ausência de *T. micrantha*, *S. erianthum* e *J. spinosa*, entre as espécies amostradas na parcela.

Nas análises de ordenação, PCA, RA e DCA, para os dois levantamentos, foram consideradas como variáveis, primeiramente, as espécies, tendo como atributos as parcelas e o número de indivíduos. Em seguida, as parcelas foram consideradas como variáveis e as espécies e indivíduos, como atributos.

Foram consideradas as 42 parcelas e as espécies com 10 ou mais indivíduos, totalizando-se 45 espécies no levantamento 1 e 40, no levantamento 2 (tabela 31).

TABELA 31 - Espécies com 10 ou mais indivíduos utilizadas nas análises de componentes principais (PCA), médias recíprocas (RA) e análise de correspondência corrigida (DCA). (* espécies não utilizadas nas análises do levantamento de 1987). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

1. <i>Abutilon peltatum</i>	24. <i>Ilex cerasifolia</i>
2. <i>Acacia paniculata</i>	25. <i>Jacaratia spinosa</i>
3. <i>Actinostemon communis</i>	26. <i>Lasiacis ligulata</i>
4. <i>Aspidosperma polyneuron</i>	27. <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>
5. <i>Aspidosperma ramiflorum</i>	28. <i>Merostachys</i> sp.
6. <i>Astronium graveolens</i>	29. <i>Metrodorea nigra</i>
7. <i>Casearia gossypiosperma</i>	30. <i>Metrodorea stipularis</i>
8. <i>Cecropia</i> sp.	31. <i>Myrceugenia campestre</i>
9. <i>Celtis iguanaea</i>	32. <i>Ocotea puberula</i>
10. <i>Centrolobium tomentosum</i>	33. <i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>
11. <i>Coffea arabica</i>	34. <i>Piptadenia gonoacantha</i>
* 12. <i>Cordia</i> sp. 1	35. <i>Polygala klotzschii</i>
13. <i>Croton floribundus</i>	36. <i>Psychotria leiocarpa</i>
14. <i>Croton salutaris</i>	* 37. <i>Psychotria vauthierii</i>
15. <i>Cusparia pentandra</i>	* 38. Rubiaceae
16. <i>Esenbeckia febrifuga</i>	39. <i>Ruellia graecisans</i>
17. <i>Esenbeckia leiocarpa</i>	40. <i>Solanum erianthum</i>
* 18. <i>Eugenia gardneriana</i>	41. <i>Trema micrantha</i>
19. <i>Ficus glabra</i>	42. <i>Trichilia claussoni</i>
20. <i>Galipea jasminiflora</i>	43. <i>Trichilia elegans</i>
21. <i>Holocalyx balansae</i>	44. <i>Urera baccifera</i>
22. <i>Hybanthus atropurpureus</i>	* 45. desconhecida
23. <i>Hybanthus brevicaulis</i>	

De acordo com a figura 31, empregando-se a análise dos componentes principais (PCA), obteve-se uma distribuição, para a maioria das espécies do levantamento I (1984), agrupada próxima à intersecção dos eixos I e II.

No extremo esquerdo superior observam-se as espécies que ocorreram somente ou principalmente nas parcelas sem fogo, como *Aspidosperma ramiflorum* e *A. polyneuron*, que ocuparam as duas primeiras posições de IVI. *Polygala klotzschii* e *Galipea jasminiflora*, posicionadas próximas das espécies de *Aspidosperma*, são outras duas espécies que também ocuparam posições importantes quanto ao IVI, principalmente em função do número de indivíduos naquele grupo de parcelas.

No extremo direito inferior, destacaram-se espécies que foram exclusivas das parcelas queimadas, como *Trema micrantha*, *Jacaratia spinosa* e *Solanum erianthum*, as quais foram mais importantes nas parcelas com fogo intenso. Entre estas espécies, no diagrama, situa-se também *Celtis iguanaea* que, embora ocorra nos três tipos de parcelas, foi mais importante naquelas onde houve a presença de fogo.

Hybanthus atropurpureus posicionou-se no extremo direito superior, tendo sido a espécie com o maior número de indivíduos e com o segundo valor mais alto de frequência absoluta, ocorrendo no subosque dos três tipos de parcelas.

As posições de *H. atropurpureus* e de *T. micrantha*, distanciando-se das outras espécies no diagrama, são consideradas como anômalas e podem interferir na distribuição das demais, dificultando a interpretação dos resultados. Alguns autores sugerem, inclusive, a eliminação de tais espécies, para facilitar o estudo da comunidade (Hill, 1979 *apud* PURATA, 1986), embora WEBB *et al.* (1967) afirmassem que a eliminação de espécies interfere no valor do diagnóstico, para a definição de comunidades florestais.

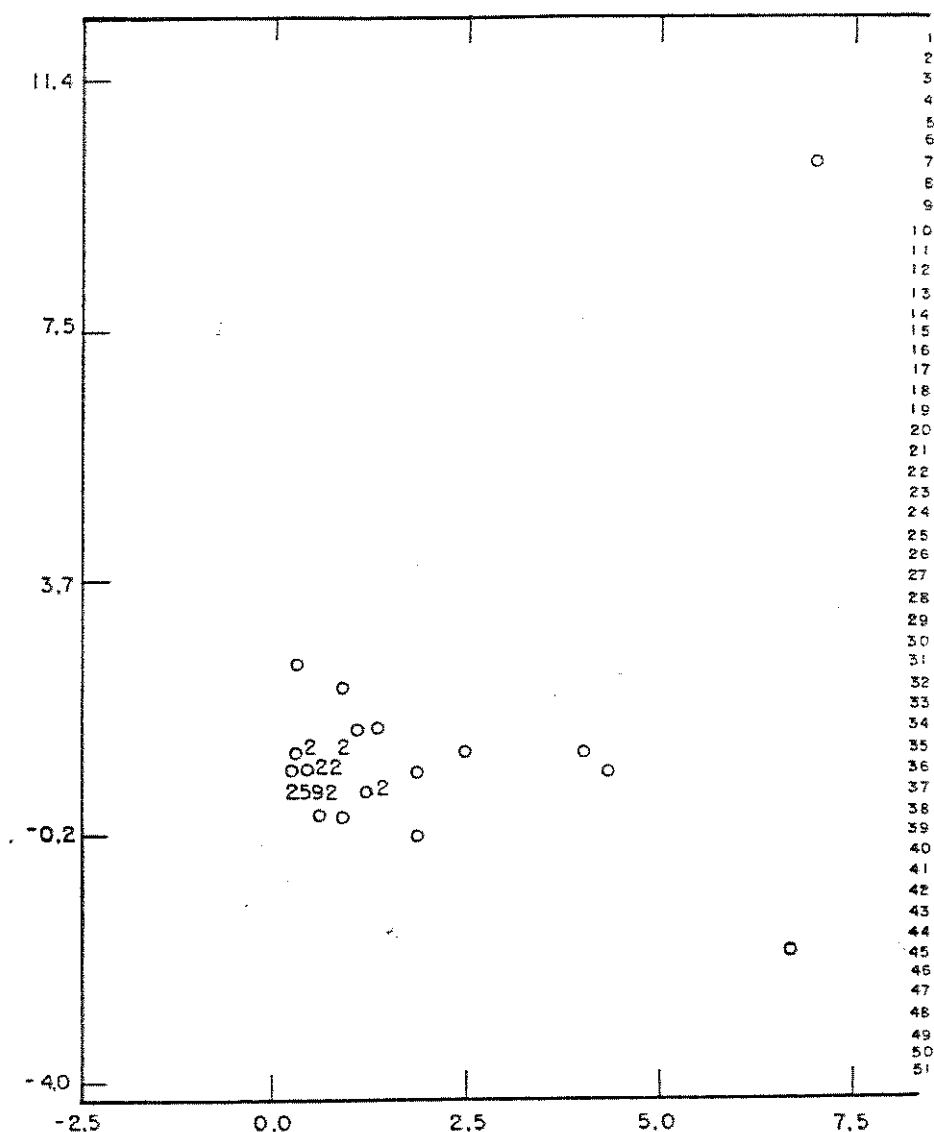


FIGURA 31 - Diagrama de ordenação das espécies, baseado nos dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA), feita através de matriz de correlação. Levantamento de 1984, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

A relação das espécies encontra-se na tabela 28. Lista dos números das espécies, em cada linha do gráfico:

linha 7: 22

linha 31: 5

linha 32: 4

linha 34: 35 20

linha 35: 15 (14 42) (10 39) 44 25

linha 36: 37 43 (28 30) (19 21) 34 9

linha 37: (31 36) (7 18 23 29 32)

(1 2 3 11 12 24 26 38 45) (8 16) 6 (13 33)

linha 38: 27 17

linha 39: 40

linha 45: 41

No levantamento 2, verificou-se um padrão semelhante de distribuição das espécies, mas ocorreram também modificações importantes (figura 32). Com a diminuição das populações de *T. micrantha*, *S. erianthum* e *J. spinosa*, estas situaram-se em posições mais próximas da maioria das espécies.

Por outro lado, *Aspidosperma ramiflorum*, *A. polyneuron* e *Cusparia pentandra* mostraram uma tendência de se distanciarem desse conjunto, apesar de terem perdido poucos indivíduos em suas populações. Portanto, é possível que tais afastamentos sejam decorrência da diminuição da influência que era exercida por espécies que se posicionavam em sentido contrário, no caso, principalmente *Trema micrantha*.

Neste segundo levantamento, observou-se também que *H. atropurpureus* continuou mantendo a posição que ocupava em relação às demais espécies do levantamento anterior, apesar de ter perdido alguns indivíduos. A espécie, de modo semelhante a *T. micrantha*, manteve a sua posição quanto aos valores de IVI.

Posicionada à direita do eixo I, *Celtis iguanaea*, neste segundo levantamento, isolou-se das demais espécies. Sua população foi acrescida de somente um indivíduo e continuou sendo a mais abundante nas parcelas queimadas.

A análise de médias recíprocas (RA), com base nos dados obtidos no levantamento 1 (figura 33), mostrou a ordenação das 45 espécies. O auto-vetor I contribuiu com 53,5% de variância total e o auto vetor II, com 32,7%.

Observou-se no eixo I, com valores entre 300 e 407, os pontos que parecem ter influenciado a distribuição dos demais, deslocando-os para a direita. As espécies correspondentes aos pontos que influenciaram tal deslocamento são *Cusparia pentandra*, *Aspidosperma ramiflorum*, *Psychotria vauthierii* e *P. leiocarpa*, exclusivas ou mais abundantes nas parcelas não queimadas.

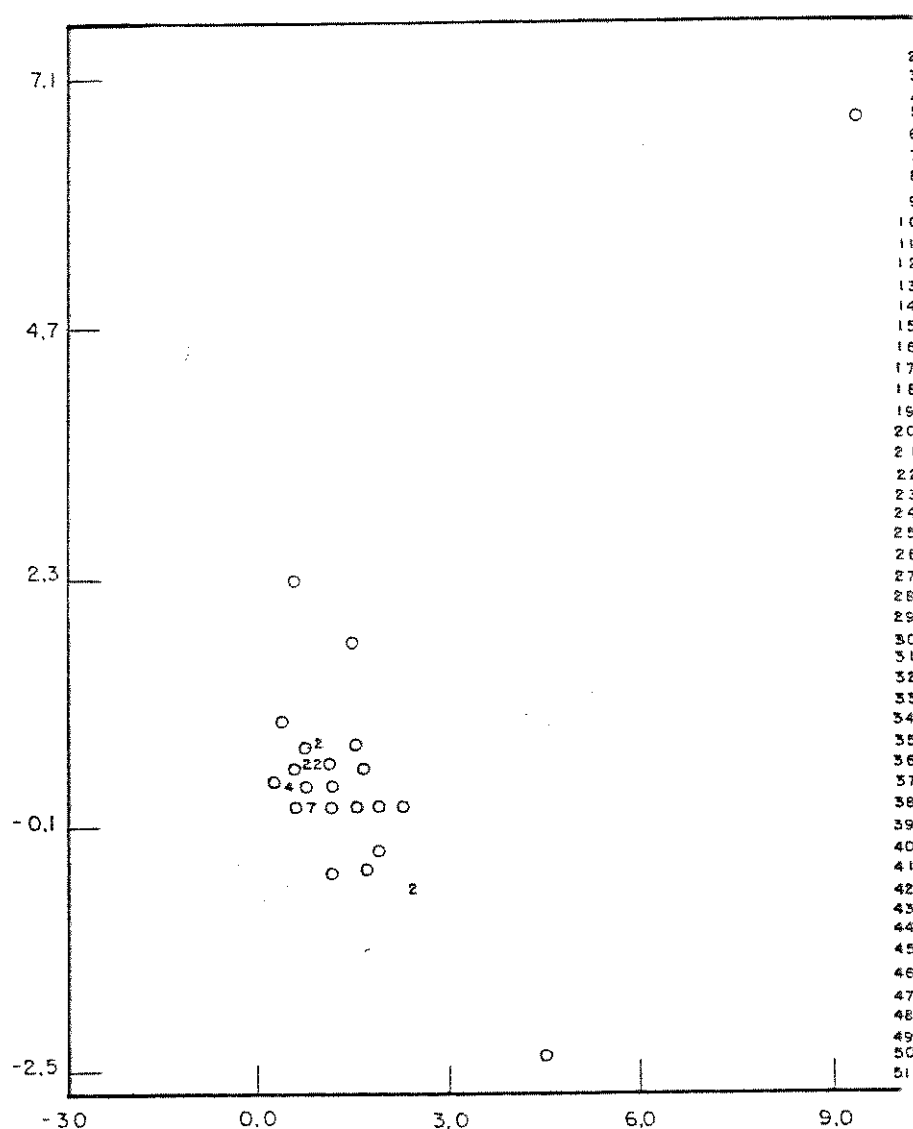


FIGURA 32 - Diagrama de ordenação das espécies, baseado nos dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA), feita através de matriz de correlação. Levantamento de 1987, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

A relação das espécies encontra-se na tabela 28. Lista dos números das espécies, em cada linha do gráfico:

linha 5: 22
 linha 27: 5
 linha 30: 4
 linha 34: 15
 linha 35: 14 (28 30) 35
 linha 36: 36 (42 43) (21 39) 10 20
 linha 37: 31 (7 23 29 32) 24 19
 linha 38: 40 (1 2 8 11 16 26 27) 3 13 6 34
 linha 40: 25
 linha 41: 17 33
 linha 42: (41 44)
 linha 50: 9

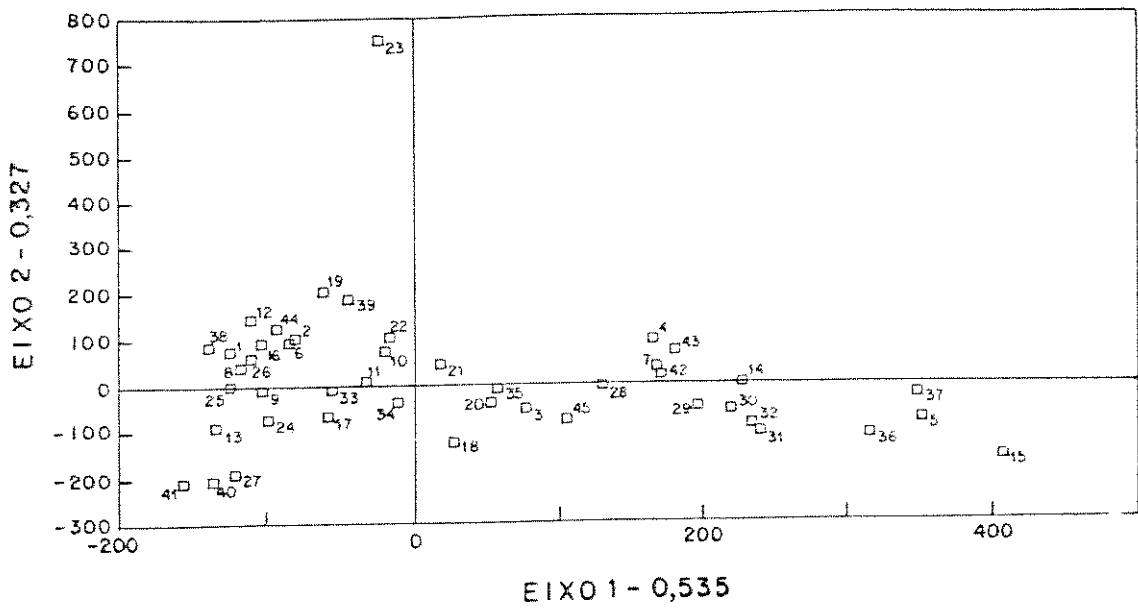


FIGURA 33 - Diagrama de ordenação das espécies, baseado nos dois primeiros eixos da análise de médias recíprocas (RA). Levantamento de 1984, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

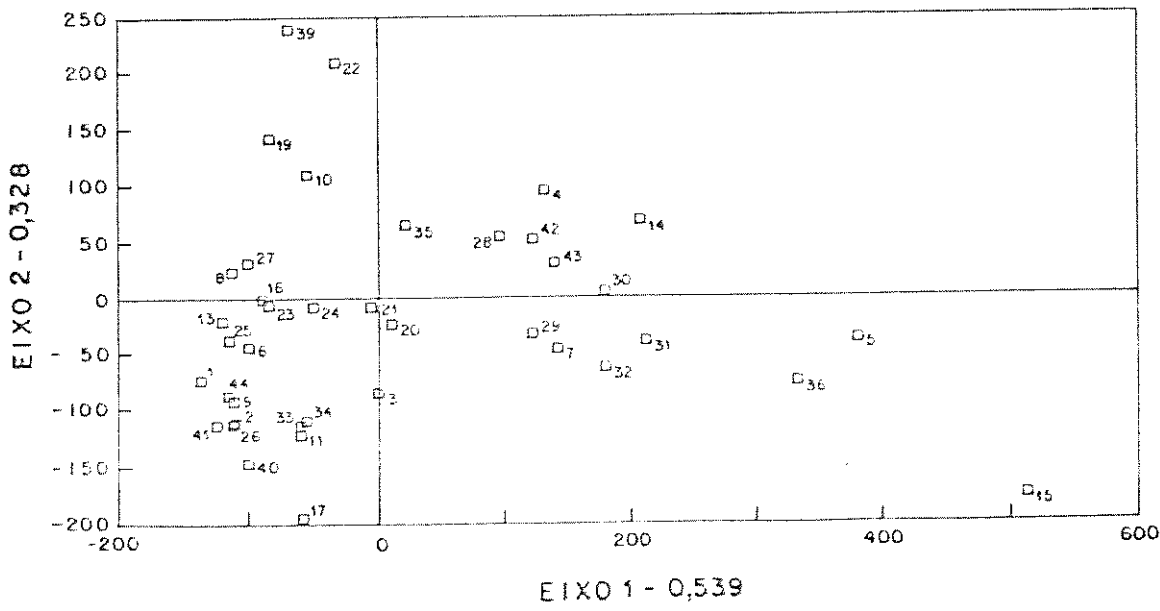


FIGURA 34 - Diagrama de ordenação das espécies, baseado nos dois primeiros eixos da análise de médias recíprocas (RA). Levantamento de 1987, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Em sentido contrário, com valores negativos, destacaram-se as espécies abundantes nas áreas queimadas, principalmente onde foi observado o fogo mais intenso, como *Trema micrantha*, *Solanum erianthum*, *Croton floribundus*, *Jacaratia spinosa*, *Abutilon peltatum*, *Lonchocarpus muehlbergianus* e *Cecropia* spp.

Nota-se ainda, no gráfico, a tendência da formação de um arco (ferradura), formado pela distribuição das espécies.

No eixo II, com valor muito alto em relação às demais espécies, posicionou-se *Hybanthus brevicaulis*, atuando como uma força de atração sobre as outras, podendo mascarar os resultados da análise, fato este não observado na PCA. Esta espécie restringiu-se a duas parcelas de fogo moderado, com a grande maioria de sua população concentrada em apenas uma delas.

O método permitiu ainda verificar que, junto da intersecção dos dois eixos, se posicionaram espécies que ocorreram nos três tipos de parcelas: *Piptadenia gonoacantha*, *Coffea arabica*, *Holocalyx balansae*, *Centrolobium tomentosum* e *Hybanthus atropurpureus*. Na PCA, esta última espécie ocupava posição de destaque, fato não ocorrido quando se utilizou a RA.

Para a análise da RA dos dados obtidos no levantamento 2 (três anos mais tarde), consideraram-se 40 espécies, pois cinco delas se apresentaram com menos de 10 indivíduos. O eixo I e o eixo II contribuíram com 51,3% e 32,8% da variância total, respectivamente.

A figura 34 apresenta o diagrama de ordenação onde se pode observar, no eixo I, que as espécies *Cusparia pentandra*, *Aspidosperma ramiflorum* e *Psychotria leiocarpa* influenciaram a distribuição das outras para a direita. Aquelas espécies são as mesmas do levantamento 1, salvo *Psychotria vauthierii*, que não entrou na análise do levantamento 2 por apresentar uma população com menos de dez indivíduos.

Ainda neste eixo, no outro extremo, com valores negativos, situaram-se *Abutilon peltatum*, *Trema micrantha*, *Croton floribundus*,

Urera baccifera, *Jacaratia spinosa*, *Cecropia* spp., *Celtis iguanaea*, *Acacia paniculata* e *Lasiacis ligulata*, espécies que apresentaram a maior parte de suas populações nas parcelas queimadas.

Nesta análise, notou-se ainda que *Hybanthus brevicaulis* não mais ocupou posição de destaque. A perda do valor desta espécie, além da perda dos valores de *Trema micrantha* e *Solanum erianthum*, contribuíram para uma distribuição mais espalhada das demais parcelas.

No eixo II, com os mais altos valores, posicionaram-se *Ruellia graecisans* e *Hybanthus atropurpureus*. A primeira espécie foi eliminada da área não queimada e teve a sua população diminuída na área queimada, mas continuou sendo maior nas parcelas onde o fogo foi moderado. *H. atropurpureus* continuou sendo a espécie mais abundante, apesar de ter perdido alguns indivíduos, conforme relatado anteriormente.

Ainda neste eixo, com valores negativos, encontrou-se *Esenbeckia leiocarpa* destacando-se das outras. A espécie, no levantamento 2, apresentou um acréscimo de 33,33% em sua população, principalmente nas parcelas onde o fogo foi moderado, apesar de ter perdido alguns indivíduos nas parcelas de fogo intenso.

Próximas à intersecção dos dois eixos, observam-se *Holocalyx balansae*, *Galipea jasminiflora* e *Ilex cerasifolia*. Estas espécies foram também observadas no levantamento 1 e, com exceção de *H. balansae*, as outras duas espécies posicionaram-se de maneira diferenciada em relação à intersecção dos eixos.

Verifica-se também no gráfico deste segundo levantamento a tendência da formação do arco.

Na análise da DCA para o levantamento 1, foi utilizada a mesma matriz de dados empregada para o estudo das médias recíprocas. Consideraram-se, portanto, as mesmas 45 espécies com 10 ou mais indivíduos e as 42 parcelas.

O eixo I contribuiu com 53,5% da variância total e o eixo II, com 28,7%. Os resultados estão representados na figura 35 e observa-se que

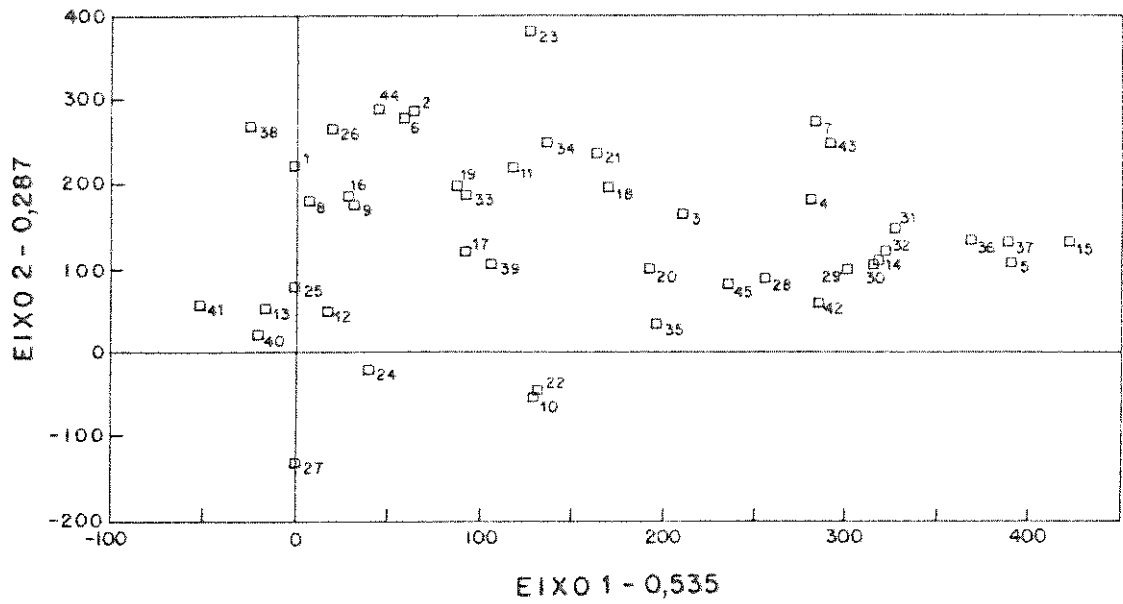


FIGURA 35 - Diagrama de ordenação das espécies, baseado nos dois primeiros eixos da análise de correspondência corrigida (DCA). Levantamento de 1984, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

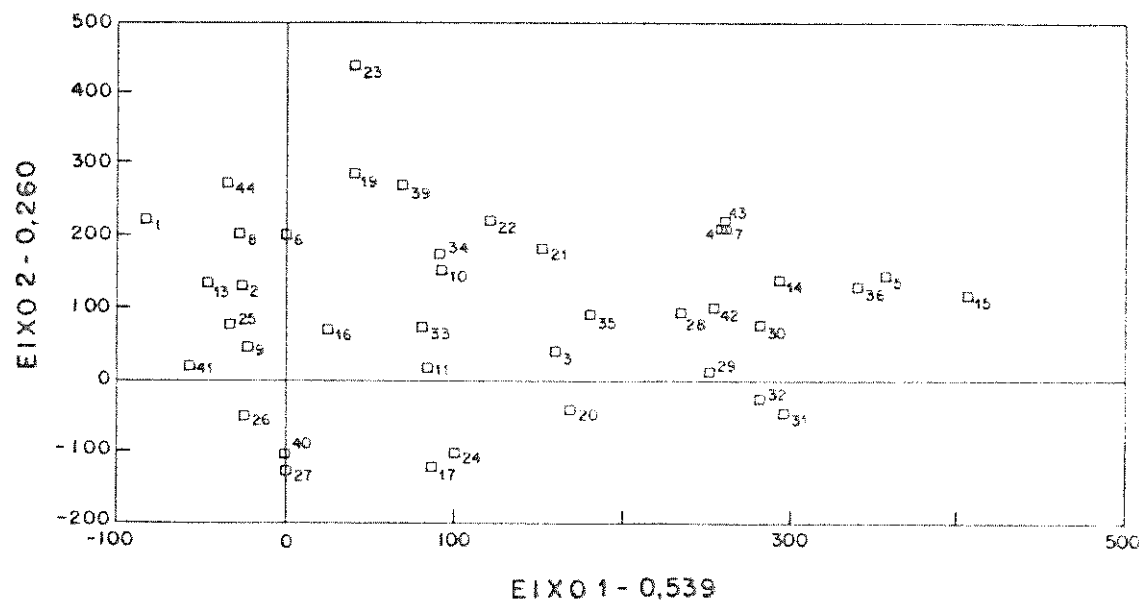


FIGURA 36 - Diagrama de ordenação das espécies, baseado nos dois primeiros eixos da análise de correspondência corrigida (DCA). Levantamento de 1987, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Cusparia pentandra, *Aspidosperma ramiflorum*, *Psychotria vauthierii* e *P. leiocarpa* posicionaram-se no extremo direito do eixo I, forçando a distribuição das outras espécies nesta direção. No extremo esquerdo daquele eixo, com valores negativos, encontram-se *Trema micrantha*, Rubiaceae, *Solanum erianthum*, *Croton floribundus*, *Jacaratia spinosa* e *Abutilon peltatum*, praticamente as mesmas espécies observadas na análise de médias recíprocas do levantamento 1.

No eixo II também se observa, como na RA, que *Hybanthus brevicaulis*, com o valor mais alto, atraiu as demais espécies em sua direção. Nota-se que *Lonchocarpus muehlbergianus*, espécie de ocorrência somente nas áreas queimadas, mas com maior incidência na área de fogo intenso, ocupou o extremo negativo daquele eixo. Seguem-se, ainda, *Centrolobium tomentosum*, *Hybanthus atropurpureus* e *Ilex cerasifolia*.

Próximas à intersecção dos dois eixos, encontram-se as espécies *Solanum erianthum*, *Croton floribundus*, *Jacaratia spinosa*, *Cordia* sp. 1 e *Ilex cerasifolia*.

Na análise do levantamento 2 (figura 36), o eixo I contribuiu com 53,9% e o eixo II, com 26,0% da variância total. A distribuição das espécies nos extremos direito e esquerdo do eixo I foi a mesma observada para a RA deste mesmo levantamento: *C. pentandra*, *A. ramiflorum*, *P. leiocarpa* à direita e *A. peltatum*, *T. micrantha*, *C. floribundus*, *U. baccifera*, *J. spinosa* e *Cecropia* spp., a sua esquerda.

A posição de *Hybanthus brevicaulis*, com os valores mais altos no eixo II não foi a mesma observada para a RA deste levantamento e tampouco as posições de *Lonchocarpus muehlbergianus* e *Solanum erianthum*, no extremo esquerdo deste eixo, foram as mesmas obtidas para a RA.

Nas proximidades da intersecção dos dois autovetores, notam-se *Celtis iguanaea*, *Jacaratia spinosa*, *Esenbeckia febrifuga* e *Lasiacis ligulata*, as quais diferiram das espécies encontradas na DCA do levantamento 1 que, por sua vez, diferiram da RA do levantamento 1.

O estudo da ordenação das parcelas foi realizado com a aplicação dos mesmos métodos empregados na análise das espécies. No levantamento 1 foram consideradas as 42 parcelas e as 45 espécies com 10 ou mais indivíduos.

Nas figuras 37 e 38 estão representados, respectivamente, para os levantamentos 1 e 2, os diagramas de ordenação das 42 parcelas analisadas pela PCA.

No levantamento 1, nota-se que a maioria das parcelas sem fogo situou-se à esquerda do eixo I. Somente a parcela 26 ficou fora desse conjunto, posicionando-se em um segundo agrupamento, formado pela maioria das parcelas queimadas. Evidenciou-se, ainda, naquele conjunto, uma tendência das parcelas de fogo moderado ocuparem a posição superior e as de fogo intenso, a inferior.

A situação da parcela 26 (sem fogo) pode ser atribuída à ocorrência de somente uma espécie do conjunto das espécies exclusivas das parcelas sem fogo. Trata-se de uma parcela com poucos indivíduos e poucas espécies, apresentando algumas destas, características de plantas pioneiras, como *Solanum* sp. 3 e uma Compositae não determinada. No campo, a parcela 26 foi locada em uma área não queimada, rodeada por áreas onde o fogo foi intenso. Provavelmente esta situação pode ter influenciado no recrutamento daquelas espécies pioneiras.

A análise de agrupamento também evidenciou a parcela 26, não a agrupando com as demais parcelas sem fogo e, tampouco, com as parcelas queimadas.

À direita deste eixo I, agruparam-se as parcelas de fogo moderado e as de fogo intenso. Verifica-se que o conjunto das parcelas de fogo moderado ficou situado quase que totalmente no lado superior do aglomerado de parcelas e o de fogo intenso, salvo algumas exceções, no lado inferior. O posicionamento da parcela 39, classificada como sendo de fogo moderado, porém, entre as parcelas de fogo intenso, pode ser devido à semelhança florística com a área de fogo intenso. Verificou-se

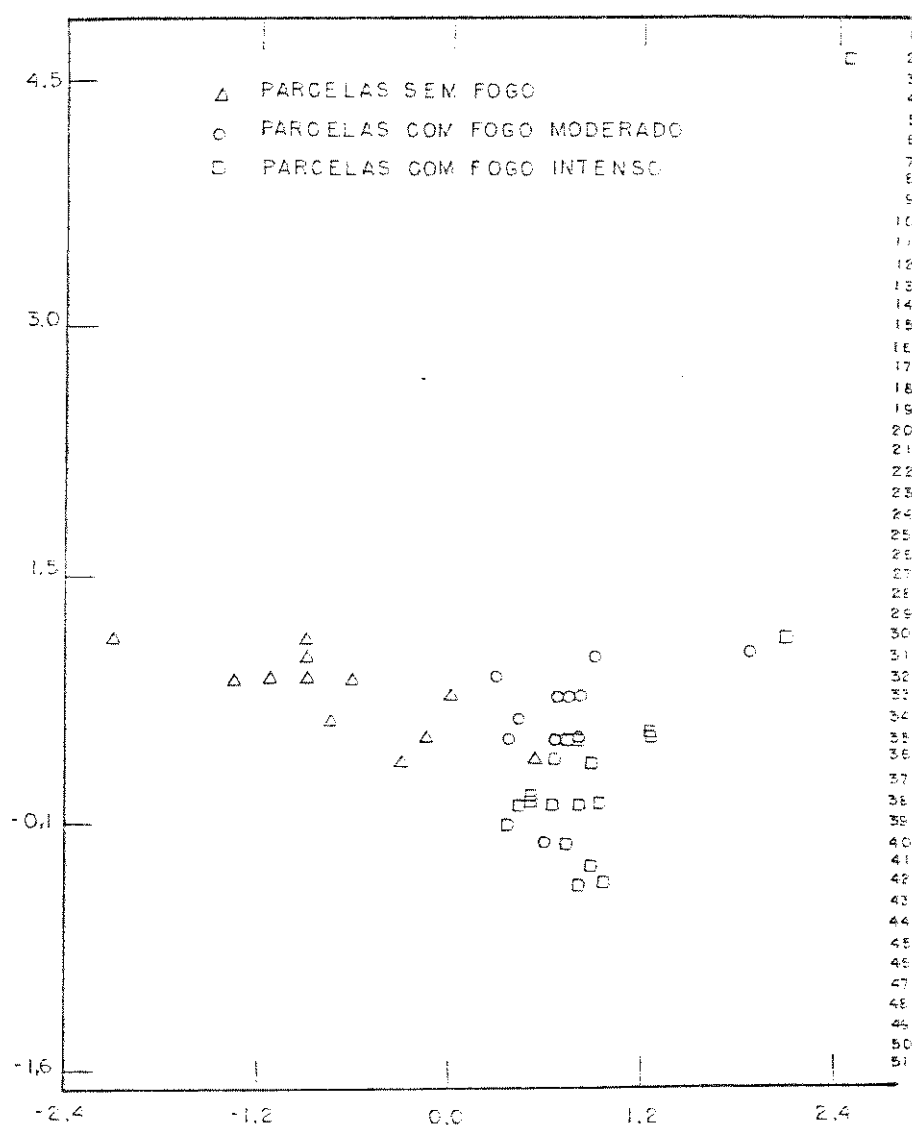


FIGURA 37 - Diagrama de ordenação das parcelas, baseado nos dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA), feita através de matriz de correlação. Levantamento de 1984, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Lista dos números das parcelas em cada linha do gráfico:

linha 2: 27
 linha 30: 8 10 37
 linha 31: 9 36 16
 linha 32: 4 1 5 3 14
 linha 33: 25 15 18 31
 linha 34: 2 23
 linha 35: 7 11 19 13 (29 30) (32 33)
 linha 36: 6 26 34 35
 linha 38: 41 (12 17) 40 28 21
 linha 39: 42
 linha 40: 39 38
 linha 41: 24
 linha 42: 22 20

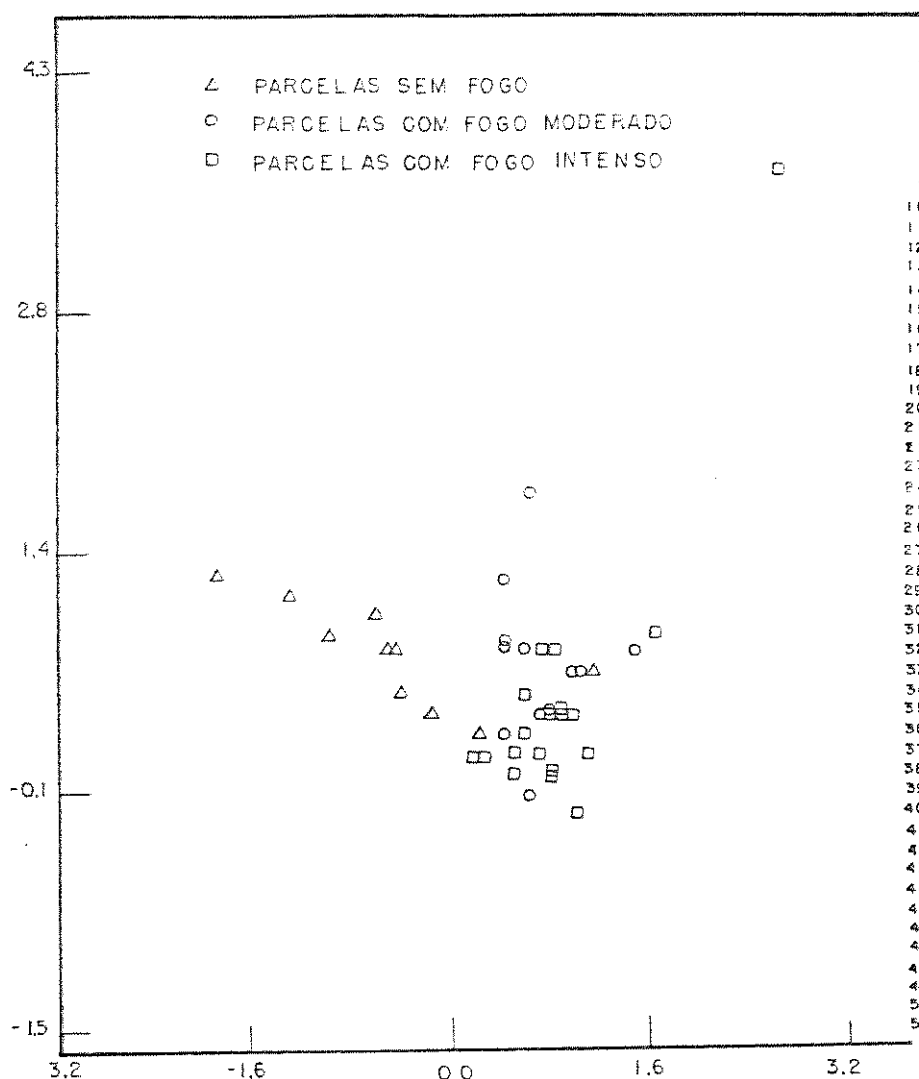


FIGURA 38 - Diagrama de ordenação das parcelas, baseado nos dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA), feita através de matriz de correlação. Levantamento de 1987, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Lista dos números das parcelas, em cada linha do gráfico:

linha 8: 27
 linha 24: 18
 linha 28: 8 14
 linha 29: 4
 linha 30: 5
 linha 31: 1 37
 linha 32: 10 (3 9) (25 36) 23 34 35 16
 linha 33: 15 31 26
 linha 34: 2 30
 linha 35: 6 29 (17 19) (13 33) 32
 linha 36: 7 11 24
 linha 37: 12 41 40 28 21
 linha 38: 42 (22 38)
 linha 39: 39
 linha 40: 20

que 81,81% das espécies desta parcela são comuns às parcelas de fogo intenso e que apenas *Fisonia ambigua* e *Acacia polyphylla* são exclusivas das parcelas de fogo moderado no levantamento 1.

A associação da parcela 39 com fogo intenso pode ser também notada na análise de agrupamento, que a reuniu com uma daquelas parcelas, embora a um baixo nível de similaridade. O posicionamento da parcela 27 (fogo intenso), deslocada no extremo direito superior do eixo I, pode ter sido função da riqueza e abundância da parcela (33 espécies e 139 indivíduos) e pela não ocorrência de *Trema micrantha*, espécie típica das parcelas queimadas.

A ordenação das parcelas do levantamento 2 mostrou-se semelhante à obtida para o levantamento 1, com a maioria das parcelas sem fogo posicionada à esquerda do eixo I e as demais, à direita. Neste caso, não se nota tendência de agrupamento das parcelas de fogo moderado e tampouco das de fogo intenso.

A parcela 26 posicionou-se mais à direita, afastando-se ainda mais das outras parcelas sem fogo. No período entre um levantamento e o outro, verificou-se a perda da única espécie em comum ao conjunto das espécies exclusivas das parcelas sem fogo (*Solanum* sp. 3), a população da parcela duplicou e houve, ainda, o recrutamento de mais seis espécies.

Nota-se, também, que a parcela 27 continuou a ocupar uma situação de destaque pelos mesmos motivos anteriormente mencionados para o levantamento 1, embora tenha perdido alguns indivíduos e recrutado outros.

A análise de médias recíprocas (RA) apresenta, associada ao primeiro eixo, 67% da variância total e ao segundo, 32,7% (figura 39).

Com os valores mais altos do eixo I, situaram-se as parcelas 8, 1 e 2, as quais influenciaram a distribuição das demais parcelas em sua direção. Verifica-se que a ordenação das parcelas ao longo deste eixo, com valores positivos, são aquelas situadas na região onde não houve a

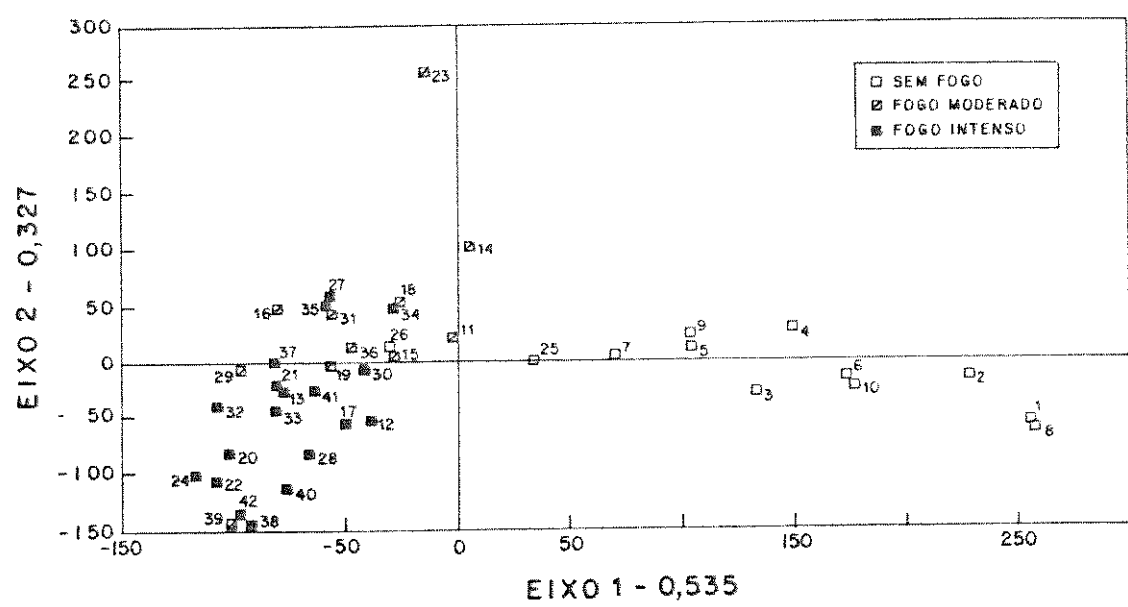


FIGURA 39 - Diagrama de ordenação das parcelas, baseado nos dois primeiros eixos da análise de médias recíprocas (RA). Levantamento de 1984, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

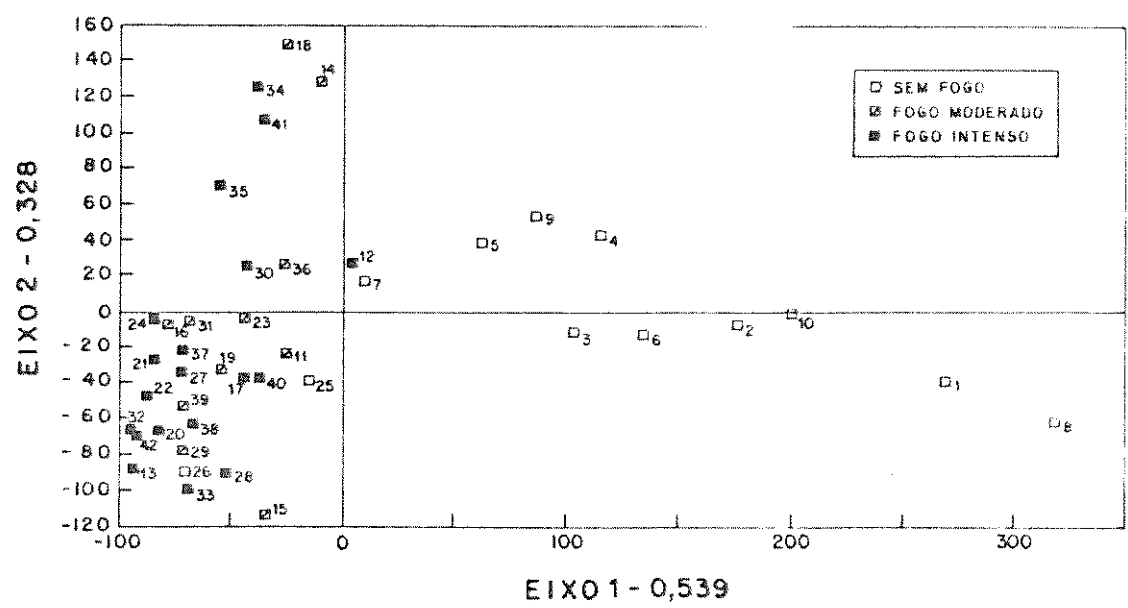


FIGURA 40 - Diagrama de ordenação das parcelas, baseado nos dois primeiros eixos da análise de médias recíprocas (RA). Levantamento de 1987, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

presença do fogo, com exceção da parcela 14, posicionada próxima do valor zero, que pertence ao grupo de parcelas onde o fogo foi considerado moderado. Das doze parcelas tipo A (sem fogo), somente uma delas, a de número 26, apresentou valores negativos em relação ao eixo I, posicionando-se entre as parcelas de tipo B (fogo moderado) e tipo C (fogo intenso). Esta posição também se verifica quando na análise da PCA.

No extremo esquerdo do eixo I, distribuíram-se as parcelas de números: 24, 32, 22, 39, 20, 42, 29, 38. Destas, as parcelas 39 e 29 são do tipo B e as demais são do tipo C. A figura 39 mostra, ainda, uma tendência das parcelas tipo C de se agruparem no terceiro quadrante e de contribuírem para a formação de uma ferradura, embora pouco evidente.

Em relação ao eixo II, a parcela 23, pertencente ao tipo B, influenciou a distribuição das outras parcelas. Sua posição pode ser explicada por ser uma das raras parcelas queimadas onde não ocorreu *Trema micrantha* e *Solanum erianthum* e, ainda, por abrigar praticamente toda a população de *Hybanthus brevicaulis*. A RA e a DCA, para as espécies do levantamento 1, igualmente salientaram esta última espécie.

Verifica-se também que, próximas à intersecção dos dois eixos, posicionaram-se as parcelas 11 e 15, do tipo B, e a 26, do tipo A.

A análise das médias recíprocas do levantamento 2 (figura 40) associa ao eixo I 53,9% e ao eixo II, 32,8% da variância total.

No eixo I, com valores positivos, distribuíram-se dez parcelas do tipo A e uma parcela, a de número 12, do tipo C. Forçando a distribuição das parcelas para a direita, destacaram-se as de número 8 e 1, as mesmas observadas na ordenação realizada para o levantamento 1.

No extremo esquerdo do eixo I, posicionaram-se as parcelas 32, 13, 42, 22, 24, 21 e 20, todas do tipo C. No terceiro quadrante, verifica-se uma maior concentração das parcelas, comparativamente com o mesmo quadrante do levantamento 1.

As parcelas 18, 14, 34 e 41 alcançaram os maiores valores do auto-vetor II. Comparando-se estes resultados com os do levantamento 1, nota-se que estas parcelas obtiveram valores mais altos e que a parcela 23, que se destacava das demais pelo seu alto valor no levantamento 1, passou a ocupar uma posição com valores negativos no levantamento 2. Durante o período de estudo, houve a morte de seis indivíduos (cinco de *Hybanthus brevicaulis* e um de *Lasiacis ligulata*) e o recrutamento de onze novos indivíduos, sendo dois deles novas espécies (*Cariniana legalis* e *Chrysophyllum gonocarpum*).

Pode-se observar, também neste gráfico, um efeito ferradura pouco conspícuo.

Utilizando-se o método da DCA para os dados do levantamento 1, obteve-se a ordenação representada na figura 41. O eixo I contribuiu com 53,5% da variância total e o eixo II, com 28,7%. Naquele diagrama, todas as parcelas foram plotadas no primeiro quadrante.

As parcelas 1, 8 e 2 situaram-se no extremo direito do eixo I e são as que influenciaram a distribuição das parcelas mais para a direita. São também as mesmas parcelas observadas quando se empregou o método das médias recíprocas.

Todas as parcelas do tipo A, com exceção da parcela 26, posicionaram-se entre os valores de 166 a 329 do eixo I, formando um aglomerado. Com valores mais baixos no eixo I, localizaram-se principalmente as parcelas do tipo C.

Ainda no eixo I, entre os valores de 80 a 150, situou-se grande parte das parcelas do tipo B. As outras parcelas desse tipo distribuíram-se entre as parcelas do tipo C.

A parcela 23 (fogo moderado) deteve o maior valor no eixo II e destacou-se das demais. Este fato também foi observado quando se empregou o método das médias recíprocas.

Na análise do levantamento 2, com o emprego da DCA, obteve-se para o eixo I 53,9% e para o eixo II, 26,0% da variância total (figura 42).

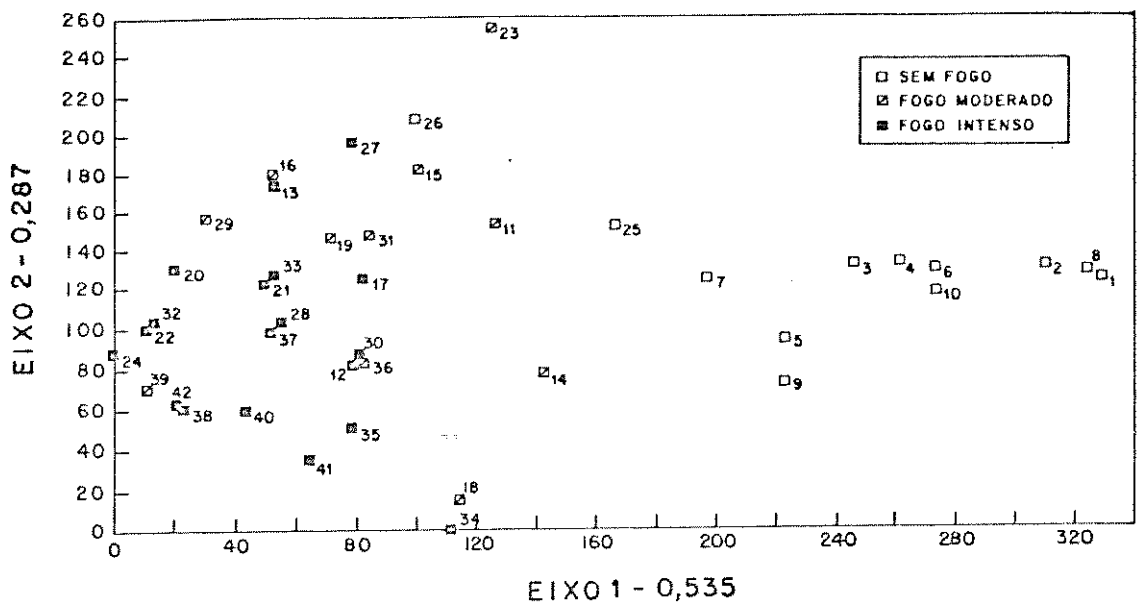


FIGURA 41 - Diagrama de ordenação das parcelas, baseado nos dois primeiros eixos da análise de correspondência corrigida (DCA). Levantamento de 1984, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

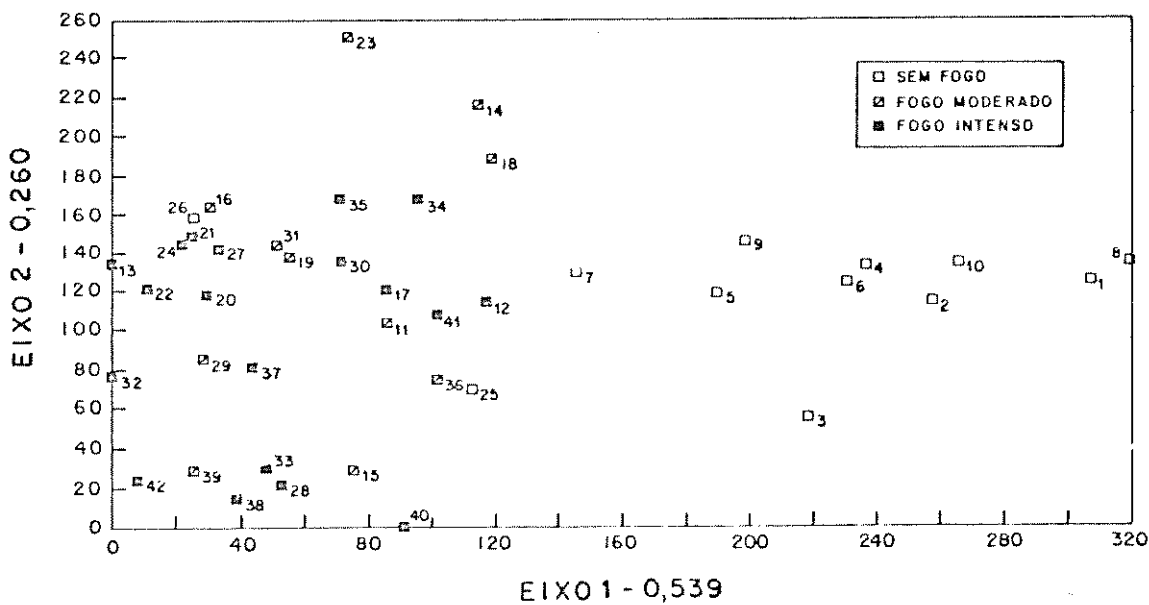


FIGURA 42 - Diagrama de ordenação das parcelas, baseado nos dois primeiros eixos da análise de correspondência corrigida (DCA). Levantamento de 1987, mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Neste caso, como no anterior, as parcelas ficaram distribuídas no primeiro quadrante. A maioria das parcelas tipo A continuou agrupada à direita do eixo I, formando um conjunto, com as parcelas 8 e 1 apresentando os valores mais altos. As parcelas 25 e 26, também pertencentes ao tipo A, foram deslocadas para a esquerda deste eixo situando-se entre as parcelas do tipo B e C.

No extremo inferior do eixo I ficaram locadas as parcelas 13, 32, 42 e 22, todas do tipo C, com valores semelhantes aos encontrados no levantamento 1, com exceção da parcela 13, que possuía valores mais altos.

A parcela 23 continuou a ocupar os valores mais altos no eixo II, em comparação com a DCA do primeiro levantamento, mas não em relação à RA do levantamento 2. Ainda na figura 42, nota-se que no levantamento 2 as parcelas do tipo B e as do tipo C encontraram-se mais espalhadas, tornando difícil a separação desses dois grupos.

6. Germinação de sementes de *Trema micrantha*

As porcentagens de germinação de *Trema micrantha*, no claro e no escuro, estão apresentadas na tabela 32, onde se verificaram altas porcentagens de germinação nas duas condições, para os dois lotes de sementes coletadas. Com o emprego do teste "t", não se observaram diferenças significativas, a nível de 5%.

7. Interações ecológicas observadas

Durante o período de estudo, foram realizadas observações quanto à situação dos indivíduos das diferentes espécies arbóreas, como: presença de lianas sobre as copas; inclinação dos fustes e quebra dos fustes.

Estão listadas na tabela 33 as espécies arbóreas com 25 ou mais indivíduos que apresentaram lianas sobre suas copas, nos três tipos de parcelas.

TABELA 32 - Porcentagem de germinação de *Trema micrantha*, em dois tratamentos, claro e escuro; dois lotes de sementes coletados em maio e junho de 1984. (I - IV = número de repetições). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Lote	Data de colheita	Efeito Luz	Plântulas normais				$\bar{x}$	t	Mortas $\bar{x}$
			I	II	III	IV			
1	25.05.84	claro	90	84	92	78	86,0	0.537	13,0
		escuro	82	76	92	84	83,5		15,5
2	14.06.84	claro	92	84	98	94	92,0	0.502	7,0
		escuro	90	98	82	88	89,5		10,5

TABELA 33 - Espécies arbóreas com 25 ou mais indivíduos com lianas sobre as copas, nas parcelas sem fogo, com fogo moderado e fogo intenso, no ano de 1984. (I = número de indivíduos; L = número de indivíduos com lianas; % = porcentagem de indivíduos com lianas). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	sem fogo			fogo moderado			fogo intenso			total		
	I	L	%	I	L	%	I	L	%	I	L	%
<i>Actinostemon communis</i>	17	2	11,8	2	-	-	14	-	-	33	2	6,1
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	50	4	8,0	21	8	38,1	7	-	-	78	12	15,4
<i>A. ramiflorum</i>	85	1	1,2	5	2	40,0	-	-	-	90	3	3,3
<i>Astronium graveolens</i>	4	-	-	9	-	-	43	1	2,3	56	1	1,8
<i>Celtis iguanaea</i>	19	-	-	47	1	2,1	98	-	-	164	1	0,6
<i>Centropogon tomentosum</i>	7	1	14,3	6	1	16,7	19	-	-	32	2	6,3
<i>Croton salutaris</i>	22	-	-	3	1	33,3	-	-	-	25	1	4,0
<i>Cusparia pentandra</i>	37	2	5,4	2	1	50,0	-	-	-	39	3	7,7
<i>Galipea jasminiflora</i>	40	3	7,5	21	6	28,6	17	1	5,9	78	10	12,8
<i>Holocalyx balansae</i>	11	-	-	7	2	28,6	9	-	-	27	2	7,4
<i>Jacaratia spinosa</i>	-	-	-	47	4	8,5	100	17	17,0	147	21	14,3
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	21	-	-	13	-	-	39	1	2,6	73	1	1,4
<i>Solanum erianthum</i>	-	-	-	15	-	-	38	10	26,3	53	10	18,9
<i>Trichilia clausenii</i>	19	4	21,0	6	4	66,7	-	-	-	25	8	32,0
<i>T. elegans</i>	18	2	11,1	6	-	-	5	-	-	29	2	6,9
<i>Trema micrantha</i>	-	-	-	28	3	10,7	173	60	34,7	201	63	31,3
TOTAL	350	19	5,4	238	33	13,9	562	90	16	1150	142	12,3

Nas 16 espécies encontradas com essas características, observou-se grande variação na porcentagem de indivíduos com lianas entre as espécies e entre os tipos de parcelas (sem fogo, fogo moderado e fogo intenso).

As espécies que apresentaram as maiores porcentagens de lianas foram: *Trichilia claussoni* (32,0%), *Trema micrantha* (31,3%), *Solanum erianthum* (18,9%) e *Galipea jasminiflora* (12,8%). Pode-se notar que, dependendo do tipo de parcela, a porcentagem de lianas é diferente. Em *Aspidosperma polyneuron*, nas parcelas sem fogo, 8% apresentaram lianas e nas parcelas com fogo moderado a porcentagem foi muito maior, cerca de 38%. Nos indivíduos de *Celtis iguanaea* ocorreram 0,9%, 2,1% e 0% de lianas, nas parcelas sem fogo, com fogo moderado e fogo intenso, respectivamente.

Em *Jacaratia spinosa*, a porcentagem de plantas com lianas foi de 8,5% nas parcelas de fogo moderado e de 17,0% nas de fogo intenso. Em *Trema micrantha*, esses valores foram 10,7% nos indivíduos das parcelas de fogo moderado e 34,7% nas de fogo intenso.

Verifica-se também na tabela 33 que, em relação ao número total de indivíduos por tipo de parcela, ocorreu um aumento da porcentagem de lianas no sentido das parcelas sem fogo para as de fogo intenso.

A tabela 34 relaciona as espécies arbóreas com 25 ou mais indivíduos que apresentaram o fuste inclinado ou tombado, nos três tipos de parcelas. Observa-se que a porcentagem total de indivíduos com essa característica é baixa, variando de 1,1% para *Aspidosperma ramiflorum* a 9,4% para *Centrolobium tomentosum*. Nota-se, também, que a porcentagem de tombamento ou inclinação foi diferente entre os tipos de parcelas somente para poucas espécies, como *Centrolobium tomentosum* e *Galipea jasminiflora*.

As espécies que apresentaram indivíduos com a copa quebrada estão listadas na tabela 35, onde foram consideradas somente aquelas com 25 ou mais espécimens. Neste caso, as porcentagens também são baixas, com

valores variando entre 1,0% a 10,9%, respectivamente para *Trema micrantha* e *Jacaratia spinosa*. Algumas espécies tiveram diferentes porcentagens de copas quebradas, embora este resultado não tenha sido muito evidente.

Durante o ano de 1984, foi observada, nas parcelas onde houve a presença do fogo, a ocorrência de diversas espécies com brotação ao nível do solo (tabela 36).

TABELA 34 - Espécies arbóreas com 25 ou mais indivíduos com o fuste inclinado ou tombado, nas parcelas sem fogo, com fogo moderado e fogo intenso, no ano de 1984. (I= número de indivíduos; T= número de indivíduos tombados ou inclinados; % = porcentagem de indivíduos tombados ou inclinados). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	sem fogo			fogo moderado			fogo intenso			total		
	I	T	%	I	T	%	I	T	%	I	T	%
<i>Actinostemon communis</i>	17	1	5,9	2	-	-	14	-	-	33	1	3,0
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	50	2	4,0	21	1	4,8	7	-	-	78	3	3,8
<i>A. ramiflorum</i>	85	1	1,2	5	-	-	-	-	-	90	1	1,1
<i>Astronium graveolens</i>	4	-	-	9	-	-	43	1	2,3	56	1	1,8
<i>Celtis iguanaea</i>	19	-	-	47	-	-	98	4	4,1	164	4	2,4
<i>Centrolobium tomentosum</i>	7	3	42,9	6	-	-	19	-	-	32	3	9,4
<i>Croton floribundus</i>	-	-	-	9	-	-	27	1	3,7	36	1	2,8
<i>Galipea jasminiflora</i>	40	2	5,0	21	3	14,3	-	-	-	61	5	8,1
<i>Holocalyx balansae</i>	11	1	9,1	7	-	-	9	-	-	27	1	3,7
<i>Jacaratia spinosa</i>	-	-	-	47	-	-	100	3	3,0	147	3	2,0
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	21	1	4,8	13	-	-	39	1	2,6	73	2	2,7
<i>Solanum erianthum</i>	-	-	-	15	-	-	38	1	2,6	53	1	1,9
<i>Trema micrantha</i>	-	-	-	28	-	-	173	8	4,6	201	8	4,0
<i>Trichilia elegans</i>	18	1	5,6	6	1	16,7	5	-	-	29	2	6,9
TOTAIS	272	12	4,4	236	5	2,1	572	19	3,3	1080	36	3,3

TABELA 35 - Espécies arbóreas com 25 ou mais indivíduos com a copa quebrada, nas parcelas sem fogo, com fogo moderado e fogo intenso, no ano de 1984. (I = número de indivíduos; C = número de indivíduos com a copa quebrada; % = porcentagem de indivíduos com a copa quebrada). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécies	sem fogo			fogo moderado			fogo intenso			total		
	I	C	%	I	C	%	I	C	%	I	C	%
<i>Actinostemon communis</i>	17	-	-	2	-	-	14	1	7,1	33	1	3,0
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	50	-	-	21	2	9,5	7	-	-	78	2	2,6
<i>A. ramiflorum</i>	85	2	2,3	5	-	-	-	-	-	90	2	2,2
<i>Astronium graveolens</i>	4	1	25,0	9	-	-	43	2	4,6	56	3	5,4
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	7	1	14,3	3	-	-	20	-	-	30	1	3,3
<i>Galipea jasminiflora</i>	40	-	-	21	2	9,5	17	-	-	78	2	2,6
<i>Jaracatia spinosa</i>	-	-	-	47	7	14,9	100	9	9,0	147	16	10,9
<i>Metrodorea stipularis</i>	25	1	4,0	4	-	-	4	-	-	33	1	3,0
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	21	3	14,3	13	-	-	39	1	2,6	73	4	5,5
<i>Trema micrantha</i>	-	-	-	28	-	-	173	2	1,2	201	2	1,0
<i>Trichilia elegans</i>	18	2	11,1	6	-	-	5	1	20,0	29	3	10,3
TOTAIS	267	10	3,7	159	11	6,9	422	16	3,8	848	37	4,4

TABELA 36 - Espécies observadas com brotação ao nível do solo, nas parcelas com ocorrência de fogo moderado e fogo intenso, em 1984. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

<i>Acacia polyphylla</i>	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	<i>Machaerium stipitatum</i>
<i>A. aff. riparia</i>	<i>Eugenia gardneriana</i>	<i>Matayba elaeagnoides</i>
<i>Actinostemon communis</i>	<i>E. ligustrina</i>	<i>Metrodorea nigra</i>
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	<i>Ficus glabra</i>	<i>Piptadenia gonoacantha</i>
<i>Astronium graveolens</i>	<i>Galipea jasminiflora</i>	<i>Polygala klotzchii</i>
<i>Cassia gossypiosperma</i>	<i>Guapira opposita</i>	<i>Rollinia silvatica</i>
<i>Celtis iguanaea</i>	<i>Holocalyx balansae</i>	<i>Trichilia elegans</i>
<i>Centropogon tomentosus</i>	<i>Hybanthus atropurpureus</i>	<i>Vernonia diffusa</i>
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	<i>Ilex cerasifolia</i>	

DISCUSSÃO

1. Clima

Fatores como a posição geográfica, a variação altimétrica e a disposição do relevo, condicionam em 90% da área do estado de São Paulo, um clima tropical continental, apresentando duas estações: uma quente e chuvosa, de outubro a março, e outra com temperaturas e precipitações mais reduzidas, de abril a setembro. De acordo com as normais climáticas, a precipitação pluvial excede a evapotranspiração de outubro a março. No período compreendido entre abril e setembro, após o equilíbrio entre essas variáveis no início da estação, a evapotranspiração torna-se maior que a precipitação, resultando no período normal de seca na maior parte do estado de São Paulo (CAMARGO *et al.*, 1986).

Aqueles autores ainda concluíram que tal quadro climático dificilmente se repete quando se decompõem os valores médios do balanço hídrico climático, sejam eles dados mensais, decendiais ou diários e que, em anos eventuais, essas relações hídricas ficam profundamente alteradas com intervalos longos sem precipitação, coincidentes com a alta demanda hídrica durante a estação de crescimento da maioria dos vegetais.

O balanço hídrico normal (THORNTHWAITTE & MATHER, 1955) para a região de Campinas, baseado em dados mensais médios do período de 1929 a 1967 e apresentado por MATTHES *et al.* (1988) acusa precipitação de 1.371mm anuais, evapotranspiração de 993mm, excedente hídrico de 396mm e deficiência hídrica de apenas 18mm. Os autores também concluíram que o clima é variável, com ocorrência de períodos de seca aleatórios, variáveis em frequência, duração e intensidade, apesar de ser classificado como úmido em termos de normais climatológicas, observações estas que concordam com as de NIMER (1977).

De acordo com os elementos climáticos obtidos para os anos de 1981 a 1987 (tabela 1, anexo 1), verificou-se que as deficiências hídricas ocorridas nos anos de 1981, 1982, 1983 e 1986 são coincidentes com o padrão normal quanto ao período da ocorrência, mas diferem em intensidade, principalmente em 1981 e 1983, quando foram registrados déficits hídricos de 73mm e 9mm, respectivamente. A seca de 1981, segundo CASTELLANI (1986), acarretou condições propícias para a ocorrência do incêndio observado em setembro daquele mesmo ano.

Os balanços hídricos referentes aos anos de 1984, 1985 e 1987 não demonstraram ter a mesma distribuição dos períodos de seca em relação ao padrão normal. Aqueles anos apresentaram períodos secos mais intensos e em meses onde sua ocorrência não é normal. MARTINS (1982), comparando o balanço hídrico sequencial com o caráter semidecíduo da floresta do Parque Estadual de Vassununga, verificou que pode ocorrer seca, de qualquer intensidade, em qualquer mês do ano.

As variáveis do balanço hídrico foram calculadas considerando-se a capacidade de armazenamento de água no solo como sendo de 300mm. Deduz-se, assim, que estes períodos de seca são muito mais severos para as plântulas e plantas jovens, que possuem sistemas radiculares pouco desenvolvidos.

Os anos de 1985 e 1987 foram os de ocorrência de seca mais intensa. CAMARGO *et al.* (1986) analisaram a seca ocorrida em 1985 para as diversas cidades do Estado de São Paulo, incluindo Campinas, e demonstraram o seu efeito negativo em diversas culturas, como a do café, da laranja e a da seringueira, afetando a atividade reprodutiva e vegetativa das plantas.

Realizando estudos fenológicos nas formações florestais na Serra do Japi (Jundiaí-SP), MORELLATO (1987) sugeriu que o estresse hídrico de 1985 deve ter influenciado o comportamento fenológico das espécies florestais.

SMITH (1940), SMITH (1987), WALTER (1971) concluíram que as inconstâncias climáticas entre os anos, particularmente os extremos, são importantes para a distribuição da cobertura vegetal.

Trabalhando com clareiras nas matas do México, MARTÍNEZ-RAMOS (1985) citou que plântulas de espécies nômades podem morrer devido ao estresse hídrico nas clareiras grandes. LIEBERMAN & LIEBERMAN (1987) observaram que, no período mais seco (150 mm/mês), ocorria a maior taxa de mortalidade de plântulas, nas selvas de Costa Rica.

Portanto, o período do ano de ocorrência da seca e a sua intensidade modificam o comportamento fenológico da vegetação e devem atuar na sobrevivência das plântulas e plantas jovens das espécies que ocorrem na Mata Santa Genebra.

A ocorrência de baixas temperaturas, principalmente os mínimos absolutos com a ocorrência de geadas, como a ocorrida em junho de 1985, quando a temperatura atingiu $1,4^{\circ}\text{C}$, também afeta muito a vegetação, provocando a perda de folhas e morte de ramos e plantas jovens. Os efeitos das geadas são freqüentemente estudados nas culturas de plantas de interesse econômico. No entanto, escassos trabalhos foram realizados com a flora nativa e estes, geralmente, narraram a ocorrência de geada e seu efeito na vegetação sem inferências sobre a dinâmica das populações.

No estado de São Paulo, MARTINS (1982) citou a ação da geada necrosando partes vegetativas de muitas espécies de árvores, principalmente Euphorbiaceae, na mata Capetinga. STRUFFALDI-de-VUONO (1985), estudando em 1984 o estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica de São Paulo, confirmou que a ocorrência de geada afetou, principalmente, as plantas do estrato herbáceo-subarbustivo das clareiras e beiradas dos caminhos.

Em relação à seletividade de espécies, SILBERBAUER-GOTTSBERGER *et al.* (1977) concluíram que a geada é um dos prováveis fatores que influenciam a composição florística do cerrado nos seus limites mais meridionais.

2. Solo

A unidade Ribeirão Preto de Latossolo Roxo eutrófico A moderado, textura argilosa, relevo suave e ondulado, caracteriza-se, segundo OLIVEIRA *et al.* (1979), por apresentar solos argilosos, espessos, friáveis e porosos, com horizonte B de cor bruno-avermelhado-escura ou vermelha muito escura e elevados teores de óxidos de ferro. Os solos são ligeiramente ácidos, com médios a altos valores de soma de bases, alta saturação de bases e sem alumínio trocável ao longo do perfil. O pH em água desses solos apresenta valores em torno de 5,6 na camada mais superficial, aumentando com a profundidade, mas, em média, com valores inferiores a 6,0.

O pH em cloreto de cálcio (tabela 3) encontrado à superfície do solo nas parcelas sem fogo e de fogo moderado é semelhante aos valores apresentados por OLIVEIRA *et al.* (1979). No solo correspondente às parcelas de fogo intenso, o pH à superfície foi mais alto que o esperado. Nos três tipos de parcelas verificou-se, também, uma diminuição dos valores de pH, com o aumento de profundidade, fato não esperado, segundo aqueles autores.

Os teores de matéria orgânica, expressos em porcentagem, apresentaram-se altos (M.O. > 2,5), para as amostras superficiais, com seus valores diminuindo com o aumento da profundidade, principalmente, para as parcelas onde o fogo foi moderado. Estes valores, de maneira geral, também concordaram com OLIVEIRA *et al.* (1979), que relataram teores relativamente elevados de carbono na camada superficial, em comparação com outros tipos de solos bem drenados, em baixa e média altitude do estado de São Paulo.

Os altos valores da matéria orgânica são importantes para o desenvolvimento da maioria dos vegetais pois, de acordo com KAIJ (1983), ela atua na agregação de partículas, conferindo ao solo condições favoráveis de arejamento e friabilidade. Aumenta, também, a retenção de

água nos solos e é responsável, em grande parte, pela capacidade de troca de cátions.

Devido a seu caráter eutrófico, a unidade Ribeirão Preto apresenta saturação em bases superior a 50% e observa-se um pequeno aumento com a profundidade até, pelo menos, 80cm (OLIVEIRA *et al.*, 1979). De acordo com os valores obtidos neste trabalho (tabela 3), observa-se que estes são maiores que 50%, exceto o valor da amostra n° 6, e que diminuem com o aumento da profundidade. Este fato também foi verificado por TAMASHIRO *et al.* (1986), em trabalho realizado na mesma reserva, a poucas centenas de metros do local da presente pesquisa, porém em Latossolo Roxo distrófico.

As maiores porcentagens de saturação de bases (V%) nas camadas superficiais e com maior incidência nas parcelas onde o fogo foi intenso, devem-se aos teores mais elevados de potássio, magnésio e, principalmente, cálcio. Naquelas parcelas observou-se também, além do aumento de bases, o aumento do teor de fósforo.

A queima da vegetação, com a conseqüente produção de cinzas, aumenta a disponibilidade de fósforo, potássio, cálcio e magnésio e faz decrescer a acidez do solo (CORNFORTH, 1970; Hare, 1961 *apud* CREMER & MOUNT, 1965; DUTRA, 1920; HEINSELMAN, 1981; UHL *et al.*, 1982; VAN CLEVE & VIERECK, 1981; VITOUSEK & WHITE, 1981; VOGL, 1969).

O aumento do teor desses elementos no solo pode ser creditado à ação do fogo, mas pode também ser devido às características do próprio solo, já que se trata de um solo eutrófico.

A relação de fertilidade do solo com o estabelecimento e desenvolvimento da vegetação é um assunto bastante discutido.

Muitos autores relacionaram o tipo de formação florestal, a estrutura da vegetação ou a aceleração da sucessão com a disponibilidade de nutrientes (GOODLAND *et al.*, 1973; VOGL, 1969; WEBB, 1968, 1969). Outros autores enfatizaram que, geralmente, a composição de espécies das florestas tropicais é indiferente às características dos solos em geral

(KNIGHT, 1975), valendo também para as florestas da região sudeste do Brasil (DEL PICCHIA & CAVALHEIRO, 1988).

HARCOMBE (1980) fez uma revisão dos trabalhos publicados e concluiu que a vegetação é mais ou menos independente dos nutrientes do solo. SNEBAKER (1980) relatou que, até aquela data, a revisão da literatura mostrava um número menos que satisfatório de estudos detalhados nos quais podia ser baseada uma síntese viável entre a relação de nutrientes e a sucessão secundária nas florestas tropicais.

Atualmente, com a continuidade dos estudos, tem-se ressaltado a importância da disponibilidade dos nutrientes na germinação, fotossíntese e crescimento, que podem afetar a composição florística, propriedades funcionais e mecanismos de reposição de espécies na sucessão secundária (BAZZAZ, 1986; TILMAN, 1987; VITOUSEK & WHITE, 1981).

A textura do solo, entre outros fatores ambientais, também influencia na regeneração de uma espécie (CLARK & CLARK, 1987).

As mudanças nas propriedades do solo, durante a sucessão, são fatores que podem também afetar a composição vegetal, atuando no estabelecimento ou na eliminação de espécies da comunidade. WERNER (1984) concluiu que, durante a sucessão, as propriedades físicas do solo permaneceriam estáveis e que as químicas mostrariam quatro padrões sucessionais, com a maior concentração de certos elementos químicos em determinados estádios da sucessão.

A recomposição da fertilidade do solo (WILLIAMS-LINERA, 1983) durante a sucessão, com a vegetação influenciando na concentração da matéria orgânica, capacidade de troca catiônica e na capacidade de retenção de água (AWETO, 1981b), também tem sido observada.

RESENDE *et al.* (1988) concluíram que somente pela análise química não se pode prever a disponibilidade de nutrientes e que estes dependem genericamente do solo, clima e organismos, além das interações com

outros componentes do ambiente, como a radiação, água, temperatura, oxigênio e erosão.

No estado de São Paulo, TORRES (1989) comparou 13 levantamentos florísticos e, apesar de encontrar baixo índice de similaridade entre as matas analisadas, foi possível separá-las em três grupos: mata atlântica de encosta, matas das encostas ocidentais da Serra do Mar e da Mantiqueira, geralmente sobre rochas cristalinas e matas do interior, sobre rochas sedimentares. Este último grupo é formado pelos levantamentos realizados em Rio Claro (Faz. São José), Campinas (Bosque dos Jequitibás), Vacununga (Capetinga), Morro do Diabo (Reserva estadual), Bauru (Reserva estadual), Vacununga (Praxedes) e Anhembi (Fazenda Barreiro Rico).

Aquelas matas ocorrem em solos de diferentes unidades taxômicas, apresentando fertilidade variada. Em solos reconhecidos como eutróficos, têm-se Vacununga-Capetinga (MARTINS, 1979); Bauru (CAVASSAN *et al.*, 1984) e Campinas-Bosque dos Jequitibás (MATTHES *et al.*, 1988). Nos solos distróficos, ocorrem a mata de Vacununga-Praxedes (BERTONI *et al.*, 1988) e parte da mata Santa Genebra-Campinas (TAMASHIRO *et al.*, 1986). Informações sobre a fertilidade dos solos dos outros levantamentos não são dadas pelos respectivos autores.

Verifica-se que as matas do interior do estado de São Paulo ocorrem em solos com diferentes níveis de fertilidade. Espera-se, também, que essas diferenças de fertilidade influenciem a composição florística e/ou a frequência das espécies.

TAMASHIRO *et al.* (1986) analisaram conjuntamente os dados de solo e vegetação e concluíram que, pelo menos para algumas espécies, a distribuição dos indivíduos é parcialmente determinada por fatores edáficos, particularmente o pH e níveis de bases. Concluíram também que parte da variabilidade florística e estrutural da comunidade estudada poderia ter se originado das variações dos fatores edáficos.

3. Organização da vegetação

3.1. Análise florística e fitossociológica

A comparação florística da Mata Santa Genebra (Sta. Gen.1) com o grupo de matas do interior do estado de São Paulo, citado por TORRES (1989), revelou os seguintes números de espécies em comum: Capetinga, 38 (40,86%); Bauru, 22 (36,67%); Campinas (Bosque dos Jequitibás), 51 (33,77%); Praxedes, 24 (32,88%); Anhembi, 23 (30,26%); Rio Claro, 54 (26,87%) e Morro do Diabo, 24 (21,24%). A semelhança entre algumas dessas matas foi também assinalada por MATTHES (1980) e RODRIGUES (1986).

Com o levantamento florístico realizado por TAMASHIRO *et al.* (1986) na própria Mata Santa Genebra, observaram-se 47 (45,63%) espécies comuns. Embora seja a maior semelhança registrada até o momento, podia-se prever uma porcentagem ainda maior de espécies em comum, por serem áreas contíguas e com fisionomias semelhantes.

No presente estudo foi observada uma série de espécies, listadas na tabela 37, não amostradas por TAMASHIRO *et al.* (1986). Foram ainda identificadas cerca de 30 outras espécies arbustivas e/ou herbáceas, exclusivas deste trabalho e típicas de áreas perturbadas. Por outro lado, 51 espécies arbóreas amostradas por TAMASHIRO *et al.* (*op. cit.*) não ocorreram neste trabalho.

Essa diferença florística pode ser devida às diferenças dos métodos de amostragem, às diferenças de fertilidade dos solos - eutrófico neste estudo e distrófico em TAMASHIRO *et al.* (1986) - ou, ainda, às diferenças nas fases de sucessão. Note-se que este levantamento florístico foi realizado considerando os três tipos de parcelas (sem fogo, fogo moderado e fogo intenso).

TABELA 37 - Espécies amostradas no presente estudo e não encontradas por TAMASHIRO *et al.* (1986), na mata da Santa Genebra. Campinas, SP.

<i>Acacia paniculata</i>	<i>Inga fagifolia</i>
<i>Acacia aff. glomerosa</i>	<i>Jacaratia spinosa</i>
<i>Acacia aff. riparia</i>	<i>Lonchocarpus muelbergianus</i>
<i>Alchornea iricurana</i>	<i>Machaerium acutifolium</i>
<i>Aloysia virgata</i>	<i>Matayba elaeagnoides</i>
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	<i>Metrodorea nigra</i>
<i>Bauhinia aff. pruinosa</i>	<i>Metrodorea stipularis</i>
<i>Cabralea canjerana</i>	<i>Ocotea pretiosa</i>
<i>Celtis iguanae</i>	<i>Peltophorum dubium</i>
<i>Citronella megaphylla</i>	<i>Picramia warmingiana</i>
<i>Eriotheca candolleana</i>	<i>Piptocarpa sellowii</i>
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	<i>Pisonia aculeata</i>
<i>Eugenia aff. florida</i>	<i>Pisonia ambigua</i>
<i>Eugenia gardneriana</i>	<i>Prockia crucis</i>
<i>Eugenia ligustrina</i>	<i>Rapanea umbellata</i>
<i>Eugenia olivaceae</i>	<i>Sebastiania brasiliensis</i>
<i>Eugenia uniflora</i>	<i>Senna macranthera</i>
<i>Ficus glabra</i>	<i>Stylogine warmingii</i>
<i>Guapira olfersiana</i>	<i>Trichilia catigua</i>
<i>Guazuma ulmifolia</i>	<i>Zanthoxylum aff. nemorale</i>
<i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Zeyhera tuberculosa</i>
<i>Ilex cerasifolia</i>	

Na floresta de Anhembi, ASSUMPÇÃO *et al.* (1982) identificaram três ambientes distintos, caracterizados pela ocorrência de espécies exclusivas e seletivas e também por fisionomias características. Relacionaram a separação dos ambientes com a topografia e com diversos fatores, como condições edáficas, geadas e queimadas. Estas conclusões, podem ser verdadeiras e corroborar a explicação da diferença florística entre este estudo e o de TAMASHIRO *et al.* (1986).

Considerando-se os levantamentos florísticos das parcelas sem fogo, com fogo moderado e fogo intenso, observa-se que a família Solanaceae foi a que apresentou a maior riqueza de espécies. *Solanum* foi o gênero mais representativo, com oito espécies e mais seis não identificadas.

Os gêneros e espécies não identificados se devem à grande mortalidade dos indivíduos antes do florescimento e, conseqüentemente, de a tentativa da identificação estar baseada em material vegetativo.

A riqueza de Solanaceae é também explicada pelo grande número de espécies pioneiras que esta família contém e que, geralmente, colonizam áreas degradadas.

No caso de se considerar as famílias Caesalpiniaceae, Fabaceae e Mimosaceae como Leguminosae, esta ocupará a segunda posição em riqueza de espécies, com cinco em *Acacia*, duas em *Hachaerium* e uma nos demais gêneros.

A riqueza de Leguminosae nas matas mesófilas é uma constatação de diversos autores (BERTONI, 1984; CAVASSAN, 1990; LEITÃO FILHO, 1982; MARTINS, 1979; MATTHES, 1980; PAGANO *et al.*, 1987; TORRES, 1989).

A família Myrtaceae posicionou-se em terceiro lugar quanto à riqueza de espécies, com dois gêneros e cinco indivíduos não identificados. O gênero *Eugenia* foi representado por cinco espécies e *Myrcogenia*, por uma. Os levantamentos florísticos realizados no estado de São Paulo destacaram também esta família como uma das mais ricas: BERTONI (1984), citou 18 espécies; ASSUMPCÃO *et al.* (1982), 16; PAGANO & LEITÃO FILHO (1987), 10; MARTINS (1979), 8. No município de Campinas, MATTHES (1980) relacionou 10 espécies.

As outras famílias que apresentaram um número maior de espécies no presente levantamento foram: Rubiaceae 10 (6,1%), Rutaceae 9 (5,5%), Euphorbiaceae 9 (5,5%), Meliaceae 6 (3,7%) e Compositae 6 (3,7%).

Com exceção de Solanaceae, Rubiaceae e Compositae, as famílias mais ricas encontradas foram aquelas que também se destacaram na maioria dos levantamentos realizados nas matas do interior paulista, conforme os estudos florísticos realizados por BAITELLO *et al.* (1988); BERTONI *et al.* (1988); CAVASSAN *et al.* (1984); MARTINS (1979) e MATTHES (1980).

Nos estudos florísticos realizados por ASSUMPCÃO *et al.* (1982), em Anhembi, e por PAGANO *et al.* (1987), em Rio Claro, Rubiaceae, Compositae e Solanaceae foram famílias bem representadas quanto ao número de espécies. A riqueza de tais famílias pode ser creditada à coleta de espécies herbáceas e arbustivas, além das arbóreas, como o trabalho

realizado por ASSUMPCÃO (*op.cit.*), ou devido à diversidade de microambientes, como sugeriu PAGANO (*op. cit.*).

O estágio sucessional da floresta é um outro fator que tem que ser considerado, quando a intenção é comparar floristicamente matas diversas. Neste trabalho, no levantamento realizado em 1987, foram observadas espécies como *Eupatorium vauthierianum*, *Piptocarpha sellowii* e *Solanum pseudocapsicum* que não foram encontrados no levantamento de 1984. Por sua vez, espécies identificadas em 1984 não foram mais observadas em 1987 (tabela 38).

TABELA 38 - Espécies presentes no levantamento 1 (1984) e ausentes no levantamento 2 (1987). Mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

=====	
<i>Aeghiphylla</i> sp.	<i>Sida</i> sp.
<i>Capsicum frutescens</i> var. <i>baccatum</i>	Solanaceae 2
<i>Chomelia</i> sp.	Solanaceae 3
Compositae	<i>Solanum</i> sp. 1
<i>Cordia</i> sp. 2	<i>Solanum</i> sp. 2
<i>Lantana</i> sp.	<i>Solanum</i> sp. 3
<i>Lippia chamissonis</i>	<i>Solanum</i> sp. 4
Myrtaceae 4	<i>Solanum</i> sp. 5
Myrtaceae 5	<i>Solanum</i> sp. 6
<i>Patagonula americana</i>	<i>Strychnos</i> sp.
<i>Psychotria</i> sp.	<i>Trichilia</i> sp.
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	<i>Vernonia polyanthes</i>
<i>Senna macranthera</i>	<i>Zanthoxylum</i> sp.
=====	

A análise fitossociológica geral referente a 1984 (tabela 14 - anexo 3), destacou *Trema micrantha*, com IVI=37,88, das demais espécies. Considerando-se o IVC, o mesmo fato foi observado. A segunda espécie, *Hybanthus atropurpureus*, apresentou IVI de 18,86, bastante inferior. A seguir, posicionaram-se *Merostachys* sp. (IVI=13,59), *Jacaratia spinosa* (IVI=13,35), *Celtis iguanaea* (IVI=12,16), *Aspidosperma polyneurum* (IVI=10,63), *Solanum erianthum* (IVI=10,37), *Galipea jasminiflorum* (IVI=10,25), *Urera baccifera* (IVI=10,17), *Piptadenia gonocantha* (IVI=9,67), *Astronium graveolens* (IVI=8,97) que, somadas, perfizeram 155,91 do IVI total.

A posição destacada de *Trema micrantha* deveu-se ao seu alto valor de dominância relativa e o de *Hybanthus atropurpureus*, ao alto valor de densidade relativa.

A detenção de valores altos de IVI para uma única espécie não é muito freqüente (MARTINS, 1979), embora MATTHES *et al.* (1988) tenham encontrado valores ainda maiores para *Trichilia claussoni*, no levantamento realizado no Bosque dos Jequitibás, em Campinas.

Os altos valores de IVI de *Merostachys* sp. e de *Celtis iguanaea* ocorreram em função da alta dominância relativa e densidade relativa, respectivamente. *Merostachys* sp. é uma espécie de taquara e ocorre normalmente em grandes touceiras, como muitos colmos, o que influencia diretamente os valores de dominância.

Na análise fitossociológica do levantamento de 1987 (tabela 15 - anexo 4), *Trema micrantha*, *Hybanthus atropurpureus* e *Merostachys* sp. continuaram mantendo as primeiras posições, apesar de a densidade absoluta de *T. micrantha* ter diminuído bastante, em função da grande mortalidade de indivíduos dessa espécie.

A mudança de posição quanto aos valores de IVI das espécies que somaram cerca de 50% do IVI total é melhor observada na figura 11, onde *T. micrantha*, *J. spinosa* e *S. erianthum* tiveram os seus valores decrescidos, enquanto as demais espécies apresentaram um discreto aumento.

A diminuição dos valores de IVI de *S. erianthum* e de *J. spinosa* também esteve diretamente relacionada com a mortalidade dos indivíduos. Enquanto *S. erianthum*, de maneira semelhante a *T. micrantha*, apresentou mortalidade de indivíduos adultos, *J. spinosa* apresentou mortalidade de jovens.

As demais espécies tiveram os valores de IVI aumentados de uma maneira geral, apesar da diminuição do número de indivíduos devida à mortalidade, pois os seus valores de densidade e dominância relativos sofreram um acréscimo.

As espécies *Piptadenia gonoacantha* e *Astronium graveolens* foram as únicas, dentre as mais importantes, que apresentaram aumento no número de indivíduos. Estas espécies podem ser consideradas secundárias iniciais.

As famílias mais importantes dos dois levantamentos (tabelas 16 e 17 - anexos 5 e 6; figura 12) foram: Ulmaceae, representada principalmente por *Trema micrantha* e *Celtis iguanaea* e tendo, portanto, a sua posição em função do alto valor de IVI dessas espécies; Rutaceae, que se destacou em função do número de espécies, mas somente *Galipea jasminiflora* apresentou alto IVI; Violaceae, representada por duas espécies, mas apenas uma delas, *Hybanthus atropurpureus*, contribuindo com altos valores de IVI.

Apocynaceae, Gramineae e Mimosaceae também apresentaram altos IVI nos dois levantamentos, devido a uma ou duas espécies mais importantes.

Solanaceae ocupava a sétima posição no levantamento 1 e foi deslocada para a décima-sétima posição no levantamento 2. Esta perda de importância deveu-se à diminuição do número de espécies da família (de 20 para 12) e à grande mortalidade de *Solanum erianthum*, que possuía 53 indivíduos em 1984 e passou a contar com somente 10 em 1987, com seu IVI caindo de 10,37 para 3,39.

Na maioria dos levantamentos de matas do interior paulista, Leguminosae ocupa a primeira posição em IVI (BERTONI, 1984; CAVASSAN, *et al.* 1984; MARTINS, 1979 e PAGANO *et al.*, 1985).

Considerando-se as famílias Fabaceae, Mimosaceae e Caesalpiniaceae como Leguminosae, esta ocupará a segunda posição em IVI nos dois levantamentos realizados. TAMASHIRO *et al.* (1986) verificaram que Leguminosae ocupava a terceira posição, estando precedida por Apocynaceae e Meliaceae.

Ulmaceae, que neste trabalho apresentou o mais alto IVI, não foi citada, no entanto, entre as famílias mais importantes nos levantamentos fitossociológicos em nossas matas, que retratam, quase sempre, florestas

secundárias pouco perturbadas. Além disso, a família está representada no Brasil por poucas espécies, segundo BARROSO *et al.* (1978).

3.2. Florística nos três tipos de parcelas

A relação das espécies e os tipos de parcelas nas quais ocorreram estão listadas na tabela 5.

Na área não queimada, verificou-se que *Nectandra saligna*, *Inga fagifolia*, *Hippocratea volubilis*, *Psychotria pubigera*, *P. vauthierii*, *P. hastissepala* e *Olyra micrantha* eram de ocorrência exclusiva e estão representadas por mais de dois indivíduos (tabela 6).

A não ocorrência de tais espécies nas áreas queimadas, desde o início do processo de sucessão (CASTELLANI, 1986) até a atual fase, permite considerá-las como sendo secundárias iniciais ou tardias.

GANDOLFI (1991), em suas análises, considerou *Sebastiania brasiliensis* como sendo secundária tardia e *Cabralea canjerana* como secundária inicial.

Outros autores, como KUHLMANN & KUHN (1947) relacionaram *Citronella megaphylla*, *Dicela bracteosa*, *Ocotea pretiosa*, *Pachystroma longifolium*, *Sebastiania edwalliana* e *Olyra micrantha* como espécies de matas pouco perturbadas.

A ocorrência de *Psychotria pubigera*, *P. vauthierii* e *P. hastissepala* no subosque da área não queimada sugere que tais espécies são secundárias, provavelmente tardias. GANDOLFI (1991) também considerou duas outras espécies daquele gênero como sendo secundárias tardias e KENOYER (1929) observou espécies de *Psychotria* ocorrendo nas florestas virgens do Panamá. Entretanto, a ocorrência de *P. leiocarpa* nos três tipos de parcela revela que o gênero apresenta espécies de categorias diferentes quanto ao "status" sucessional. Fato este que concorda com as observações de KUHLMANN & KUHN (1947) que citaram oito

espécies de *Psychotria*, classificando seis delas como esciófilas e uma como heliófita. REITZ *et al.* (1978) relacionaram ainda outra espécie do gênero como sendo árvore rara no interior da mata, mas abundante nas capoeiras na zona da mata de Santa Catarina.

Verifica-se, portanto, que o predomínio de espécies exclusivas e que podem ser consideradas secundárias, quer no estratos superiores, quer no subosque da mata, caracteriza a área não queimada como distinta das duas outras áreas onde houve a ocorrência de fogo.

Na área onde a ação do fogo foi moderada foram encontradas, nos dois levantamentos nove espécies exclusivas (tabela 7). *Hybanthus brevicaulis*, com quatorze indivíduos no levantamento 1, concentrados praticamente em uma única parcela, foi a espécie mais abundante. Esta ocorrência pode estar associada às características físicas da parcela, propícias ao seu desenvolvimento, ou ainda ser próprio da espécie o padrão de distribuição espacial agregado, ou a reprodução vegetativa.

Dentre as espécies exclusivas encontradas no presente estudo, na área de fogo moderado, KUHLMANN & KUHN (1947) citaram *Cariniana estrellensis*, *Guazuma ulmifolia*, *Olyra latifolia*, *Pisonia ambigua*, *Prockia crucis* e *Zeyhera tuberculosa* como sendo espécies típicas de matas ou capoeirões, na região de Monte Alegre do Sul (SP). KLEIN (1979) considerou *C. estrellensis*, *P. ambigua* e *P. crucis* como espécies cuja habitat, por excelência, se situa na mata primária bem desenvolvida. Quanto à característica sucessional, GANDOLFI (1991) listou *C. estrellensis* como espécie secundária tardia.

Verificou-se, portanto, que a maioria das espécies exclusivas tem como habitat a mata primária ou secundária e, ainda, que o baixo número (nove) de espécies, a maioria representada por um único indivíduo, não permite considerar que a área moderadamente queimada possua uma flora característica.

Nesta área moderadamente queimada verificou-se que, logo após o incêndio, houve a morte da maioria dos indivíduos, restando poucas

árvores vivas em pé, com diferentes intensidades de dano e, enterrados, partes de alguns troncos e raízes.

A presença daquelas árvores remanescentes ao incêndio poderia propiciar o recrutamento, via sementes, de espécies secundárias iniciais e tardias, logo após a ocorrência do fogo, pois equivaleriam a árvores pioneiras já desenvolvidas.

Segundo GUEVARA *et al.* (1986) as áreas sob árvores remanescentes são rapidamente colonizadas por espécies lenhosas e o caráter dessas espécies é diferente, quando comparado com as áreas de início de sucessão. Relativamente, muitas dessas espécies são da floresta madura e/ou espécies secundárias tardias. Estas árvores poderiam ainda agir como espécies facilitadoras, contribuindo para o recrutamento das espécies secundárias.

Na área onde a incidência do fogo foi intensa foram observadas 38 espécies exclusivas (tabela 8). *Solanum pseudocapsicum*, com cinco indivíduos, foi a única espécie melhor representada. Dentre as espécies listada na tabela 8, GANDOLFI (1991) considerou *Eupatorium vauthierianum* e *Allophylus edulis* como pioneiras; *Piptocarpha sellowii*, *Syagrus romanzoffiana* e *Matayba elaeagnoides*, como secundárias iniciais e *Coutarea hexandra*, como secundária tardia.

KLEIN (1979) verificou a ocorrência de *Chamissoa altissima* na orla da mata e em clareiras e *Solanum americanum*, em roças abandonadas, de onde se pode deduzir terem estas duas espécies características de pioneiras.

KUHLMANN & KÜHN (1947) citaram *Acacia glomerosa*, *Chlorophora tinctoria* e *Rollinia silvatica* como espécies de mata, mas que podem ocorrer em capoeiras, e *Solanum concinnum* ocorrendo na beira dos caminhos e capoeiras. ROSSI (1987) verificou que *Solanum swartzianum* ocorria na orla da mata.

CASTELLANI (1986) observou no início da sucessão *Chlorophora tinctoria*, *Heliotropium transalpinum*, *Capsicum frutescens* var. *baccatum*,

Solanum americanum e *S. concinnum*, as quais, salvo a primeira delas, são espécies típicas de áreas perturbadas ou de capoeiras e, provavelmente, pioneiras.

Verificou-se, portanto, com base na bibliografia, que a maioria das espécies exclusivas dessa área apresentou características de secundárias iniciais ou de pioneiras. Nota-se, também, um aumento de espécies heliófilas, em relação aos dois outros tipos de parcelas.

Embora esta área intensamente queimada apresentasse um grande número de espécies exclusivas, o baixo número de indivíduos por espécie não permitiu caracterizar a área como uma unidade florística totalmente distinta das demais, mas com certa tendência a se individualizar, devido à presença marcante de pioneiras e secundárias iniciais.

Considerando-se as parcelas tipo B e C como uma unidade, por terem tido em comum a presença de fogo, verificou-se que as famílias exclusivas, e.g. Boraginaceae, Caricaceae, Cecropiaceae, Verbenaceae e outras, contêm espécies pioneiras típicas de áreas perturbadas ou de clareiras. Compositae e Solanaceae, embora não exclusivas, igualmente apresentaram a maioria das espécies ocorrendo naqueles tipos de parcelas. Segundo KENOYER (1929), RIZZINI (1979) e VAN STEENIS (1958), são famílias típicas de clareiras recentes.

Na área da Santa Genebra, onde a ocorrência do fogo foi intensa, CASTELLANI (1986) citou também, entre outras famílias, Compositae e Solanaceae como sendo as mais ricas em espécies.

Das 73 espécies exclusivas da área queimada, as mais representativas quanto ao número de indivíduos foram: *Trema micrantha*, *Solanum erianthum*, *Jacaratia spinosa*, *Cecropia* spp., *Croton floribundus*, *Abutilon peltatum*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Esenbeckia febrifuga* e *Lasiacis ligulata*, sendo as cinco primeiras espécies arbóreas pioneiras, cuja presença caracteriza as áreas perturbadas (tabela 5).

Para as florestas tropicais é citada, freqüentemente, a ocorrência da maioria daquelas espécies como relacionadas à perturbação ou clareira.

O gênero *Trema*, de distribuição pantropical (WHITMORE, 1982), contém diversas espécies reconhecidas como pioneiras na Malásia (SMITH, 1949) e na África (NAMUR & GUILLAUMET, 1978; SWAINE & HALL, 1983). Nas Américas, *Trema micrantha* ocorre desde o norte argentino até o oeste do México, península da Flórida e ilhas do Caribe e, através da zona andina, chega também ao Paraguai e costa atlântica brasileira, sem contudo atingir a bacia amazônica (Bernard, 1905 *apud* DOTTORI, 1988). É uma espécie sempre citada como associada às clareiras (CASTELLANI, 1986; EWEL, 1980; GANDOLFI, 1991; GÓMEZ-POMPA & VÁZQUEZ-YANES, 1985; KENOYER, 1929; MARTÍNEZ-RAMOS, 1985; PURATA, 1986; REITZ *et al.*, 1978).

Com numerosas espécies, *Solanum* é reconhecidamente cosmopolita. Representado por 8 espécies neste trabalho, teve em comum com as cinco encontradas por CASTELLANI (1986): *Solanum americanum*, *S. concinnum* e *S. erianthum*. Esta última espécie é freqüentemente encontrada em terrenos abandonados e se distribui, no Brasil, do Rio Grande do Sul ao sul da Bahia e de Minas Gerais ao Mato Grosso do Sul (LORENZI, 1982) e ocorre associada a *Trema micrantha*, na vegetação secundária e nas coivaras abandonadas na região do alto Uruguai (REITZ *et al.*, 1978).

Outro gênero, *Cecropia*, com 50 espécies, é igualmente citado associado às clareiras (BROKAW, 1987; GÓMEZ-POMPA & VÁZQUEZ-YANES, 1985; KENOYER, 1929; PURATA, 1986) e esteve representado na Santa Genebra por: *C. hololeuca*, com ocorrência na região sudeste e sul do Brasil; *C. glaziovii*, que além dessa região se estende também ao nordeste e *C. pachystachya*, que ocorre por todo o país, com exceção da região amazônica. Neste estudo, no entanto, cita-se apenas *Cecropia* spp., devido à impossibilidade da identificação das plântulas (P. CARAUTA, com. pessoal). A mesma dificuldade foi encontrada por CASTELLANI (1986).

CASTELLANI (*op. cit.*) observou que, das espécies arbóreas encontradas no início da sucessão, somente *T. micrantha*, *S. erianthum* e *Cecropia* spp. provinham de sementes e que as demais eram de rebrotas a partir de estruturas remanescentes ao fogo.

CASTELLANI (1986) concluiu que o padrão sucessional observado nos primeiros anos após a ação do fogo estava de acordo com a hipótese da Composição Florística Inicial de EGLER (1954) e com o modelo de Tolerância de CONNEL & SLATYER (1977), reforçando a abordagem reducionista do processo da sucessão.

Entretanto, a análise florística efetuada durante os anos de 1984 e 1987, na área onde o fogo foi intenso, revelou que das 81 espécies identificadas (incluindo-se *Merostachys* sp. e *Cecropia* sp.) somente 25 delas foram comuns ao levantamento florístico efetuado por CASTELLANI (1986) (tabela 5).

Essa diferença é bastante significativa e não deve ser somente em função das diferenças dos métodos de amostragem empregados ou de não ser exatamente a mesma área estudada. Deve ser considerado o fato de estar havendo uma grande substituição de espécies e, desse modo, contrariando a hipótese da Composição Florística Inicial de EGLER (1954) e, em parte, o modelo de Tolerância de CONNEL & SLATYER (1977). Os dados concordaram com as observações de FINEGAN (1984), que enfatizou que diversos trabalhos citaram espécies aparecendo ao longo dos anos, com os estádios iniciais dominados por pioneiras, e que a dispersão diferencial de espécies é a principal limitação do modelo da Composição Florística Inicial.

PICKETT *et al.* (1987) também criticaram os modelos de CONNEL & SLATYER, sugerindo que eles deveriam ser aplicados em interações específicas, planta por planta, que resultaria em uma renovação sucessional e não deveriam ser aplicados na sucessão como um todo. Relataram ainda outra limitação dos modelos de CONNEL & SLATYER, onde os

mecanismos pelos quais as espécies persistem ou liberam o espaço não são explicitamente considerados.

3.3. Análise da estrutura fitossociológica das três áreas

São raros os trabalhos que analisaram as mudanças do número de espécies das florestas secundárias maduras, em função do tempo. MANOKARAN & KOCHUMMEN (1987), em 34 anos de observação em uma floresta de dipterocarpáceas, relataram a diminuição do número de espécies, seguida da recuperação, e concluíram que a riqueza acaba se mantendo inalterada.

Conforme os resultados apresentados pela análise da estrutura fitossociológica da área não queimada dos levantamentos 1 e 2, verificou-se, comparativamente, que houve a diminuição do número de indivíduos e de espécies e um aumento da área basal e do volume totais (tabela 39).

A diminuição do número de espécies deveu-se, em parte, à eliminação de espécies pioneiras em decorrência do processo da sucessão (e.g. *Senna macranthera*, *Solanum* sp. 3 e Compositae). Deveu-se, ainda, à morte natural ou por danos físicos, como a caída de galhos, troncos, etc., sobre as plantas, fato também ressaltado em outros trabalhos citados por CÓRDOBA (1985).

O baixo recrutamento de espécies novas, não compensando o número de espécies eliminadas, também deve ser considerado. No período, somente foi recrutado *Solanum capsicoides*, com um indivíduo.

Nas parcelas sem fogo, as espécies que obtiveram os maiores IVI foram as mesmas nos dois levantamentos, havendo somente alterações

quanto à posição classificatória de certas espécies, em função das mudanças de seus valores (tabelas 18 e 19 - anexos 7 e 8).

Aspidosperma ramiflorum, *A. polyneuron*, *Merostachys* sp. e *Piptadenia gonoacantha* apresentaram IVI maiores, enquanto *Galipea jasminiflora* e *Trichilia claussoni* tiveram os seus valores diminuídos (figura 13).

TABELA 39 - Área basal e volume dos indivíduos nos diferentes tipos de parcelas, levantamentos de 1984 e 1987. Mata da Santa Genebra, Campinas, SP. (parc.=parcelas).

	Parc. s/ fogo		Parc. fogo moderado		Parc. fogo intenso	
	1984	1987	1984	1987	1984	1987
Área basal (m ² /ha)	34,97	38,26	35,45	42,60	24,81	28,00
Volume (m ³ /ha)	309	359	231	290	187	258

Na análise fitossociológica realizada por TAMASHIRO *et al.* (1986), *A. ramiflorum* não foi amostrada. Sua ocorrência com altos valores de importância poderia, desse modo, estar associada a solos eutróficos, ou ainda por apresentar um padrão espacial agregado. No entanto, nos trabalhos de MARTINS (1979) e MATTHES *et al.* (1988), em matas em solos eutróficos, a espécie ocupou posições inexpressivas de IVI.

A presença de *A. ramiflorum* na área não queimada poderia igualmente estar associada à pouca perturbação ambiental, visto que esta espécie em Santa Catarina, segundo REITZ *et al.* (1978), somente ocorre em matas primárias.

Os altos valores de IVI encontrados para *A. polyneuron* e *P. gonoacantha* também concordaram com os valores observados por TAMASHIRO *et al.* (1986), na área pouco perturbada da Santa Genebra.

A importância de *T. clausenii*, espécie do segundo estrato, com alta dominância relativa, tem sido verificada nas matas do município de Campinas, mas associada a altas densidades (MATTHES *et al.* 1988; TAMASHIRO *et al.*, 1986).

A importância das famílias Rutaceae, Apocynaceae, Euphorbiaceae, Mimosaceae e Meliaceae é também frequentemente citada nas formações florestais do estado de São Paulo (BERTONI, 1984; LEITÃO FILHO, 1982).

Considerando-se a florística e a estrutura fitossociológica das parcelas sem fogo (A), concluiu-se que estas representam uma amostra de mata com características semelhantes às formações florestais do interior do estado de São Paulo.

Nas parcelas de fogo moderado (B), de modo análogo às parcelas A, houve a diminuição do número de indivíduos e de espécies e um aumento da área basal e do volume.

As espécies eliminadas (*e.g.* *Vernonia polyanthes*, *Solanum acerosum*, *S. gnaphalocarpum*, *S. capsicoides*), são na maioria pioneiras ou pertencentes a gêneros e/ou famílias que apresentam espécies com esta característica.

Trichilia catigua, *Picramnia warmingiana* e *Celtis* sp. foram as espécies recrutadas no período estudado e, com exceção de *Celtis* sp., são reconhecidamente espécies secundárias.

Quanto aos valores de importância, verificou-se que, durante o período analisado, *Merostachys* sp., *Hybanthus atropurpureus* e *Celtis iguanaea* apresentaram aumentos; *Astronium graveolens* e *Aspidosperma polyneuron* (espécies secundárias) mantiveram seus valores e que *Urera baccifera*, *Trema micrantha*, *Jacaratia spinosa* e *Solanum erianthum* (espécies pioneiras) apresentaram decréscimo de seus valores.

A diminuição do número e da importância das espécies pioneiras e o aumento do número e da importância das espécies secundárias, embora pequenos, revelaram uma evolução dos estádios sucessionais da área de fogo moderado.

A comparação dos valores de importância das famílias da área onde o fogo foi intenso demonstrou que, no período de estudos, algumas sofreram ligeiro declínio (Ulmaceae, por exemplo), enquanto em outras o declínio foi mais acentuado (Caricaceae, Solanaceae) e que ainda outras apresentaram um acréscimo (Violaceae).

Convém ressaltar que as mudanças dos valores de IVI das famílias nem sempre significam um aumento ou diminuição real da população total ou de indivíduos de determinadas espécies, pois os parâmetros que contribuem para a formação de IVI são relativos. Portanto, é necessário ter cautela na comparação dos valores obtidos em períodos diferentes.

Comparando-se a importância das famílias que ocorreram na área de fogo intenso com aquelas que ocorreram na área onde o fogo foi moderado, notaram-se algumas divergências. Enquanto Ulmaceae se destacava nas parcelas tipo C em primeira posição, em função de *T. micrantha*, nas parcelas B, Gramineae ocupava esta posição, devido a *Merostachys* sp.. Mimosaceae e Solanaceae, que foram importantes nas parcelas de fogo intenso, não o foram nas áreas onde o fogo foi moderado, sendo substituídas por Urticaceae e Anacardiaceae.

Verificou-se, desse modo, que o declínio dos valores de importância das famílias citadas esteve diretamente relacionado com a presença de espécies pioneiras, a maioria das quais vem, gradativamente, reduzindo as suas populações ou mesmo sendo eliminadas da comunidade. O acréscimo desses valores, por sua vez, relacionou-se com o aumento de IVI das espécies secundárias iniciais.

Muitas das famílias que contêm espécies pioneiras, amostradas no presente trabalho, não foram encontradas em outros estudos de matas do estado de São Paulo e, quando ocorreram, expressaram baixos valores de IVI. Isto provavelmente é devido ao fato de que tais estudos foram realizados em matas relativamente pouco degradadas.

É provável que aquelas famílias e espécies caracterizem as áreas muito perturbadas. Os estudos fitossociológicos comparativos daquelas

áreas serão de grande valia na restauração das matas degradadas, comuns em nosso Estado.

De modo semelhante aos demais tipos de parcelas, as de fogo intenso (C) também apresentaram uma diminuição do número de indivíduos e de espécies e registraram um aumento da área basal e do volume total.

Naquelas parcelas onde o fogo foi intenso, no segundo levantamento verificou-se o recrutamento das espécies pioneiras *Solanum pseudocapsicum* e *Eupatorium vauthierianum* e das secundárias *Acacia polyphylla*, *Pisonia aculeata*, *Colubrina glandulosa* e *Trichilia claussoni* (tabelas 22 e 23 - anexos 11 e 12).

Foram eliminadas seis espécies de Solanaceae, *Vernonia polyanthes*, *Lippia chamissonis*, *Lantana* sp., *Aegiphylia* sp., *Sida* sp., com características de espécies pioneiras, e *Chomelia* sp., *Rhamnidium elaeocarpum*, *Cordia* sp. 2, *Trichilia* sp. e *Patagonula americana*, com síndromes de espécies secundárias.

Nos dois levantamentos ficaram evidenciados os altos valores de *Trema micrantha*, em relação às demais espécies, apesar do decréscimo ocorrido no seu valor. Observaram-se também decréscimos de valores em 1987 (levantamento 2), para *Jacaratia spinosa* e *Solanum erianthum* e um acréscimo destes valores para *Hybanthus atropurpureus*, *Celtis iguanaea*, *Astronium graveolens* e *Galipea jasminiflora*.

Verificou-se, de modo geral, que houve uma diminuição dos valores de IVI e do número de espécies consideradas pioneiras e, praticamente, a manutenção do número de espécies secundárias, com aumento dos valores de importância para algumas delas.

Nos estudos de CASTELLANI (1986), iniciados oito meses após a ocorrência do fogo e por um período de 21 meses, ao lado da área onde foram locadas as parcelas tipo C, destacavam-se as plantas herbáceas, as arbustivas e as trepadeiras, a maioria, espécies invasoras de áreas perturbadas e com ampla distribuição geográfica. A ocorrência de espécies arbóreas era baixa, com exceção das pioneiras. As famílias

dominantes em função da porcentagem de cobertura eram: Convolvulaceae, Ulmaceae, Euphorbiaceae, Solanaceae e Bignoniaceae. A autora ainda observou valores de ocorrência altos, no início do trabalho, de *T. micrantha* e *S. erianthum*, na faixa de 0-2m e que diminuíram no final dos estudos. Na faixa da vegetação acima de 2m, observou valores baixos em 1982 e altos em 1983, para as mesmas espécies, havendo, por conseguinte, a diminuição do adensamento no trecho da vegetação abaixo de 2m, devido ao crescimento dos indivíduos dessas espécies. Observou ainda que, durante todo o período estudado, os valores de ocorrência de *J. spinosa* permaneceram baixos.

CASTELLANI (1986) concluiu que a formação secundária estabelecida caracterizava-se por forte dominância de *T. micrantha*, *S. erianthum* e *Ricinus communis* e que era grande o número de espécies de lianas, com destaque para *Ipomaea purpurea*, que possuía o maior valor de porcentagem de cobertura, nos três primeiros meses.

As causas do declínio populacional observado naquelas espécies podem ser função da competição inter e intra-específica, causas genéticas determinando a longevidade das espécies ou, ainda, danos físicos, como ventanias fortes, que acarretaram a morte dos indivíduos.

T. micrantha tem sido registrada colonizando clareiras de florestas em diferentes regiões tropicais. O tamanho das clareiras onde esta espécie ocorre tem sido discutido por diversos autores (BROKAW, 1987; GANDOLFI, 1991; HARTSHORN, 1978).

A germinação das sementes foi relacionada com mecanismos de latência exógena, por possuir sementes fotoblásticas, que só germinam mediante forte incidência solar direta sobre o solo (VÁZQUEZ-YANES, 1976). Esta latência não foi comprovada pelos testes de germinação realizados com as sementes da espécie, coletadas na população da Santa Genebra (tabela 32), concluindo-se não haver diferenças significativas entre a germinação no claro ou no escuro. Verifica-se, portanto, que as

populações da Santa Genebra e a estudada por VÁZQUEZ-YANES (*op. cit.*) apresentaram diferenças de comportamento em relação à luz solar.

Se a germinação das sementes dessa população é independente da presença da luz, a ocorrência da espécie em clareiras grandes deve estar relacionada com o estabelecimento das plântulas. Estas somente sobreviveriam na presença da luz.

O fato de não se observar a regeneração daquela espécie nas formações onde exerce dominância, em função do sombreamento (BUDOWSKI, 1965; WHITMORE, 1975), também reforça a hipótese de que as plântulas de *T. micrantha* necessitam da plena luz para crescer.

O estabelecimento das plântulas ocorre desde os primeiros estádios de sucessão (BERNAL & GÓMEZ-POMPA, 1976; CASTELLANI, 1986), embora existam citações de sua ocorrência somente após um ano (BROKAW, 1987).

T. micrantha, logo após o seu estabelecimento, apresentou grande desenvolvimento em altura, atingindo cerca de 9m no final do primeiro ano (CASTELLANI, 1986; EWEL, 1980) e passou a apresentar expressão de importância desde o início da sucessão secundária, frutificando no primeiro ano de vida, na mata Santa Genebra (CASTELLANI, *op. cit.*).

Em La Pacifica, Costa Rica, OPLER *et al.* (1977) referiram-se a *T. micrantha* como tendo a segunda maior expressão de importância, somente após três anos.

Nos levantamentos realizados em 1984 e 1987, na área de fogo intenso, *T. micrantha* ocupava a primeira posição de IVI, mas em 1987 já se observava um declínio de sua população e de sua importância.

Segundo WHITE (1980), a estrutura etária da população pode ser correlacionada com os diâmetros das árvores em florestas temperadas e boreais, baseando-se nos anéis de crescimento mas, nas florestas tropicais e sub-tropicais, não existe tal equivalência.

Por outro lado, parece haver uma razoável relação entre o tamanho e a idade das árvores nos primeiros estádios sucessionais; entretanto,

esta relação se torna muito pequena para as espécies secundárias tardias (WHITE, 1980).

Para a descrição da estrutura da população de diferentes espécies não é muito apropriado o uso de classes de diâmetro uniformes, para a construção de diagramas de frequência. É também melhor construir um diagrama separado para cada espécie, levando-se em conta o tamanho da população e o máximo DAP obtido na área (BONGERS *et al.*, 1988).

Entretanto, para a comparação dos dados, em função do tempo, torna-se necessário considerar os mesmos intervalos de classe calculados para a primeira amostragem.

BONGERS *et al.* (*op. cit.*) sugeriram três padrões de distribuição das classes de diâmetro. O padrão I apresenta a mais alta frequência na primeira ou segunda classe de DAP, mostrando um decréscimo gradual do número de indivíduos no sentido das classes maiores. No padrão II, a primeira classe tem o mais alto valor de frequência, mas as classes adjacentes (segunda e terceira) são pouco representativas e a frequência aumenta de novo nas classes intermediárias e declina na classe de limite superior do DAP. No padrão III, a curva é caracterizada pela concentração da maior parte dos indivíduos, geralmente 50% ou mais, na primeira classe, enquanto que as classes remanescentes são pouco representadas ou representadas muito uniformemente, tipo "J" invertido.

KNIGHT (1975) empregou classes de diâmetro arbitrárias e avaliou diferentes espécies de árvores e arbustos, utilizando os mesmos valores de classes. Encontrou cinco padrões de distribuição, dos quais, por falta de maior número de dados, considerou apenas dois deles como tendo expressão sobre o "status" sucessional. O primeiro deles se assemelha aos padrões I e III de BONGERS *et al.* (1988), com o maior número de indivíduos nas primeiras classes, ao qual se referiu, arbitrariamente, como sendo um padrão de espécies reprodutoras freqüentes. A distribuição sugere que a população é capaz de se reproduzir no subosque da floresta.

No segundo padrão considerado por KNIGHT (1975), a distribuição obedece a forma da letra "U" invertido, evidenciando que a população se encontra nas classes intermediárias e, praticamente, inexistente nas primeiras, significando que provavelmente as espécies têm dificuldades de reprodução no subosque. Estas espécies podem desaparecer, a não ser que ocorram clareiras e foram consideradas como reprodutoras infreqüentes. Este tipo de padrão não tem similar com os padrões sugeridos por BONGERS *et al.* (1988).

A análise das classes de diâmetro da população de *T. micrantha* (figura 19) revelou que, em 1984, a distribuição dos indivíduos se aproximou do padrão I sugerido por BONGERS *et al.* (1988), significando uma boa reprodução e um recrutamento contínuo e, segundo KNIGHT (1975), uma reprodutora freqüente.

Em 1987, com o crescimento dos indivíduos da população, notou-se que as distribuições de classes de diâmetro não se assemelharam a nenhum dos três padrões sugeridos por BONGERS *et al.* (*op. cit.*), mas se aproximaram do padrão II de KNIGHT (1975), sendo considerada como uma espécie com reprodução infreqüente.

De acordo com a figura 19, verificou-se claramente que a distribuição foi relativamente diferente nas parcelas de fogo moderado e de fogo intenso, onde a maioria dos indivíduos sobreviventes encontrava-se nas classes que representam os diâmetros intermediários, não havendo a regeneração dessa população, como o sugerido pela curva de 1984, e sim, a sua supressão.

Associada a *T. micrantha*, observou-se *S. erianthum* nas primeiras fases da sucessão, fato este também observado em diferentes regiões por REITZ *et al.* (1978).

Com uma estratégia semelhante de colonização, *S. erianthum* esteve presente desde o início da sucessão, apresentando rápido crescimento em altura. Tornou-se adulto aos 6 meses e produziu rebrota por raiz após o estabelecimento por sementes, no início da ocupação do terreno

(CASTELLANI, 1986). Esta rebrota deve ocorrer somente no início da colonização, por não terem sido observados indivíduos novos sob a planta-mãe, no presente estudo.

S. erianthum apresentou, também, valores altos de ocorrência em 1982 na faixa de 0-2m, diminuindo em 1983; o inverso foi verificado na faixa acima de 2m. Foi ainda a segunda espécie mais expressiva em termos de cobertura (CASTELLANI, *op. cit.*).

No levantamento realizado em 1984, ocupava um dos valores mais altos de IVI e no de 1987 apresentou um grande declínio, com a morte de 76% dos indivíduos.

No levantamento 1 das parcelas tipo C (figura 24), foi observado um ponto de máxima distribuição do número de indivíduos na classe 3. No levantamento 2, a maior freqüência de indivíduos ocorreu na classe 5, onde pôde-se verificar que, embora tenha ocorrido uma grande mortalidade, os indivíduos remanescentes apresentaram crescimento em diâmetro. Nas parcelas tipo B, no levantamento 2, a população ficou reduzida a um único indivíduo. Nestes levantamentos também não se verificou semelhança com os padrões de classes de diâmetro observados por BONGERS *et al.* (1988). Entretanto, pode ser considerada, baseando-se no levantamento 2, segundo KNIGHT (1975), como reprodutora infreqüente.

A tendência da população de *S. erianthum* será a de desaparecer nos dois tipos de parcelas ou de permanecer por mais alguns anos como espécie rara nos locais abertos. Sendo uma espécie heliófila e de tamanho reduzido, seus indivíduos estão sendo eliminados à medida em que vão sendo sombreados por outros de outras espécies.

Em 1984, *J. spinosa* possuía valores de importância mais altos nas parcelas B e C, que diminuíram em 1987. Aqueles valores estão relacionados em maior grau com a densidade relativa no primeiro ano de amostragem e com a densidade e dominância relativas no segundo ano, respectivamente, para as parcelas do tipo C e B.

De acordo com as distribuições dos indivíduos em classes de diâmetro, observou-se no levantamento 1 (figura 21) a maior frequência na terceira classe, nos dois tipos de parcelas, apesar da ocorrência de diâmetros maiores nas parcelas onde o fogo foi moderado. Em 1987, o ponto de máxima distribuição ocorreu na classe 9, para as parcelas de fogo moderado, verificando-se um pequeno crescimento em diâmetro, enquanto que, nas parcelas de fogo intenso, o ponto de máxima distribuição permaneceu na classe 3, mas também verificou-se crescimento em diâmetro da população restante.

Nesta espécie, como na anterior, a curva de distribuição de classes de diâmetro não obedeceu aos padrões de BONGERS *et al.* (1988) mas, no levantamento 2, pode ser considerada como reprodutora infrequente, de acordo com KNIGHT (1975).

Não foram observados indivíduos adultos de *J. spinosa*. Toda a população era composta por plantas jovens, verificando-se no período, para aos dois tipos de parcelas, uma mortalidade de aproximadamente 60%.

As plantas de *J. spinosa* são decíduas por alguns meses e, quando jovens, não apresentam ramificações. Durante o período em que se apresentam sem folhas, conseqüentemente sem crescimento, os indivíduos são facilmente suplantados em altura e cobertura pelo conjunto de espécies arbóreas não decíduas.

Na área queimada de Santa Genebra, CASTELLANI (1986) citou a espécie crescendo com baixos valores de ocorrência e mantendo sem alterações a porcentagem de cobertura, durante o período estudado.

De acordo com os estudos florísticos realizados em São Paulo, a espécie pode ser considerada como rara. Nos levantamentos florísticos efetuados no município de Campinas, a espécie simplesmente não é citada (MATTHES *et al.*, 1988; TAMASHIRO *et al.*, 1986).

Na mata estudada em Bauru (CAVASSAN *et al.*, 1984), a espécie foi citada em vigésima-sexta posição quanto à importância, com valor de frequência relativa um pouco maior que a dominância relativa.

Na reserva de Vaçununga, Santa Rita de Passa Quatro, BERTONI *et al.* (1988) verificaram que *J. spinosa* ocupava a nona posição de IVI, em função da alta dominância relativa, com indivíduos de diâmetro e porte grandes.

Segundo KUHLMANN & KUHN (1947), *Hybanthus atropurpureus* é um arbusto comum em pastos, terrenos cultivados e no subosque das matas e capoeiras, na região de Monte Alegre, na bacia do Rio Camanducaia. Na região de Campinas (SP), observa-se sua ocorrência quase que exclusivamente no subosque das matas.

Na Santa Genebra, ocorreu no subosque da mata e nas áreas queimadas em 1981. CASTELLANI (1986) verificou que o arbusto rebrotou após a ação do fogo e que manteve a sua porcentagem de cobertura durante o período estudado.

Em 1984, nas parcelas A e B, *H. atropurpureus* manteve a sua classificação quanto aos valores de importância, respectivamente, a sétima e a segunda posições. Nas parcelas C apresentou ganhos de IVI, saltando da quarta posição em 1984 para a segunda em 1987. Em todas as observações, a alta densidade relativa foi o fator de maior peso.

A distribuição nas classes de diâmetro dos indivíduos daquela espécie se aproximou de uma curva normal (figura 20). No levantamento 1, os pontos de máxima distribuição de indivíduos situaram-se nas classes 5 e 7, para os três tipos de parcelas. No levantamento realizado em 1987, observaram-se também dois pontos de alta frequência e um pequeno crescimento em diâmetro da população.

Verificou-se que a curva não se assemelha aos padrões de BONGERS *et al.* (1988) e que se aproxima do padrão II de KNIGHT (1975), sendo considerada uma espécie com reprodução infrequente. À primeira vista, parece não ser bem este o caso, considerando-se que *H. atropurpureus* é uma espécie típica e que se mantém no subosque de nossas matas. Por outro lado, o fato de a espécie não estar se reproduzindo pode ser verdadeiro e o que se observa frequentemente nos subosques seriam

plantas adultas. Neste caso, maiores informações são necessárias, a fim de se chegar a uma compreensão sobre o comportamento da espécie.

Foi ainda observada uma disrupção na classe 6, para os dois levantamentos. A causa da abrupta diminuição do número de indivíduos naquelas classes de diâmetro deveu-se, provavelmente, a erros de medidas efetuadas em campo. O trabalho foi realizado com a utilização de uma fita métrica, que é insuficiente para registrar precisamente os diâmetros muito pequenos, conduzindo a erros, como os observados neste caso, quando se emprega o método de BONGERS *et al.* (1988) no cálculo de classes de diâmetro. Deveria ter sido usado um paquímetro para se obter maior precisão das medidas.

Celtis iguanaea ocorreu nos três tipos de parcelas com pouca alteração do tamanho da população (figura 22). Na área não queimada, ocupava a vigésima posição em 1984 e a vigésima-primeira em 1987, verificando-se uma pequena diminuição de seus valores. Na área queimada, nas parcelas B, saltou da sétima para a quinta posição e nas parcelas C, da quinta para a terceira posição, havendo, portanto, ganhos em relação aos anos considerados. Nas três situações, a importância foi dada pela alta densidade relativa.

Através da análise das classes de diâmetro do levantamento 1, notou-se um ponto de máxima distribuição na classe 3, na área não queimada, e na classe 2, na área queimada, verificando-se que, neste último caso, a distribuição se assemelhava ao padrão I de BONGERS *et al.* (1988), sugerindo que a população continua recrutando indivíduos, e ao padrão II de KNIGHT (1975), que a classifica como espécie de reprodução infreqüente.

Observam-se, conseqüentemente, interpretações antagônicas, que são elucidadas quando se analisa o levantamento 2 (1987) e verifica-se que o padrão de BONGERS *et al.* (*op. cit.*) não mais ocorre e que a curva de distribuição continua assemelhando-se ao padrão II proposto por KNIGHT (*op. cit.*), portanto, com reprodução infreqüente.

A importância da espécie no início da colonização da área queimada, foi verificada por CASTELLANI (1986), que citou *Celtis* sp., provavelmente a mesma espécie, como uma das que mais contribuiu com o total da vegetação herbácea.

A tendência da espécie ocorrer com maior número de indivíduos nas parcelas queimadas e o aumento do diâmetro e do IVI verificados, indicam maior preferência da espécie por locais mais abertos.

O grande desenvolvimento dos indivíduos dessa espécie, que muitas vezes se comportam como lianas, pode se tornar, em um futuro próximo, em um ponto de estrangulamento para o desenvolvimento das espécies arbóreas secundárias. *C. iguanaea*, após o seu estabelecimento, apresenta um rápido crescimento de suas ramas que, por necessitarem de sustentação, galgam e sufocam os indivíduos das espécies arbóreas e arbustivas. Deve ainda ser considerado que, com a drástica diminuição da população das árvores pioneiras, haverá uma diminuição da competição interespecífica que poderá favorecer ainda mais a *C. iguanaea*.

Este ponto de estrangulamento pode segurar, ou mesmo reverter, o processo de sucessão, pelo menos por certo período e, principalmente, na área onde o fogo foi intenso.

Galipea jasminiflora, uma das espécies típicas do subosque, é freqüentemente encontrada nas matas da região de Campinas (ASSUMPTÃO *et al.*, 1982; MATTHES *et al.*, 1988; TAMASHIRO *et al.*, 1986).

Durante o período estudado houve a mortalidade de cerca de 10% da população e verificou-se, também, que o maior número de indivíduos pertencia às parcelas sem fogo.

Os valores de importância apresentaram um decréscimo de posição nas parcelas A; mantiveram a mesma posição nas parcelas B e saltaram da décima posição em 1984, para a sexta em 1987, nas parcelas tipo C. Neste último caso, a importância foi em função da alta freqüência relativa e nos outros, em razão da dominância e densidade relativas, que apresentaram valores muito semelhantes.

As posições de importância verificadas nas parcelas C diferiram bastante dos dados obtidos em 1983, por CASTELLANI (1986), que mostraram a espécie com os mais baixos valores de cobertura. Essas diferenças não eram esperadas, dada a importância da espécie em 1984 e 1987 na área queimada, e podem ser consequência do método de amostragem ou da análise fitossociológica empregada. CASTELLANI (*op.cit.*) utilizou o método "ponto-planta", calculando a porcentagem de cobertura e, no presente estudo, usou-se o método de "parcelas", com o cálculo do índice do valor de importância. Outros motivos, como diferenças de solo, padrão de distribuição da espécie, acaso, etc., devem ser considerados.

As curvas dos dois levantamentos foram muito semelhantes (figura 25) e se aproximaram do padrão III de BONGERS *et al.* (1988) e ao padrão IV de KNIGHT (1975) que, embora não afirmasse de forma categórica, concluiu ser tal padrão característico para as espécies pequenas na maturidade, tolerantes à sombra e localizadas nos estratos inferiores, o que está de acordo com o comportamento da espécie estudada.

Entre as plantas mais comuns nas matas de São Paulo, destaca-se *Urera baccifera*, que é também considerada como um dos melhores indicadores de terra fértil (KUHLMANN & KÜHN, 1947).

No período estudado, a população sofreu um ligeiro declínio, com aproximadamente 6% de mortalidade, embora a população nas parcelas tipo A tenha triplicado. Verificou-se ainda, nestas parcelas, um aumento da importância com o deslocamento da vigésima-nona posição, em 1984, para a vigésima-segunda, em 1987. Melhor posição foi obtida nas parcelas B, onde a espécie ocupou o terceiro lugar nos dois levantamentos realizados.

Nas parcelas C, a espécie apresentou um pequeno decréscimo de sua importância, perdendo a sexta posição em 1984 e passando para a sétima em 1987. A espécie parece não ter tido grande importância no início da colonização da área, pois não foi amostrada nos dados quantitativos de CASTELLANI (1986), sendo registrada somente neste levantamento.

As curvas que representam os indivíduos de *U. baccifera* em relação às classes de diâmetro revelam um ponto de máxima distribuição na classe 2, no levantamento 1, apresentando semelhança com o padrão I de BONGERS *et al.* (1988), principalmente para as parcelas sem fogo e de fogo moderado (figura 26).

A população parece estar obedecendo ao padrão III de KNIGHT (1975), padrão este também não muito enfatizado pelo próprio autor por falta de dados, e que sugere que a espécie não está se reproduzindo tão bem como no passado.

No levantamento realizado em 1987, observaram-se algumas modificações. Os valores das classes de diâmetro aumentaram, evidenciando o crescimento dos indivíduos.

Observou-se ainda, na classe 1, o recrutamento de indivíduos na área não queimada e, nas outras classes, de maneira geral, mortalidade na área queimada.

Considerando-se o tamanho da população e os valores de importância, a espécie demonstrou certa preferência pela área onde o fogo foi moderado, provavelmente em função da quantidade e qualidade de luz terem-se aproximado do ideal para o seu desenvolvimento.

Em floresta pré-climácica, MARTINS (1979) encontrou para *U. baccifera* menor frequência nas classes inferiores de diâmetro, concluindo que a população não estava se reproduzindo normalmente por sementes, e associou sua presença às clareiras, que conferiria à espécie uma reprodução em surtos.

Ocorrendo nas matas do Piauí a São Paulo, sobretudo na região oeste de nosso estado (MEDINA, 1966), observa-se *Astronium graveolens*, árvore de grande porte e com características de secundária inicial.

Nas matas paulistas, geralmente não ocupa posição de importância (BERTONI *et al.*, 1988; CAVASSAN *et al.*, 1984; MARTINS, 1979; MATTHES *et al.*, 1988; RODRIGUES *et al.*, 1989).

Na mata Santa Genebra ocupou, na área não queimada, a trigésima-quinta e a vigésima-sétima posições de importância, para os levantamentos realizados em 1984 e 1987, respectivamente. Estas posições concordam com aqueles autores, embora TAMASHIRO *et al.* (1986) tenham observado a espécie em quinta posição, na própria Santa Genebra.

Na área queimada, a espécie posicionou-se na quinta e na sétima posições no levantamento 1 e na quarta e quinta no levantamento 2, respectivamente para as parcelas B e C, posições estas que se assemelharam à obtida por TAMASHIRO *et al.* (*op. cit.*).

Durante o período de estudo verificou-se, também, um aumento populacional da ordem de 44%, em proporções diferentes, para cada um dos três tipos de parcelas.

Em relação à distribuição das classes de diâmetro, verificou-se uma concentração do número de indivíduos na primeira classe, principalmente nas parcelas onde o fogo foi intenso.

Os três únicos indivíduos de maior diâmetro, provavelmente adultos, foram encontrados na área de fogo moderado e podem estar, inclusive, contribuindo para a disseminação da espécie.

De acordo com as curvas (figura 28), verifica-se que no levantamento realizado em 1987 ocorreu o mesmo padrão apresentado em 1984 e que estes se assemelham ao padrão III de BONGERS *et al.* (1988) e ao padrão I de KNIGHT (1975), podendo-se classificar a espécie como reprodutora freqüente no subosque da mata.

Notou-se que a espécie encontra-se em fase de expansão populacional, recrutando indivíduos na classe 1, em todas as áreas estudadas, e apresentando aumento de seus valores de importância. Em relação à área de fogo intenso, em 1982-1983 CASTELLANI (1986) não observou nenhum indivíduo, mas verificou-se no presente estudo, o total de 43 indivíduos em 1984 e 51 em 1987, nessa mesma área.

Piptadenia gonoacantha é uma espécie comum na mata Atlântica e que ocorre nas matas paulistas com baixos valores de importância (CAVASSAN *et al.*, 1984; MARTINS, 1979; RODRIGUES *et al.*, 1989; SILVA, 1989).

Em Campinas, a espécie ocupou uma posição de destaque em relação aos seus valores de importância. MATTHES *et al.* (1988) a relacionam em décima posição e TAMASHIRO *et al.* (1986), na quarta posição de importância, sempre em função da dominância relativa.

Nas parcelas sem fogo verificou-se, nos dois levantamentos, que a espécie ocupa a terceira posição de importância, também em função da dominância relativa.

Na área queimada, a espécie posicionou-se nas parcelas tipo B em décimo-sétimo e décimo-segundo lugares, respectivamente nos anos de 1984 e 1987, e em oitavo, nas parcelas C, evidenciando um aumento de seus valores de importância.

A distribuição dos indivíduos de *P. gonoacantha* em classes de diâmetro, em 1984, concentrou-se na classe. Em 1987, o padrão de distribuição em classes de diâmetro foi exatamente o mesmo, assemelhando-se ao padrão III de BONGERS *et al.* (1988) e ao I de KNIGHT (1975) (figura 27).

Durante o período de estudos, a população de *P. gonoacantha* perdeu poucos indivíduos na área não queimada e recrutou outros na área queimada, verificando-se um pequeno aumento populacional.

A espécie possui características de secundária inicial e tem sido observada em associações secundárias e em margens das matas (ROSSI, 1987).

A colonização da área queimada pela espécie deve ter se iniciado por volta de 1983-84, pelo menos nas parcelas onde o fogo foi intenso. Em 1983, CASTELLANI (1986) não encontrou *P. gonoacantha* em seus estudos, mas no presente trabalho, em 1984, verificou-se, somente na área de fogo intenso, uma população de 39 indivíduos, todos contidos na classe de menor diâmetro, sendo, portanto, plantas jovens.

Aspidosperma polyneuron é uma árvore de grande porte, considerada secundária tardia e segundo, MARCONDES-FERREIRA (1988), no Brasil a espécie ocorre nas matas de planalto.

No estado de São Paulo, em certas regiões, ocorre com valores baixos de importância (BERTONI *et al.*, 1988; MARTINS, 1979) e em outras, principalmente no município de Campinas, os valores de importância são bem altos (CAVASSAN *et al.*, 1984; MATTHES *et al.*, 1988; TAMASHIRO *et al.*, 1986).

O tamanho da população de *A. polyneuron* praticamente se manteve durante o período estudado. Na área não queimada, ocupou a segunda posição em relação aos valores de IVI, observando-se um incremento desse valor no final do estudo. Em 1984, apresentou maior densidade relativa e em 1987, a dominância relativa foi ligeiramente superior.

Os resultados concordaram com a análise realizada em outra área da mata Santa Genebra por TAMASHIRO *et al.* (1986), que encontraram *A. polyneuron* com o mais alto valor de IVI, em função da dominância relativa, e concluíram que esta posição não era típica, quando comparada com outras análises fitossociológicas realizadas em São Paulo.

Nas parcelas queimadas, a população manteve-se com o mesmo número de indivíduos e com valores iguais de importância na área onde o fogo foi moderado, ocupando a oitava e a sétima posição de IVI para os levantamentos 1 e 2, respectivamente. Notou-se, também, um decréscimo de IVI nas parcelas onde o fogo foi intenso, passando da décima-terceira posição em 1984, para a décima-quinta, em 1987.

A análise das classes de diâmetro revelou, nos dois levantamentos, um ponto de máxima distribuição de indivíduos na classe 1 (figura 23). Notou-se, nas parcelas sem fogo, a ocorrência da maioria dos indivíduos, grande parte formada por jovens e locados nas primeiras classes; mesmo os indivíduos de maior diâmetro, encontrados naquela área, não devem ser ainda adultos. A distribuição se assemelhou ao padrão III de BONGERS *et al.* (1988) e ao padrão I de KNIGHT (1975).

Na área onde o fogo foi intenso, encontrou-se o mais baixo número de indivíduos, alguns nas primeiras classes e outros nas classes intermediárias. Este fato seria esperado, por se tratar de uma espécie com características de secundária tardia. Os indivíduos encontrados com diâmetros maiores provavelmente são provenientes de rebrota, após a ação do fogo. Esta hipótese é confirmada pelos resultados apresentados por CASTELLANI (1986), que também observou que a população manteve a mesma porcentagem de cobertura durante o seu período de estudo.

Verificou-se, portanto, que *A. polyneuron* deve necessitar, para colonizar a área, condições ambientais que somente serão atingidas com um tempo maior de sucessão.

De acordo com as análises realizadas para as espécies, nos dois levantamentos, conclui-se que a interpretação dos padrões de distribuição de classes de diâmetro, levando-se em conta tanto o método utilizado por KNIGHT (1975), que considera classes de diâmetro uniformes, quanto o método de BONGERS *et al.* (1988), utilizado no presente estudo, deve ser feita com muita cautela.

Pela distribuição das classes de diâmetro da população de *T. micrantha*, em 1984, mostrando maior freqüência nas primeiras classes, a espécie seria, de acordo com KNIGHT (1975), considerada como de reprodução freqüente. A mesma resposta obteve-se com o emprego do método de BONGERS *et al.* (1988). No levantamento realizado em 1987, a distribuição, já discutida anteriormente, não segue nenhum dos padrões estabelecidos por BONGERS *et al.* (*op. cit.*) e verifica-se que a população encontrava-se, em 1987, em declínio e todo o recrutamento foi realizado logo após a ação do fogo. Chega-se a semelhante conclusão, quando se analisa o comportamento das populações de *S. erianthum* e *J. spinosa*. Deste modo, a interpretação das curvas nem sempre espelha o que está realmente acontecendo com a população.

Verifica-se, ainda, que para aquelas espécies pioneiras não há relação entre o diâmetro do tronco e a idade da planta, como sugerido

por WHITE (1980), pois todos os indivíduos parecem ter se estabelecido logo após a ação do fogo e, provavelmente, teriam a mesma idade. Os diâmetros, na realidade, se relacionariam com o vigor dos indivíduos.

As espécies secundárias *A. polyneuron*, *A. graveolens* e *P. gonoacantha* apresentaram um padrão semelhante de distribuição de classes de diâmetro e, de maneira geral, se aproximaram do padrão III de BONGERS *et al.* (*op. cit.*), onde a maior parte dos indivíduos concentra-se na primeira classe e são considerados reprodutores freqüentes, segundo KNIGHT (*op. cit.*).

Deve-se também levar em conta, quando se interpretam os padrões de distribuição das classes de diâmetro das espécies secundárias, ou mesmo das tardias, o tempo de sucessão após o distúrbio, pois muitas espécies que poderiam ser classificadas como reprodutoras freqüentes, na verdade não estariam mais recrutando indivíduos para a sua população. Sabe-se que as populações das espécies secundárias iniciais se estabelecem nas condições de subosque e que, com o tempo de sucessão, estas condições se modificam e podem, então, não mais permitir o recrutamento de novos indivíduos destas mesmas espécies.

Verificou-se, de modo geral, que algumas espécies estavam terminando o seu ciclo e se retirando da comunidade (pioneiras), enquanto outras estavam sendo recrutadas na comunidade (secundárias) e que, ainda outras espécies se mantiveram com poucas modificações durante o período estudado.

As teorias que afirmam que as espécies pioneiras estariam facilitando o estabelecimento das secundárias parecem ser corretas.

Observou-se, também, que o padrão de distribuição das espécies estudadas sofreu alterações grandes ou pequenas em pouco espaço de tempo, que parecem depender do comportamento das espécies em relação à sucessão e da fase de sucessão em que os dados foram tomados.

Deve-se observar, também, que o número e o intervalo das classes de diâmetro, calculados através do método de BONGERS *et al.* (1988) para

cada ano, dificultam a comparação em anos sucessivos, de uma mesma população. Em muitos casos, os valores dos intervalos de classe se sobrepõem de um ano para outro. Deve-se, portanto, fazer a distribuição em classes de diâmetro, segundo aquele autor, somente para o primeiro ano e, nos anos subseqüentes, empregar as mesmas classes.

Desse modo, sugere-se que os conceitos e as interpretações da estrutura das populações, baseando-se nas classes de diâmetro, devam ser revistos, considerando-se a característica sucessional da espécie e o estágio sucessional da vegetação estudada.

O emprego da análise florística e, principalmente, da fitossociológica, esta última até então não utilizada em estudos sucessionais, caracteriza, com propriedade, as três situações consideradas (sem fogo, fogo moderado e fogo intenso), fornecendo uma série de informações que facilitam a compreensão do papel de cada espécie em relação a sua comunidade. Permite, ainda, comparações com análises fitossociológicas realizadas em diferentes comunidades florestais.

As análises fitossociológicas, associadas ao conhecimento do comportamento das espécies, ciclo de vida, tolerância à sombra, dispersão, etc., fornecem subsídios para a identificação do estado seral da comunidade em estudo e informações básicas para a elaboração de um índice classificatório dos estádios serais das florestas tropicais.

3.4. Rebrotas e banco de sementes

Na área queimada foram observadas 24 espécies, a maioria arbórea, que apresentaram rebrota ao nível do solo (tabela 36).

O número de espécies apresentando rebrota poderia ter sido maior se as observações fossem feitas segundo os critérios adotados por CASTELLANI (1986), onde cavava-se para se verificar se o indivíduo era

proveniente de rebrota ou não. Tal procedimento não foi adotado porque preferiu-se perturbar o menos possível a área, na tentativa de evitar alterações no ambiente físico e mesmo no biótico, que viessem a comprometer os objetivos propostos.

Na área onde o fogo foi intenso, CASTELLANI (1986) observou 49 espécies que apresentaram rebrota após a incidência do fogo. As rebrotas eram originárias de estruturas caulinares ou mesmo radiculares. A autora concluiu que, com exceção de *Cecropia* sp., *Jacaratia spinosa* e *Trema micrantha*, as demais espécies arbóreas colonizaram a área a partir da rebrota de estruturas remanescentes ao fogo. Observou, ainda, que do total de espécies que rebrotaram, 11,11% eram herbáceas e subarbustivas; 65,85%, arbustivas e arbóreas e 25,0%, trepadeiras.

Comparando-se a relação de espécies que apresentaram rebrota com a listagem citada por CASTELLANI (1986), verificou-se que *Aspidosperma polyneuron*, *Centrolobium tomentosum*, *Machaerium stipitatum*, *Merostachys* sp., *Holocalyx balansae* e *Galipea jasminiflora* foram espécies encontradas nas duas amostragens.

O processo regenerativo de espécies arbóreas por rebrota em áreas desflorestadas ou abertas para a agricultura tem sido relatado para as regiões tropicais (KELLMAN, 1980; YOUNG *et al.*, 1987) e também para as florestas, após a ação do fogo, apesar da morte de muitos indivíduos (UHL *et al.*, 1981).

TORRES *et al.* (1990) citaram, em um resquício de floresta próximo à mata Santa Genebra, a rebrota após fogo de várias espécies arbóreas e concluíram que a maioria das espécies observadas são as normalmente encontradas nos trabalhos florísticos e fitossociológicos das florestas do interior paulista.

Embora VÁZQUEZ-YANES & GUEVARA-SADA (1985) considerem que não há muita diferença entre espécies secundárias tardias e espécies primárias, observaram certas propriedades nas espécies secundárias que lhes permitiriam resistir um pouco melhor às drásticas mudanças geradas pela

perturbação. Dentre estas propriedades, consideraram como mais importante a regeneração vegetativa a partir de restos persistentes após o distúrbio.

As espécies observadas com rebrota na Santa Genebra podem ser classificadas como secundárias iniciais ou tardias e muitas destacaram-se pelos altos valores de importância, sugerindo vantagens significativas associadas à regeneração por rebrota. Os indivíduos que se regeneram por rebrotas não têm que alocar recursos à formação de raízes, o que lhes confere vantagens competitivas em relação aos que colonizam a área através de sementes (Grime 1979, *apud* CASTELLANI, 1986; NEWEL & TRAMER, 1978).

O processo regenerativo por rebrota pode explicar a presença de espécies arbóreas, muito cedo, na sucessão secundária, quando a perturbação não destrói totalmente os restos da vegetação (Ewel, 1977 *apud* VÁZQUEZ-YANES & GUEVARA-SADA, 1985). A esta mesma conclusão chegou CASTELLANI (1986) na Santa Genebra, onde todas as espécies arbóreas foram provenientes de rebrota, com exceção de *Trema micrantha*, *Jacaratia spinosa* e *Solanum erianthum*, consideradas espécies pioneiras.

Entretanto, não se deve creditar somente a este processo a presença das espécies arbóreas nas áreas fortemente degradadas.

Baseando-se nos dados de altura e de diâmetro dos indivíduos da área queimada, verificou-se que os oriundos de rebrota geralmente apresentam valores maiores do que os provenientes provavelmente de sementes e que surgiram nos dois primeiros anos após a incidência do fogo. Uma outra característica dos indivíduos que rebrotaram é a ocorrência de múltiplos troncos, ao nível do solo, enquanto que a maioria dos indivíduos provenientes de sementes apresenta um único tronco.

As espécies mais comuns como, por exemplo, *Acacia paniculata*, *Astronium graveolens*, *Croton floribundus*, *Esenbeckia leiocarpa* e *Piptadenia gonoacantha*, possuíam indivíduos que pareciam ter surgido a

partir de sementes, durante o período de estudos realizados por CASTELLANI (1986) e que não foram, na ocasião, amostrados. A não amostragem destas espécies pode ser devida às diferenças dos métodos utilizados nos trabalhos, ou ainda por não ter sido exatamente a mesma área amostrada, como discutido anteriormente. As parcelas da área queimada com fogo intenso foram localizadas ao lado da área estudada por CASTELLANI (*op. cit.*).

Por outro lado, uma vez que o método empregado no presente estudo somente considerou indivíduos iguais ou maiores a 0,5m de altura e não se verificou, portanto, a ocorrência de plântulas com os seus respectivos cotilédones, não se pode afirmar categoricamente que aquelas espécies surgiram através de sementes.

A colonização por indivíduos arbóreos provenientes de sementes, em áreas perturbadas, tem sido analisada principalmente nas florestas temperadas. Nos trópicos, os estudos são mais recentes e têm se concentrado na origem das sementes (*sensu Jato*). Verificou-se que as sementes já estavam no solo antes da perturbação ou que chegavam após a mesma (EWEL, 1980).

A germinação das sementes pode ser fortemente modificada pelo tempo em que permanecem no solo e pelas interações que estas têm com o complexo ambiente edáfico que as rodeia (VÁZQUEZ-YANES & OROSCO-SEGOVIA, 1987).

Nos trópicos, as sementes apresentam, quando comparadas às sementes dos climas temperados, uma viabilidade mais curta e dormência também mais curta, quando esta existe (MORENO, 1977). Os fatores físicos que afetam a germinação, como a luz, sua qualidade, a temperatura, o termoperíodo, a escarificação mecânica, entre outros, participam em maior ou menor grau do controle da vegetação que irá se formar (VÁZQUEZ-YANES, 1976).

Os distúrbios na floresta podem afetar o tamanho e a composição do banco de sementes e podem influenciar na sucessão (UHL & CLARK, 1983).

Segundo YOUNG *et al.* (1987), imediatamente após o distúrbio, o número de sementes no solo diminui drasticamente, devido à mortalidade, à pouca entrada de sementes no banco e à germinação. Assim que a vegetação cresce, o banco de sementes aumenta até um máximo que ocorre entre o quarto e o sétimo anos e, então, gradualmente decresce até o nível anterior ao distúrbio.

Entre os fatores que provocam distúrbios nas florestas, o fogo tem destacada importância e tem sido estudada a sua ação no banco de sementes do solo.

A completa esterilização do banco de sementes, em florestas da amazônia brasileira, nos primeiros 5cm do solo, foi verificada por BRINKMAN & VIEIRA (1971). Outros estudos mostraram que a esterilização não era completa, mas reduzia o estoque de sementes de pioneiras arbóreas e arbustivas (EWEL *et al.*, 1981; UHL, 1982; UHL *et al.*, 1981) e que a maioria das plantas lenhosas germinava poucos meses após o fogo, proveniente de sementes que estavam já depositadas no solo ou de sementes de árvores das redondezas (CREMER & MOUNT, 1965).

Alguns ensaios, utilizando o aquecimento a 80°C por 5 minutos (similar ao que ocorre a 1,0cm de profundidade em campos agrícolas levemente queimados), reduziram ou eliminaram a germinação de todas as espécies testadas. A 150°C por 5 minutos (característica de queimadas mais intensas), praticamente todas as espécies morreram (UHL & CLARK, 1983).

Na Santa Genebra, CASTELLANI (1986), embora tenha tido indicações, não concluiu que as espécies pioneiras, secundárias e invasoras, que se reproduzem por sementes, eram provenientes do banco existente no solo, por não ter feito análise do estoque de sementes, logo após a ação do incêndio.

A alta frequência de distúrbios nas matas deve resultar em uma redução da riqueza de espécies, em uma dominância de espécies com

sementes de vida longa e em um rápido reflorestamento por plântulas recrutadas do banco de sementes (YOUNG *et al.*, 1987).

Com base nas análises dos dados obtidos em campo concluiu-se que a vegetação da área queimada é proveniente de sementes disseminadas após a ação do fogo, do banco de sementes do solo e da rebrota de caule ou raízes subterrâneas. As espécies pioneiras parecem não colonizar a área via rebrota.

3.5. Diversidade

Durante o período de análise da comunidade, verificou-se uma diminuição do número de espécies e de indivíduos, nos três tipos de parcelas.

Nas parcelas sem fogo, os índices de diversidade (H') e de equabilidade (J') mantiveram-se praticamente inalterados (tabela 30), embora tivesse ocorrido uma diminuição de 8,54% do número de espécies e 9,11% do número de indivíduos. Os valores de diversidade e equabilidade foram maiores que os obtidos por TAMASHIRO *et al.* (1986), na própria mata da Santa Genebra. Diferenças nos métodos de amostragem devem corroborar para essa desigualdade, embora não devam ser negligenciados os níveis de perturbação da mata e os de fertilidade dos solos.

A menor percentagem de perda de espécies (6,85%) foi encontrada para as parcelas onde o fogo foi moderado. Estas parcelas perderam ainda 12,08% do número de indivíduos e verificaram-se os mesmos valores de equabilidade e valores muito próximos de diversidade, entre os anos de 1984 e 1987.

Nas parcelas onde o fogo foi intenso, notou-se uma maior percentagem (10,83%) de perda de espécies e do número de indivíduos (19,40%), observando-se um ligeiro acréscimo dos índices de diversidade e de equabilidade. Este acréscimo deve ter ocorrido em função da redução

da dominância exercida por algumas espécies, como sugere CASTELLANI (1986), permitindo o recrutamento de outras, e em função da perda observada ter ocorrido no conjunto de espécies raras.

No início da revegetação da área, CASTELLANI (1986) observou um significativo aumento dos valores dos índices de diversidade e equabilidade, que acompanhavam a tendência geral de redução da forte relação de dominância exercida, e não o aumento do número de espécies. Considerou, ainda, questionável a tendência teórica do aumento da diversidade e equabilidade ao longo do processo sucessional.

Em diversos estudos, verificou-se o aumento da diversidade nos primeiros anos de sucessão, com posterior redução (AWETO, 1981a; BELL & KOCH, 1980; FOSAMENTIER *et al.*, 1981). Observou-se, também, alta diversidade logo no início do primeiro ano, com diminuição até o quarto ano, quando, então, voltou a aumentar (TRAMER, 1975) ou, ainda, um aumento rápido da diversidade nos primeiros 15 anos, após o qual o aumento se manteve lentamente, até os 65 anos (KNIGHT, 1975).

Verifica-se, portanto, com base nos dados obtidos e na literatura que, durante o período de sucessão, ocorrem oscilações nos valores de diversidade, dependendo da comunidade estudada, do tempo de sucessão e dos fatores de perturbação.

O tipo de ação perturbatória atuante na área, o tamanho da clareira gerada, os mecanismos de regeneração relacionados ao estabelecimento das espécies, assim como a configuração presente nas diferentes comunidades primárias e sua dinâmica de regeneração de espécies, segundo CASTELLANI (1986), têm um papel importante nas tendências da variação da diversidade. A própria distância da fonte de sementes está inversamente relacionada com a diversidade (McCLANAHAN, 1986).

Os possíveis processos que geram e mantêm a diversidade elevada, ou seja, alta riqueza de espécies e uma equitativa abundância relativa de indivíduos por espécie, têm sido discutidos e têm surgido, no plano

teórico, hipóteses relacionando as clareiras com a alta diversidade das espécies nas comunidades (DENSLOW, 1980; MARTÍNEZ-RAMOS, 1985).

3.6. Lianas

No início da sucessão secundária, logo após o incêndio, CASTELLANI (1986) verificou uma forte dominância de trepadeiras, tanto em cobertura, como em biomassa. A maior contribuição foi da espécie anual *Ipomoea purpurea*, que mostrou uma tendência de redução à medida que as copas das espécies arbustivas e arbóreas atingiam maiores alturas. Após esse estágio, a dominância entre as lianas passou a ser exercida por espécies de Euphorbiaceae e Bignoniaceae. O desenvolvimento daquelas espécies acompanhou o crescimento das árvores e arbustos, tornando o estrato inferior paulatinamente menos denso.

No levantamento realizado em 1984, obteve-se, para as espécies com mais de 25 indivíduos, a porcentagem de árvores que apresentaram trepadeiras em suas copas (tabela 33). Observou-se grande variação na porcentagem de indivíduos com lianas, entre as espécies consideradas e entre os tipos de parcelas. Verificou-se um aumento na porcentagem de lianas no sentido das parcelas sem fogo para as de fogo intenso. Notou-se ainda que, dependendo do tipo de parcela, a espécie apresentava porcentagens diferentes de indivíduos com trepadeiras.

Trichilia clausenii uma das espécies arbóreas que apresentaram maiores porcentagens de lianas, teve 21,0% e 66,7% de seus indivíduos com trepadeiras, respectivamente, para as parcelas A e B. *Trema micrantha*, outra das espécies com grande porcentagem de lianas, apresentou 10,7% e 34,7% de lianas nas parcelas B e C, respectivamente. *Aspidosperma polyneuron* teve 38% de seus indivíduos com lianas nas parcelas B, apenas 8,0% nas parcelas A e 0,0% nas parcelas C. *Solanum erianthum* e *Jacaratia spinosa* tiveram as maiores porcentagens de lianas

nas parcelas C. *Celtis iguanaea*, espécie que muitas vezes apresenta características de trepadeira, obteve a menor porcentagem de lianas, com 2,1% nas parcelas tipo B e nenhuma liana nas parcelas A e C.

Verificou-se, portanto, a inexistência de um padrão de preferência de espécies sustentadoras, por parte das lianas. As espécies listadas na tabela 33 possuem características diversas: muitas são arbóreas, outras arbustivas; possuem diferentes tipos de casca no tronco, suas folhas são grandes ou pequenas, simples ou compostas e os troncos apresentam diferentes graus de flexibilidade.

Estas observações discordam, conseqüentemente, das observações e sugestões de PUTZ (1984). Este autor notou que as espécies que eram predominantemente livres de lianas apresentavam tronco e ramos mais flexíveis, rápido crescimento e folhas mais longas do que as espécies que freqüentemente tinham lianas. Sugeriu, ainda, que árvores pioneiras eram geralmente flexíveis, de rápido crescimento e que tinham folhas grandes e compostas, características que as ajudariam a permanecer livres das trepadeiras. Estas distinções não foram observadas no presente trabalho.

A sobrecarga da biomassa das lianas, associada aos ventos fortes, acarretariam a inclinação, a quebra do fuste ou galhos ou, ainda, a morte de indivíduos arbóreos.

Verificou-se (tabela 34) uma baixa porcentagem de indivíduos tombados ou inclinados (inferior a 10,0%), quando se considera o total da população das espécies. Mas, verificou-se mudanças nas porcentagens, analisando-se, em separado, os diferentes tipos de parcelas. *Centrolobium tomentosum* apresentou 42,9% dos indivíduos tombados ou inclinados nas parcelas sem fogo, e nenhum com estas características nos demais tipos de parcelas. *Trema micrantha* e *Solanum erianthum* somente apresentaram indivíduos inclinados nas parcelas onde o fogo foi intenso.

A ocorrência de indivíduos com a copa quebrada também foi baixa (tabela 35). Os valores mais altos foram os obtidos para *Jacaratia*

spinosa e *Trichilia elegans*, cerca de 10,0%, mas com porcentagens diferentes, dependendo do tipo de parcela.

Durante o período de estudos, ocorreram diversas rajadas de vento com intensidades superiores a 15 m/s, ocasionando danos variados. Velocidades compreendidas entre 17 a 21 m/s arrancam ramos delgados das árvores e velocidades entre 25 a 28 m/s chegam a arrancar árvores com as raízes (LINCOLN *et al.*, 1985; VILA, 1971).

De acordo com a tabela 2 (anexo 2), verifica-se que diversas rajadas de vento com intensidade próxima a 20 m/s e, até mesmo um registro de velocidade a 32 m/s, devem ter inclinado, tombado ou quebrado o fuste da maioria das plantas que apresentaram essas características, nos três tipos de parcelas.

A intensidade dos danos ocorridos nas árvores pode ainda ser relacionada com a maior exposição ao vento daquelas plantas remanescentes ao fogo. A ausência de barreiras, que era propiciada por outras árvores, faz com que os indivíduos isolados recebam o impacto dos ventos com maior intensidade, acarretando os danos.

A senescência natural de certos espécimens, resultando em plantas enfraquecidas e estando, desse modo, sujeitas a ataques de pragas e doenças, é um outro fator que ocasiona a inclinação, a quebra dos fustes e mesmo sua morte.

A mortandade dos indivíduos, durante o período de estudos, suplantou o recrutamento nos três tipos de parcelas, com 14,98% de mortalidade nas parcelas sem fogo, 24,96%, nas parcelas com fogo moderado e 33,4%, nas com fogo intenso. Portanto, a porcentagem de mortalidade foi maior nas parcelas queimadas, principalmente onde o fogo foi intenso (tabela 13) e em virtude da diminuição drástica das populações de espécies pioneiras, notadamente de *Trema micrantha* e *Jacaratia spinosa*.

A taxa de mortalidade verificada para muitas florestas, segundo SWAINE *et al.* (1987a) varia de 1 a 2% ao ano e independe da classe de

diâmetro com DAP $\geq$ 10,0 cm. LIEBERMAN & LIEBERMAN (1987) encontraram, para o mesmo valor mínimo de DAP, 2,3% ao ano de mortalidade. Desse modo, as porcentagens maiores obtidas neste trabalho podem ser função da inclusão de plantas acima de 0,5m de altura, com diâmetros muito menores. De acordo com LIEBERMAN & LIEBERMAN (1987) e SWAINE & HALL (1983), a mortalidade de plântulas e plantas jovens é maior que a de adultos. Portanto, é provável que, considerando-se o DAP $\geq$ 10,0 cm, se obtenham valores próximos aos encontrados por aqueles autores.

Segundo BUELL *et al.* (1971), a alta mortalidade nos primeiros anos de sucessão é bastante comum. As causas são diversas e têm origem em fatores abióticos e bióticos. A mortalidade de plântulas está normalmente relacionada com a seca (LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1987). O vento é tido como responsável pela morte das árvores quebradas ou arrancadas (SWAINE *et al.*, 1987b) e a queda de galhos, ramos e folhas de palmeiras provocam a morte de plântulas e plantas jovens, de acordo com os diversos autores citados por CÓRDOBA (1985). Fungos patogênicos, herbívoros, senescência ou o conjunto destes fatores, também ocasionam a morte das árvores (SWAINE *et al.*, 1987b).

Por outro lado, o recrutamento na área queimada foi semelhante para os dois tipos de parcelas, mas superou em mais de duas vezes a porcentagem obtida nas parcelas sem fogo (tabela 13). Nota-se, por conseguinte, que a dinâmica populacional da vegetação, em cada uma das três condições consideradas, é diferente e que as populações estão em ligeiro declínio.

MANOKARAN & KOCHUMMEN (1987), estudando por 34 anos uma floresta de dipterocarpáceas, observaram que a mortalidade excedeu o recrutamento durante os primeiros 16 anos, havendo depois um equilíbrio através do recrutamento e que, no último período de estudo, a taxa de recrutamento aumentou significativamente.

Desse modo, o declínio populacional verificado na Santa Genebra pode ser revertido, devendo ocorrer, provavelmente, oscilações nas taxas de mortalidade e recrutamento, durante as fases de sucessão secundária.

O aspecto atual das parcelas onde foi realizado o presente estudo pode ser observado nas figuras 43, 44 e 45.

4. Análises multivariadas

As ordenações das espécies pelos métodos das análises de componentes principais (PCA), médias recíprocas (RA) e de correspondência corrigida (DCA) posicionaram as espécies típicas da área não queimada e aquelas das áreas queimadas, de uma maneira geral, em sentidos opostos.

Na PCA, *Aspidosperma ramiflorum* e *A. polyneuron*, que ocupavam as primeiras posições de IVI nas parcelas sem fogo, posicionaram-se na ordenação equidistantes de *Trema micrantha*, *Jacaratia spinosa* e *Solanum erianthum*, principalmente no levantamento 1 (1984), espécies estas exclusivas das parcelas queimadas e as mais importantes na área de fogo intenso.

Com o auxílio da RA e da DCA, verificou-se, para os dois levantamentos, que em um dos extremos do eixo I situaram-se *Eusparia pentandra* e *A. ramiflorum*, entre outras, espécies exclusivas ou mais abundantes nas parcelas não queimadas. No outro extremo, destacaram-se *T. micrantha*, *Croton floribundus*, *S. erianthum*, *J. spinosa*, *Abutilon peltatum*, espécies características da área queimada.

As análises de aglomerados dos levantamentos realizados em 1984 e 1987 separaram relativamente bem apenas as parcelas não queimadas das demais.



FIGURA 43 - Aspecto geral da área não queimada, mostrando uma das parcelas estudadas, onde se verifica certo grau de perturbação da vegetação e a ocorrência de *Merostachys* sp. no subosque. Mata da Santa Genebra, Campinas (SP) - 1990.



FIGURA 44 - Aspecto geral da área onde o fogo foi moderado, mostrando uma das parcelas estudadas e, em primeiro plano, o tronco de uma *Trema micrantha*. Mata da Santa Genebra, Campinas (SP) - 1990.



FIGURA 45 - Aspecto geral da área onde o fogo foi intenso, mostrando uma das parcelas estudadas, com a morte de uma árvore adulta de *Trema micrantha* e a ocorrência intensiva de *Merostachys* sp.. Mata da Santa Genebra, Campinas (SP) - 1990.

Os dois agrupamentos observados no levantamento 1 se mantiveram semelhantes na análise do levantamento 2, e as parcelas de fogo moderado e de fogo intenso mostraram uma tendência de formar grupos com um nível maior de similaridade.

Verificou-se que os aglomerados que reuniram as parcelas de fogo moderado e as de fogo intenso, em geral, apresentaram em comum espécies pioneiras, como *S. erianthum*, *T. micrantha*, *C. iguanaea* e *J. spinosa*. Por outro lado, no agrupamento das parcelas da área não queimada, as espécies secundárias *A. ramiflorum*, *M. stipularis* e *T. clausenii* foram as mais freqüentes. O método separou relativamente bem apenas as parcelas não queimadas das demais.

As modificações observadas na comparação dos dendrogramas foram devidas às mudanças na composição florística das parcelas, como a eliminação ou diminuição das populações de muitas espécies pioneiras e o incremento das espécies secundárias nas parcelas queimadas. Esta tendência também pôde ser observada na análise fitossociológica dos dois levantamentos.

Os dados também foram analisados empregando-se a distância euclidiana simples e o agrupamento pelo método de Ward, resultando em dendrogramas com um grau ainda menor de discriminação entre os diferentes tipos de parcelas. Pôde-se observar, apenas, o agrupamento de algumas parcelas da área sem fogo, nos dois levantamentos.

A análise de ordenação das parcelas pela PCA evidenciou, no levantamento de 1984, que as parcelas sem fogo formavam um agrupamento distinto das demais. As parcelas de fogo moderado e intenso mostravam uma certa tendência de formar dois agrupamentos distintos.

Com o passar do tempo (três anos), os três tipos de parcelas tenderam a se agrupar mais, como se fossem formar um único conjunto. As causas dessa tendência advêm das mudanças florísticas ocorridas, conforme anteriormente discutido na análise de aglomerados.

De maneira semelhante, as ordenações pelos métodos da RA e DCA posicionaram a maioria das parcelas sem fogo formando um conjunto e as de fogo moderado e intenso constituindo um outro agrupamento.

A DCA foi desenvolvida por HILL & GAUCH (1980), para corrigir essencialmente duas falhas da RA. Uma delas é a tendência do segundo eixo ser fortemente relacionado com o primeiro, sendo esta relação frequentemente chamada de efeito de arco pelos ecólogos. Alguns pesquisadores crêem que o arco seja um artifício matemático e outros acreditam ser um atributo da estrutura dos dados (WARTENBERG *et al.*, 1987).

A segunda imperfeição da RA se refere à escala dos eixos que, de acordo com HILL & GAUCH (*op. cit.*), não tem um significado claro. A DCA reescalona os dados, tornando mais significativa a distância entre as amostras (WARTENBERG *et al.*, *op. cit.*).

Na ordenação das espécies e parcelas pela RA (figuras 33, 34, 39 e 40) verificou-se que houve uma tendência de formação de arco. Com o emprego da DCA (figuras 35, 36, 41 e 42), notou-se que realmente o efeito de arco foi corrigido, sem comprometer de modo geral, no caso, a interpretação dos resultados.

Por outro lado, a DCA, ao corrigir este efeito, re-arranjou o conjunto de espécies e de parcelas em estudo, fazendo com que os atributos que se posicionavam próximos à intersecção dos eixos I e II fossem substituídos por outros, aos quais não se pode mais dar a mesma interpretação.

Próximas à intersecção dos eixos, na RA para os dados do levantamento 1, posicionaram-se *Holocalyx balansae*, *Piptadenia gonoacantha*, *Hybanthus atropurpureus*, *Centrolobium tomentosum* e *Coffea arabica*, espécies que ocorreram nos três tipos de parcelas. Com a utilização da DCA, ficaram posicionadas naquela situação *Solanum erianthum*, *Croton floribundus*, *Jacaratia spinosa*, *Cordia* sp. e *Ilex*

cerasifolia, as quais, excluindo a última delas, são espécies encontradas somente na área queimada.

No levantamento 2 notou-se, igualmente, que na intersecção dos eixos da RA, situaram-se espécies que ocorriam nos três tipos de parcelas. Com o emprego da DCA, também verificou-se que as espécies locadas na intersecção dos eixos são outras e que ocorriam apenas nas parcelas onde houve a presença do fogo, salvo uma única espécie, que foi encontrada nos três tipos de parcelas. De maneira semelhante, observaram-se mudanças, quando se empregaram os dois métodos para a análise das parcelas.

Embora muitos autores tenham considerado o método da DCA mais significativo e de mais fácil interpretação do que a PCA, a RA e outros, WARTENBERG *et al.* (1987) argumentaram que não há uma justificativa empírica e tampouco teórica para o método, visto ser a DCA, de acordo com seus idealizadores, um ajustamento *ad hoc* da RA.

O emprego das análises multivariadas neste estudo, tanto a análise de aglomerados, que considerou a presença/ausência de espécies, como as análises de ordenação (PCA, RA e DCA), que utilizaram espécies/número de indivíduos, distinguiram as parcelas sem fogo, embora, em todos os casos, uma ou duas parcelas, consideradas previamente em campo como pertencentes a este conjunto, tenham ficado fora do agrupamento. As espécies e/ou parcelas típicas da área queimada e da área não queimada, de um modo geral, foram posiocionadas em sentidos opostos, sugerindo a existência de um gradiente.

Praticamente não se distinguiram as parcelas de fogo moderado e de fogo intenso como dois conjuntos separados, embora, para o levantamento 1, se observasse certa tendência de segregação. Esta tendência não é observada quando se analisa o levantamento 2, fato que é justificável através da análise fitossociológica daqueles dois grupos de parcelas, quando se verificou maior aproximação dos dois conjuntos.

No campo, por ocasião da demarcação das parcelas foi considerada a fisionomia da vegetação. Não se conhecia previamente a flora do sítio que se pretendia estudar.

O uso dos dados florísticos globais dos dois levantamentos e o conhecimento prévio do comportamento das espécies quanto ao estágio sucessional, permitiram analisar, apenas, a perda e o recrutamento de espécies pioneiras e secundárias.

Com o emprego da análise florística para cada uma das três áreas, detectou-se, também, a perda e o recrutamento de espécies pioneiras e secundárias. Além disto, verificou-se a ocorrência de espécies exclusivas de cada uma das áreas e foi possível distinguir a área não queimada das demais.

Por outro lado, com a utilização da análise fitossociológica global foi possível analisar-se o comportamento das populações de cada espécie, obtendo-se mais informações do que as das análises florísticas. No entanto, a fitossociologia global mascarou as diferenças observadas em campo, para as três áreas.

O emprego da análise fitossociológica para cada uma das três situações, permitiu caracterizá-las distintamente. Com o conhecimento das características sucessionais das espécies, pôde-se fazer inferências a respeito do estágio sucessional das áreas. Deste modo, conclui-se que deve haver uma homogeneidade no mínimo fisionômica para o emprego da análise fitossociológica.

Sugere-se, portanto, para os estudos sobre os processos de sucessão secundária, o uso dos métodos de análise fitossociológica, comparando-se a mesma área, em anos sucessivos, ou áreas distintas, mas com histórico conhecido, pois estes métodos permitem identificar e discriminar um grande conjunto de informações.

CONCLUSÕES

1 - Na área sem fogo, as espécies mais importantes foram *Aspidosperma ramiflorum*, *A. polyneuron*, *Merostachys* sp. e *Piptadenia gonoacantha*, comuns nas matas mais conservadas, corroborando, deste modo, as considerações sobre seu caráter de espécies secundárias.

2 - Na área onde o fogo foi intenso, dentre as espécies mais importantes, destacaram-se *Trema micrantha*, *Jacaratia spinosa* e *Solanum erianthum*, comuns em clareiras e áreas degradadas, e que caracterizam-se como pioneiras.

3 - O declínio dos valores de IVI de famílias como Ulmaceae, Caricaceae e Solanaceae e o acréscimo desses valores em outras, como Anacardiaceae, Apocynaceae, Mimosaceae e Rutaceae, estão relacionados, respectivamente, com a redução das populações das espécies pioneiras e com a expansão das populações das espécies secundárias.

4 - A diminuição do número e da importância das espécies pioneiras e o aumento do número e da importância das espécies secundárias revelam uma evolução dos estádios sucessionais da área.

5 - A vegetação da área queimada foi proveniente de sementes disseminadas após a ação do fogo, do banco de sementes do solo e da rebrota de caules subterrâneos e raízes. As espécies pioneiras parecem não colonizar a área através de rebrota.

6 - A dinâmica populacional da vegetação, em cada uma das três condições consideradas, foi diferente. As populações e o número de espécies estavam em ligeiro declínio, mais acentuadamente nas espécies pioneiras. Novas amostragens, em função do tempo, são necessárias, para se verificar se estas tendências se mantêm.

7 - O aumento de IVI de *Celtis iguanaea*, nas áreas queimadas, associado ao seu hábito de crescimento e à diminuição das populações de

espécies pioneiras, pode segurar ou mesmo reverter o processo de sucessão nestas áreas.

8 - As porcentagens de indivíduos tombados, inclinados ou com a copa quebrada foram baixas para cada espécie estudada e variaram de acordo com o tipo de parcela.

9 - Não foi verificado um padrão de preferência das lianas por espécies sustentadoras, embora tenha-se encontrado uma grande variação de porcentagem de indivíduos com lianas entre as diferentes espécies consideradas, nas diferentes parcelas.

10 - As parcelas sem fogo representam uma amostra da mata com características florísticas e estruturais semelhantes às outras matas estudadas no interior paulista.

11 - Verificou-se que a germinação de sementes de *Trema micrantha* foi independente da presença de luz. Portanto, a ocorrência da espécie em clareiras deve estar relacionada com o estabelecimento das plântulas, que somente sobrevivem na presença de luz.

12 - A análise florística comparativa com os dados obtidos por CASTELLANI (1986) revelou que somente 25 espécies foram comuns, das 81 encontradas nas parcelas de fogo intenso. Essa grande diferença inviabiliza a hipótese da "Composição Florística Inicial" de EGLER (1954) e contraria, em parte, o modelo de "Tolerância", de CONNELL & SLATYER (1977).

13 - Deve-se ter muita cautela na interpretação dos padrões de distribuição das classes de diâmetro apresentados por KNIGHT (1975) e por BONGERS *et al.* (1988), quando se pretende relacioná-los com a idade dos indivíduos, principalmente na análise das populações de espécies pioneiras. O diâmetro dos indivíduos pioneiros parece estar relacionado com o vigor e não com a idade da planta. Para a comparação de anos subseqüentes através do método de BONGERS *et al.* (*op. cit.*), devem ser utilizadas as classes de diâmetro definidas para a primeira amostragem.

14 - O emprego das análises multivariadas - análise de aglomerados, que considerou a presença/ausência de espécies - assim como as análises de ordenação - PCA, RA e DCA, que utilizaram espécies/número de indivíduos - não revelaram claramente as diferenças que foram observadas em campo, para as três áreas.

15 - A análise fitossociológica caracterizou com propriedade as três áreas estudadas, fornecendo uma série de informações que facilitaram a compreensão do papel de cada espécie em relação a sua comunidade. Este tipo de análise, associado ao conhecimento da biologia das espécies, como o ciclo de vida, a tolerância à sombra, a dispersão de sementes, etc., fornecem subsídios para a identificação do estágio seral da comunidade.

ANEXO 1

TABELA 1- Balanço hídrico seqüencial segundo THORNTHWAIT & MATHER (1955), para o período de 1981 a 1987, para a região de Campinas. Posto de primeira classe a 22° 54'S e 47° 05'W e a 669m de altitude. Fonte: Seção de Climatologia Agrícola do Instituto Agrônômico de Campinas. (EP=evapotranspiração; P=precipitação; ARM=armazenamento; ER=evapotranspiração real; DEF=deficiência; EXC=excedente). Capacidade de armazenamento: 300mm.

Anos	TEMP °C	EP mm	P mm	P-EP mm	ARM mm	ER mm	DEF mm	EXC mm
1981								
JAN	23.0	113	207	94	300	113	0	94
FEV	24.2	110	98	-12	288	110	0	0
MAR	23.0	103	117	14	300	103	0	2
ABR	20.6	74	21	-53	251	70	4	0
MAI	20.0	68	25	-43	218	58	10	0
JUN	16.3	40	67	27	245	40	0	0
JUL	15.7	39	8	-31	221	32	7	0
AGO	18.9	62	14	-48	188	47	15	0
SET	21.6	85	6	-79	145	49	36	0
OUT	19.8	76	289	213	300	76	0	58
NOV	22.7	105	144	39	300	105	0	39
DEZ	22.1	104	140	36	300	104	0	36
TOTAL	20.7	979	1136	157	-	907	72	229
1982								
JAN	22.0	102	268	166	300	102	0	166
FEV	23.9	107	124	17	300	107	0	17
MAR	22.0	93	208	115	300	93	0	115
ABR	19.6	67	69	2	300	67	0	2
MAI	17.6	51	33	-18	283	50	1	0
JUN	18.4	54	171	117	300	54	0	100
JUL	17.8	52	27	-25	276	51	1	0
AGO	19.2	64	36	-28	251	61	3	0
SET	20.2	74	4	-70	199	56	18	0
OUT	21.1	88	210	122	300	88	0	21
NOV	23.3	111	157	46	300	111	0	46
DEZ	21.3	96	345	249	300	96	0	249
TOTAL	20.5	959	1652	693	-	936	23	716
1983								
JAN	22.9	112	268	156	300	112	0	156
FEV	23.4	102	261	159	300	102	0	159
MAR	21.7	90	249	159	300	90	0	159
ABR	21.2	79	141	62	300	79	0	62
MAI	19.9	67	258	191	300	67	0	191
JUN	17.5	48	161	113	300	48	0	113
JUL	18.6	57	39	-18	283	56	1	0
AGO	18.6	60	3	-57	234	52	8	0
SET	18.2	58	225	167	300	58	0	101
OUT	20.7	84	90	6	300	84	0	6
NOV	22.4	102	140	38	300	102	0	38
DEZ	22.4	107	277	170	300	107	0	170
TOTAL	20.6	966	2112	1146	-	957	9	1155

continuação da tabela 1

ANO	TEMP °C	EP mm	P mm	P-EP mm	ARM mm	ER mm	DEF mm	EXC mm
1984								
JAN	24.3	126	188	62	300	126	0	62
FEV	25.5	123	36	-87	224	112	11	0
MAR	23.4	105	81	-24	207	98	7	0
ABR	21.0	75	153	78	285	75	0	0
MAI	20.5	69	56	-13	273	68	1	0
JUN	18.7	53	0	-53	229	44	9	0
JUL	19.0	57	2	-55	190	41	16	0
AGO	17.9	52	128	76	266	52	0	0
SET	19.1	62	90	28	294	62	0	0
OUT	22.7	102	20	-82	224	90	12	0
NOV	22.8	104	128	24	248	104	0	0
DEZ	22.3	104	254	150	300	104	0	98
TOTAL	21.4	1032	1136	104		976	56	160
1985								
JAN	22.4	105	178	73	235	105	0	0
FEV	23.8	105	155	50	285	105	0	0
MAR	23.1	103	198	95	300	103	0	80
ABR	21.8	83	96	13	300	83	0	13
MAI	18.4	55	65	10	300	55	0	10
JUN	16.0	38	16	-22	279	37	1	0
JUL	16.4	42	4	-38	246	37	5	0
AGO	19.7	67	14	-53	206	54	13	0
SET	20.2	72	93	21	227	72	0	0
OUT	22.6	102	8	-94	166	69	33	0
NOV	23.2	109	105	-4	164	107	2	0
DEZ	23.5	119	115	-4	162	117	2	0
TOTAL	20.9	1000	1047	47	-	944	56	103
1986								
JAN	23.9	122	124	2	300	122	0	2
FEV	23.2	99	205	106	300	99	0	106
MAR	22.9	101	204	103	300	101	0	103
ABR	22.1	86	29	-57	248	81	5	0
MAI	19.9	66	137	71	300	66	0	19
JUN	17.8	48	0	-48	256	44	4	0
JUL	17.0	45	11	-34	228	39	6	0
AGO	18.9	60	156	96	300	60	0	24
SET	19.9	69	34	-35	267	67	2	0
OUT	21.5	91	67	-24	246	88	3	0
NOV	23.2	109	138	29	275	109	0	0
DEZ	22.1	103	406	303	300	103	0	278
TOTAL	21.0	999	1511	512	-	979	20	532

conclusão da tabela 1

ANO	TEMP °C	EP mm	P mm	P-EP mm	ARM mm	ER mm	DEF mm	EXC mm
1987								
JAN	23.6	119	302	183	300	119	0	124
FEV	23.0	97	109	12	300	97	0	12
MAR	22.5	97	217	120	300	97	0	120
ABR	22.1	86	59	-27	274	85	1	0
MAI	18.3	55	240	185	300	55	0	159
JUN	16.3	40	77	37	300	40	0	37
JUL	19.0	59	10	-49	255	55	4	0
AGO	18.2	56	9	-47	218	46	10	0
SET	19.2	64	68	4	222	64	0	0
OUT	22.2	98	62	-36	197	87	11	0
NOV	23.2	109	46	-63	160	83	26	0
DEZ	23.2	115	196	81	241	115	0	0
TOTAL	20.9	995	1395	400	-	943	52	452

ANEXO 2

TABELA 2 - Dados da velocidade das rajadas de vento, expressos em metros por segundo, para o período de 1981 a 1987. Campinas, SP. Posto de primeira classe, a 22° 54'S e 47° 05'W e a 669m de altitude. Fonte: Seção de Climatologia Agrícola do Instituto Agronômico, Campinas, SP.

MÊS	ANOS						
	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
	dia/vel	dia/vel	dia/vel	dia/vel	dia/vel	dia/vel	dia/vel
JAN	-	-	-	4/15 5/15	-	19/17	-
FEV	9/15 18/18	-	17/15 18/16	28/26	3/15	17/17	2/18 28/20
MAR	-	-	17/15	1/20	9/15	-	-
ABR	-	-	-	-	-	25/18	-
MAI	-	-	7/15 7/18 18/15 27/15 27/21	16/20	-	11/26	7/19 14/16
JUN	-	29/18 29/18 29/18 29/16	-	-	-	-	5/15
JUL	-	-	7/15 7/15 7/16	-	-	-	-
AGO	-	-	-	1/15	31/16	30/16	-
SET	-	-	14/15 17/18 22/18	15/20 19/15 24/16 25/19	1/17 22/16	-	9/20 26/20
OUT	15/16	22/24	16/15	-	-	-	12/16
NOV	-	10/17 19/15 25/15	28/15	-	-	-	8/16
DEZ	-	-	19/15 31/19 31/17	4/19 10/32	-	4/18 22/15 23/19	1/15 3/18

ANEXO 3

TABELA 14 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; No.pc. = número de parcelas; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1984 - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Trema micrantha</i>	201	25	59.52	1914.29	7.9218	8.62	25.98	3.29	37.89	34.60
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	314	32	76.19	2990.48	.3587	13.47	1.18	4.21	18.86	14.65
<i>Merostachys</i> sp.	27	14	33.33	257.14	3.2298	1.16	10.59	1.84	13.59	11.75
<i>Jacaratia spinosa</i>	147	23	54.76	1400.00	1.2239	6.31	4.01	3.03	13.35	10.32
<i>Celtis iguanaea</i>	164	35	83.33	1561.90	.1598	7.04	.52	4.61	12.16	7.56
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	78	22	52.38	742.86	1.3388	3.35	4.39	2.89	10.63	7.74
<i>Solanum erianthum</i>	53	20	47.62	504.76	1.6671	2.27	5.47	2.63	10.37	7.74
<i>Galipea jasminiflora</i>	78	24	57.14	742.86	1.1435	3.35	3.75	3.16	10.25	7.10
<i>Urera baccifera</i>	99	24	57.14	942.86	.8439	4.25	2.77	3.16	10.17	7.01
<i>Piptadenia gonocantha</i>	73	22	52.38	695.24	1.1123	3.13	3.65	2.89	9.67	6.78
<i>Astronium graveolens</i>	56	20	47.62	533.33	1.2014	2.40	3.94	2.63	8.97	6.34
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	90	13	30.95	857.14	.4316	3.86	1.42	1.71	6.99	5.28
<i>Centrolobium tomentosum</i>	32	12	28.57	304.76	.9942	1.37	3.26	1.58	6.21	4.63
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>	52	26	61.90	495.24	.0899	2.23	.29	3.42	5.95	2.53
<i>Trichilia clauseni</i>	25	12	28.57	238.10	.9146	1.07	3.00	1.58	5.65	4.07
<i>Holocalyx balansae</i>	27	18	42.86	257.14	.5075	1.16	1.66	2.37	5.19	2.82
<i>Polygala klotzschii</i>	52	18	42.86	495.24	.0139	2.23	.05	2.37	4.64	2.28
desconhecida	26	14	33.33	247.62	.3571	1.12	1.17	1.04	4.13	2.29
<i>Hetrodorea stipularis</i>	33	17	40.48	314.29	.0772	1.42	.25	2.24	3.91	1.67
<i>Croton salutaris</i>	25	8	19.05	238.10	.5020	1.07	1.65	1.05	3.77	2.72
<i>Trichilia elegans</i>	29	15	35.71	276.19	.0938	1.24	.31	1.97	3.53	1.55
<i>Actinostemon communis</i>	33	12	28.57	314.29	.1003	1.42	.33	1.58	3.32	1.74
<i>Croton floribundus</i>	36	12	28.57	342.86	.0504	1.54	.17	1.58	3.29	1.71
<i>Cusparia pentandra</i>	39	5	11.90	371.43	.2690	1.67	.88	.66	3.21	2.56
<i>Jacaranda macrantha</i>	2	2	4.76	19.05	.8618	.09	2.83	.26	3.17	2.91
<i>Zanthoxylum</i> aff. <i>nemorale</i>	3	2	4.76	28.57	.8158	.13	2.67	.26	3.07	2.80
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	30	10	23.81	285.71	.0522	1.29	.17	1.32	2.77	1.46
<i>Ruellia griseisans</i>	32	7	16.67	304.76	.0230	1.37	.08	.92	2.37	1.45
<i>Decropia</i> sp.	16	11	26.19	152.38	.0590	.69	.19	1.45	2.33	.88
<i>Pachystroma longifolium</i>	1	1	2.38	9.52	.6554	.04	2.15	.13	2.32	2.19
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	11	5	11.90	104.76	.3627	.47	1.19	.66	2.32	1.66
<i>Lasiacis ligulata</i>	13	9	21.43	123.81	.1126	.56	.37	1.18	2.11	.93
<i>Coffea arabica</i>	20	8	19.05	190.48	.0178	.86	.06	1.05	1.97	.92
<i>Ocotea puberula</i>	10	7	16.67	95.24	.1844	.43	.60	.92	1.95	1.03
<i>Securinega guaraiuva</i>	6	5	11.90	57.14	.3165	.26	1.04	.66	1.95	1.30
<i>Casearia gossypiosperma</i>	16	9	21.43	152.38	.0177	.69	.06	1.18	1.93	.74
<i>Hetrodorea nigra</i>	15	8	19.05	142.86	.0467	.64	.15	1.05	1.85	.80
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	17	7	16.67	161.90	.0183	.73	.06	.92	1.71	.79
<i>Abutilon peltatum</i>	13	6	14.29	123.81	.1072	.56	.35	.79	1.70	.91
<i>Eugenia gardneriana</i>	10	8	19.05	95.24	.0426	.43	.14	1.05	1.62	.57
<i>Psychotria leiocarpa</i>	14	7	16.67	133.33	.0130	.60	.04	.92	1.56	.64
<i>Ilex cerasifolia</i>	11	7	16.67	104.76	.0297	.47	.10	.92	1.49	.57
<i>Psychotria vauthierii</i>	15	6	14.29	142.86	.0169	.64	.06	.79	1.49	.70
<i>Ficus glabra</i>	18	4	9.52	171.43	.0415	.77	.14	.53	1.43	.91
<i>Eriotheca candolleana</i>	1	1	2.38	9.52	.3720	.04	1.22	.13	1.39	1.26
<i>Cordia</i> sp. 1	12	5	11.90	114.29	.0592	.51	.19	.66	1.37	.71
<i>Acacia paniculata</i>	16	4	9.52	152.38	.0063	.69	.02	.53	1.23	.71
Rubiaceae	12	5	11.90	114.29	.0165	.51	.05	.66	1.23	.57
<i>Hymenaea courbaril</i>	2	2	4.76	19.05	.2343	.09	.77	.26	1.12	.85
<i>Myrcogenia campestre</i>	11	3	7.14	104.76	.0756	.47	.25	.39	1.11	.72
<i>Trichilia pallida</i>	6	5	11.90	57.14	.0607	.26	.20	.66	1.11	.46
<i>Alchornea iricurana</i>	5	5	11.90	47.62	.0292	.21	.10	.66	.97	.31
<i>Piper mollicomum</i>	5	5	11.90	47.62	.0160	.21	.05	.66	.92	.27
<i>Rapanea umbellata</i>	5	5	11.90	47.62	.0063	.21	.02	.66	.89	.24
<i>Hybanthus brevicaulis</i>	14	2	4.76	133.33	.0056	.60	.02	.26	.88	.62
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1	1	2.38	9.52	.2061	.04	.68	.13	.85	.72
<i>Cyphomandra cornigera</i>	4	4	9.52	38.10	.0243	.17	.08	.53	.78	.25
<i>Vernonia polyanthes</i>	5	4	9.52	47.62	.0067	.21	.02	.53	.76	.24
<i>Cariniana legalis</i>	4	4	9.52	38.10	.0053	.17	.02	.53	.72	.19
<i>Zanthoxylum hiemale</i>	2	2	4.76	19.05	.1096	.09	.36	.26	.71	.45
<i>Trichilia catigua</i>	3	3	7.14	28.57	.0447	.13	.15	.39	.67	.28
<i>Aloysia virgata</i>	6	3	7.14	57.14	.0017	.26	.01	.39	.66	.26
<i>Nectandra saligna</i>	5	3	7.14	47.62	.0109	.21	.04	.39	.64	.25
<i>Solanum capsicoides</i>	5	3	7.14	47.62	.0082	.21	.03	.39	.64	.24
<i>Inga fagifolia</i>	5	3	7.14	47.62	.0065	.21	.02	.39	.63	.24
<i>Solanum gnaphalocarpum</i>	5	3	7.14	47.62	.0034	.21	.01	.39	.62	.23
<i>Eugenia olivacea</i>	4	3	7.14	38.10	.0161	.17	.05	.39	.62	.22
<i>Sequoiaria langsdorfii</i>	4	3	7.14	38.10	.0136	.17	.04	.39	.61	.22
<i>Vernonia diffusa</i>	4	3	7.14	38.10	.0109	.17	.04	.39	.60	.21
<i>Aegiphylia sellowiana</i>	4	3	7.14	38.10	.0065	.17	.02	.39	.59	.19
<i>Solanum acerosum</i>	4	3	7.14	38.10	.0024	.17	.01	.39	.57	.18
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	3	3	7.14	28.57	.0106	.13	.03	.39	.56	.16
<i>Ixora gardneriana</i>	3	3	7.14	28.57	.0051	.13	.02	.39	.54	.15
<i>Athenaea picta</i>	3	3	7.14	28.57	.0051	.13	.02	.39	.54	.15
<i>Guapira olfersiana</i>	1	1	2.38	9.52	.1095	.04	.36	.13	.53	.40

conclusão da tabela 14

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IV1	IUC
<i>Acacia polyphylla</i>	4	2	4.76	38.10	.0176	.17	.06	.26	.49	.23
<i>Eugenia aff. florida</i>	3	2	4.76	28.57	.0262	.13	.09	.26	.48	.21
<i>Celtis</i> sp	4	2	4.76	38.10	.0025	.17	.01	.26	.44	.18
<i>Machaerium acutifolium</i>	1	1	2.38	9.52	.0778	.04	.26	.13	.43	.30
<i>Solanum</i> sp 1	1	1	2.38	9.52	.0733	.04	.24	.13	.41	.28
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	2	4.76	28.57	.0043	.13	.01	.26	.41	.14
<i>Guapira opposita</i>	2	2	4.76	19.05	.0124	.09	.04	.26	.39	.13
<i>Cabralea canjerana</i>	1	1	2.38	9.52	.0633	.04	.21	.13	.38	.25
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	2	4.76	19.05	.0086	.09	.03	.26	.38	.11
<i>Psychotria pubigera</i>	2	2	4.76	19.05	.0049	.09	.02	.26	.37	.10
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	2	2	4.76	19.05	.0040	.09	.01	.26	.36	.10
<i>Lippia chamissonis</i>	2	2	4.76	19.05	.0031	.09	.01	.26	.36	.10
<i>Stylosyne warmingii</i>	2	2	4.76	19.05	.0017	.09	.01	.26	.35	.09
<i>Feltophorum dubium</i>	2	2	4.76	19.05	.0012	.09	.00	.26	.35	.09
Myrtaceae 4	1	1	2.38	9.52	.0479	.04	.16	.13	.33	.20
<i>Psychotria hastisepala</i>	4	1	2.38	38.10	.0065	.17	.02	.13	.32	.19
<i>Solanum</i> sp 6	1	1	2.38	9.52	.0336	.04	.11	.13	.28	.15
<i>Vernonia</i> sp	3	1	2.38	28.57	.0065	.13	.02	.13	.28	.15
<i>Solanum</i> sp 4	1	1	2.38	9.52	.0306	.04	.10	.13	.27	.14
<i>Olyra micrantha</i>	3	1	2.38	28.57	.0015	.13	.00	.13	.27	.13
<i>Sebastiania edwalliana</i>	1	1	2.38	9.52	.0218	.04	.07	.13	.25	.11
Myrtaceae 2	2	1	2.38	19.05	.0046	.09	.02	.13	.23	.10
Myrtaceae 3	2	1	2.38	19.05	.0036	.09	.01	.13	.23	.10
<i>Rollinia silvatica</i>	1	1	2.38	9.52	.0158	.04	.05	.13	.23	.09
<i>Picramnia warmingiana</i>	1	1	2.38	9.52	.0151	.04	.05	.13	.22	.09
<i>Solanum</i> sp 5	2	1	2.38	19.05	.0009	.09	.00	.13	.22	.09
<i>Chomeilia</i> sp	2	1	2.38	19.05	.0005	.09	.00	.13	.22	.09
<i>Olyra latifolia</i>	1	1	2.38	9.52	.0108	.04	.04	.13	.21	.08
<i>Triumfetta bartramia</i>	1	1	2.38	9.52	.0092	.04	.03	.13	.20	.07
<i>Pisonia ambigua</i>	1	1	2.38	9.52	.0086	.04	.03	.13	.20	.07
<i>Myroxylon peruiferum</i>	1	1	2.38	9.52	.0077	.04	.03	.13	.20	.07
<i>Acacia aff. riparia</i>	1	1	2.38	9.52	.0077	.04	.03	.13	.20	.07
Compositae	1	1	2.38	9.52	.0063	.04	.02	.13	.20	.06
Solanaceae 3	1	1	2.38	9.52	.0047	.04	.02	.13	.19	.06
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	1	2.38	9.52	.0047	.04	.02	.13	.19	.06
<i>Bauhinia aff. pruinosa</i>	1	1	2.38	9.52	.0047	.04	.02	.13	.19	.06
<i>Citronella megaphylla</i>	1	1	2.38	9.52	.0047	.04	.02	.13	.19	.06
Solanaceae 2	1	1	2.38	9.52	.0043	.04	.01	.13	.19	.06
<i>Cordia polycephala</i>	1	1	2.38	9.52	.0036	.04	.01	.13	.19	.05
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	1	2.38	9.52	.0036	.04	.01	.13	.19	.05
<i>Solanum concinnum</i>	1	1	2.38	9.52	.0036	.04	.01	.13	.18	.05
<i>Cordia</i> sp 2	1	1	2.38	9.52	.0027	.04	.01	.13	.18	.05
<i>Solanum</i> sp 2	1	1	2.38	9.52	.0027	.04	.01	.13	.18	.05
<i>Solanum</i> sp 3	1	1	2.38	9.52	.0027	.04	.01	.13	.18	.05
<i>Ottonia propinqua</i>	1	1	2.38	9.52	.0024	.04	.01	.13	.18	.05
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	1	1	2.38	9.52	.0019	.04	.01	.13	.18	.05
Myrtaceae 1	1	1	2.38	9.52	.0015	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Pavonia sepium</i>	1	1	2.38	9.52	.0015	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Heliotropium transalpinum</i>	1	1	2.38	9.52	.0015	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Lantana</i> sp	1	1	2.38	9.52	.0013	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Senna speciosa</i>	1	1	2.38	9.52	.0013	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Strychnos</i> sp	1	1	2.38	9.52	.0013	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Acacia</i> sp	1	1	2.38	9.52	.0013	.04	.00	.13	.18	.05
Solanaceae 1	1	1	2.38	9.52	.0013	.04	.00	.13	.18	.05
Euphorbiaceae	1	1	2.38	9.52	.0013	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Solanum swartzianum</i>	1	1	2.38	9.52	.0011	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Psychotria</i> sp	1	1	2.38	9.52	.0009	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Aesiphilia</i> sp	1	1	2.38	9.52	.0009	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Eugenia uniflora</i>	1	1	2.38	9.52	.0009	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Capsicum frutescens*</i>	1	1	2.38	9.52	.0009	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Chlorophora tinctoria</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
Myrtaceae 5	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Alchorhizus edulis</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Coutarea hexandra</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Sida</i> sp	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Prockia crucis</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Pisonia aculeata</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Eugenia ligustrina</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.04	.00	.13	.18	.05
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	1	2.38	9.52	.0005	.04	.00	.13	.18	.04
<i>Ocotea pretiosa</i>	1	1	2.38	9.52	.0005	.04	.00	.13	.18	.04
<i>Trichilia</i> sp	1	1	2.38	9.52	.0003	.04	.00	.13	.18	.04
<i>Solanum americanum</i>	1	1	2.38	9.52	.0003	.04	.00	.13	.18	.04
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	1	2.38	9.52	.0003	.04	.00	.13	.18	.04
<i>Zanthoxylum</i> sp	1	1	2.38	9.52	.0001	.04	.00	.13	.17	.04
<i>Acacia aff. glomerosa</i>	1	1	2.38	9.52	.0001	.04	.00	.13	.17	.04
<i>Patagonula americana</i>	1	1	2.38	9.52	.0001	.04	.00	.13	.17	.04

ANEXO 4

TABELA 15 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; No.pc. = número de parcelas; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1987 - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Trema micrantha</i>	80	21	50.00	761.90	9.7857	4.01	28.16	2.93	35.10	32.17
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	300	33	78.57	2857.14	.4114	15.04	1.18	4.61	20.83	16.22
<i>Merostachys</i> sp.	26	14	33.33	247.62	4.6340	1.30	13.33	1.96	16.59	14.64
<i>Celtis iguanaea</i>	165	32	76.19	1571.43	.3267	8.27	.94	4.47	13.68	9.21
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	75	22	52.38	714.29	1.6515	3.76	4.75	3.07	11.58	8.51
<i>Galipea jasminiflora</i>	71	24	57.14	676.19	1.4284	3.56	4.11	3.35	11.02	7.67
<i>Piptadenia gonocantha</i>	81	20	47.62	771.43	1.3538	4.06	3.90	2.79	10.75	7.96
<i>Astronium graveolens</i>	71	21	50.00	676.19	1.4301	3.56	4.11	2.93	10.61	7.67
<i>Urera baccifera</i>	83	22	52.38	790.48	1.1330	4.16	3.26	3.07	10.49	7.42
<i>Jacaratia spinosa</i>	60	20	47.62	571.43	.8986	3.01	2.59	2.79	8.39	5.59
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	85	13	30.95	809.52	.4613	4.26	1.33	1.82	7.40	5.59
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>	57	25	59.52	542.86	.1809	2.86	.52	3.49	6.87	3.38
<i>Centrolobium tomentosum</i>	27	14	33.33	257.14	1.0586	1.35	3.05	1.96	6.35	4.40
<i>Polygala klotzschii</i>	58	19	45.24	552.38	.0198	2.91	.06	2.65	5.62	2.96
<i>Trichilia clausenii</i>	21	13	30.95	200.00	.9555	1.05	2.75	1.82	5.62	3.80
<i>Holocalyx balansae</i>	25	17	40.48	238.10	.6270	1.25	1.80	2.37	5.43	3.06
<i>Actinostemon communis</i>	44	17	40.48	419.05	.1000	2.21	.29	2.37	4.87	2.49
<i>Metrodorea stipularis</i>	33	18	42.86	314.29	.0850	1.65	.24	2.51	4.41	1.90
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	40	12	28.57	380.95	.0725	2.01	.21	1.68	3.89	2.21
<i>Croton salutaris</i>	16	7	16.67	152.38	.6405	.80	1.84	.98	3.62	2.64
<i>Croton floribundus</i>	35	9	21.43	333.33	.1707	1.75	.49	1.26	3.50	2.25
<i>Cusparia pentandra</i>	38	5	11.90	361.90	.2971	1.90	.85	.70	3.46	2.76
<i>Solanum erianthum</i>	10	7	16.67	95.24	.6643	.50	1.91	.98	3.39	2.41
<i>Trichilia elegans</i>	24	14	33.33	228.57	.0414	1.20	.12	1.96	3.28	1.32
<i>Zanthoxylum</i> aff. <i>nemorale</i>	3	2	4.76	28.57	.8653	.15	2.49	.28	2.92	2.64
<i>Jacaranda macrantha</i>	2	2	4.76	19.05	.8716	.10	2.51	.28	2.89	2.61
<i>Lonchocarpus muehlenbergianus</i>	14	7	16.67	133.33	.4019	.70	1.16	.98	2.84	1.86
<i>Pachystroma longifolium</i>	1	1	2.38	9.52	.8047	.05	2.32	.14	2.51	2.37
<i>Cecropia</i> sp.	11	10	23.81	104.76	.1691	.55	.49	1.40	2.43	1.04
<i>Lasiacis ligulata</i>	13	10	23.81	123.81	.0856	.65	.25	1.40	2.29	.90
<i>Metrodorea nigra</i>	17	9	21.43	161.90	.0559	.85	.16	1.26	2.27	1.01
<i>Ilex cerasifolia</i>	15	9	21.43	142.86	.0237	.75	.07	1.26	2.08	.82
<i>Coffea arabica</i>	17	8	19.05	161.90	.0261	.85	.08	1.12	2.04	.93
<i>Ocotea puberula</i>	10	7	16.67	95.24	.1849	.50	.53	.98	2.01	1.03
<i>Casearia gossypiosperma</i>	13	9	21.43	123.81	.0184	.65	.05	1.26	1.96	.70
<i>Securinea guaraiuva</i>	6	5	11.90	57.14	.3337	.30	.96	.70	1.96	1.20
<i>Abutilon peltatum</i>	13	7	16.67	123.81	.1086	.65	.31	.98	1.94	.90
<i>Ficus glabra</i>	21	5	11.90	200.00	.0609	1.05	.18	.70	1.93	1.20
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	17	7	16.67	161.90	.0226	.85	.07	.98	1.89	.92
<i>Ruellia graecisana</i>	23	4	9.52	219.05	.0164	1.15	.05	.56	1.76	1.20
<i>Eugenia gardneriana</i>	9	8	19.05	85.71	.0547	.45	.16	1.12	1.73	.61
<i>Psychotria leiocarpa</i>	13	7	16.67	123.81	.0162	.65	.05	.98	1.68	.70
<i>Cariniana legalis</i>	8	8	19.05	76.19	.0105	.40	.03	1.12	1.55	.43
<i>Acacia paniculata</i>	15	4	9.52	142.86	.0092	.75	.03	.56	1.34	.78
<i>Cordia</i> sp. 1	9	5	11.90	85.71	.0642	.45	.18	.70	1.33	.64
<i>Eriotheca candolleana</i>	1	1	2.38	9.52	.3923	.05	1.13	.14	1.32	1.18
<i>Psychotria vauthierii</i>	8	6	14.29	76.19	.0124	.40	.04	.84	1.27	.44
<i>Myrcogenia campestre</i>	11	3	7.14	104.76	.0804	.55	.23	.42	1.26	.78
<i>Trichilia pallida</i>	6	5	11.90	57.14	.0659	.30	.19	.70	1.19	.49
<i>Hymenaea courbaril</i>	2	2	4.76	19.05	.2500	.10	.72	.28	1.10	.68
<i>Trichilia catigua</i>	5	5	11.90	47.62	.0457	.25	.13	.70	1.08	.38
<i>Rapanea umbellata</i>	7	5	11.90	66.67	.0107	.35	.03	.70	1.08	.38
<i>Solanum capsicoides</i>	9	4	9.52	85.71	.0158	.45	.05	.56	1.06	.50
<i>Piper mollicomum</i>	5	5	11.90	47.62	.0269	.25	.08	.70	1.03	.33
<i>Alchornea tricurana</i>	4	4	9.52	38.10	.0902	.20	.26	.56	1.02	.46
<i>Zanthoxylum hiemale</i>	3	3	7.14	28.57	.1101	.15	.32	.42	.89	.47
<i>Aloysia virgata</i>	6	4	9.52	57.14	.0040	.30	.01	.56	.87	.31
<i>Sepuieria langsdorfii</i>	5	4	9.52	47.62	.0123	.25	.04	.56	.84	.29
<i>Picramnia warmingiana</i>	4	4	9.52	38.10	.0213	.20	.06	.56	.82	.26
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	4	4	9.52	38.10	.0175	.20	.05	.56	.81	.25
<i>Athenaea picta</i>	4	4	9.52	38.10	.0122	.20	.04	.56	.79	.24
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1	1	2.38	9.52	.2061	.05	.59	.14	.78	.64
<i>Acacia polyphylla</i>	4	3	7.14	38.10	.0364	.20	.10	.42	.72	.31
<i>Nectandra saligna</i>	5	3	7.14	47.62	.0122	.25	.04	.42	.70	.29
<i>Inga fagifolia</i>	5	3	7.14	47.62	.0065	.25	.02	.42	.69	.27
<i>Celtis</i> sp.	5	3	7.14	47.62	.0040	.25	.01	.42	.68	.26
<i>Eugenia olivacea</i>	4	3	7.14	38.10	.0175	.20	.05	.42	.67	.25
<i>Hybanthus brevicaulis</i>	10	1	2.38	95.24	.0034	.50	.01	.14	.65	.51
<i>Aegiphylia sellowiana</i>	4	3	7.14	38.10	.0088	.20	.03	.42	.64	.23
<i>Vernonia diffusa</i>	3	3	7.14	28.57	.0160	.15	.05	.42	.62	.20
<i>Psychotria pubigera</i>	6	2	4.76	57.14	.0062	.30	.02	.28	.60	.32
<i>Ixora gardneriana</i>	3	3	7.14	28.57	.0053	.15	.02	.42	.58	.17
<i>Guapira olfersiana</i>	1	1	2.38	9.52	.1206	.05	.35	.14	.54	.40
<i>Eugenia</i> aff. <i>florida</i>	3	2	4.76	28.57	.0364	.15	.10	.28	.53	.26
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	2	4.76	28.57	.0103	.15	.03	.28	.46	.18
<i>Guapira opposita</i>	2	2	4.76	19.05	.0231	.10	.07	.28	.45	.17

conclusão da tabela 15

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Solanum gnaphalocarpum</i>	3	2	4.76	28.57	.0033	.15	.01	.28	.44	.16
<i>Olyra latifolia</i>	2	2	4.76	19.05	.0189	.10	.05	.28	.43	.15
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	2	4.76	19.05	.0175	.10	.05	.28	.43	.15
<i>Machaerium acutifolium</i>	1	1	2.38	9.52	.0778	.05	.22	.14	.41	.27
<i>Eugenia ligustrina</i>	2	2	4.76	19.05	.0084	.10	.02	.28	.40	.12
<i>Cyphomandra cornigera</i>	2	2	4.76	19.05	.0065	.10	.02	.28	.40	.12
<i>Solanum pseudocapsicum</i>	5	1	2.38	47.62	.0020	.25	.01	.14	.40	.26
Rubiaceae	2	2	4.76	19.05	.0046	.10	.01	.28	.39	.11
<i>Pisonia aculeata</i>	2	2	4.76	19.05	.0022	.10	.01	.28	.39	.11
<i>Feltophorum dubium</i>	2	2	4.76	19.05	.0020	.10	.01	.28	.39	.11
<i>Stylogyne warmingii</i>	2	2	4.76	19.05	.0020	.10	.01	.28	.39	.11
<i>Colubrina glandulosa</i>	2	2	4.76	19.05	.0015	.10	.00	.28	.38	.10
<i>Acacia aff. glomerosa</i>	2	2	4.76	19.05	.0010	.10	.00	.28	.38	.10
<i>Ottonia propinqua</i>	2	2	4.76	19.05	.0010	.10	.00	.28	.38	.10
<i>Cabralea canjerana</i>	1	1	2.38	9.52	.0633	.05	.18	.14	.37	.23
<i>Psychotria hastiseptala</i>	4	1	2.38	38.10	.0067	.20	.02	.14	.36	.22
<i>Rollinia silvatica</i>	1	1	2.38	9.52	.0540	.05	.14	.14	.35	.21
<i>Olyra micrantha</i>	3	1	2.38	28.57	.0024	.15	.01	.14	.30	.16
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	1	2.38	9.52	.0306	.05	.09	.14	.28	.14
Myrtaceae 2	2	1	2.38	19.05	.0046	.10	.01	.14	.25	.11
<i>Sebastiania edwalliana</i>	1	1	2.38	9.52	.0218	.05	.06	.14	.25	.11
Myrtaceae 3	2	1	2.38	19.05	.0036	.10	.01	.14	.25	.11
<i>Triumfetta bartramia</i>	1	1	2.38	9.52	.0151	.05	.04	.14	.23	.09
<i>Pisonia ambigua</i>	1	1	2.38	9.52	.0136	.05	.04	.14	.23	.09
<i>Acacia aff. riparia</i>	1	1	2.38	9.52	.0108	.05	.03	.14	.22	.08
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	1	2.38	9.52	.0102	.05	.03	.14	.22	.08
<i>Myroxylon peruiferum</i>	1	1	2.38	9.52	.0092	.05	.03	.14	.22	.08
<i>Bauhinia aff. pruinosa</i>	1	1	2.38	9.52	.0077	.05	.02	.14	.21	.07
<i>Citronella megaphylla</i>	1	1	2.38	9.52	.0047	.05	.01	.14	.20	.06
<i>Cordia polycephala</i>	1	1	2.38	9.52	.0034	.05	.01	.14	.20	.06
<i>Piptocarpha sellowii</i>	1	1	2.38	9.52	.0033	.05	.01	.14	.20	.06
<i>Solanum swartzianum</i>	1	1	2.38	9.52	.0033	.05	.01	.14	.20	.06
Euphorbiaceae	1	1	2.38	9.52	.0033	.05	.01	.14	.20	.06
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	1	1	2.38	9.52	.0027	.05	.01	.14	.20	.06
<i>Acacia sp.</i>	1	1	2.38	9.52	.0022	.05	.01	.14	.20	.06
<i>Solanum concinnum</i>	1	1	2.38	9.52	.0019	.05	.01	.14	.20	.06
<i>Heliotropium transalpinum</i>	1	1	2.38	9.52	.0019	.05	.01	.14	.20	.06
<i>Vernonia sp.</i>	1	1	2.38	9.52	.0017	.05	.00	.14	.19	.05
Myrtaceae 1	1	1	2.38	9.52	.0015	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Favonia serium</i>	1	1	2.38	9.52	.0015	.05	.00	.14	.19	.05
Solanaceae	1	1	2.38	9.52	.0013	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	2.38	9.52	.0013	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Rhamnidium elaeocarpus</i>	1	1	2.38	9.52	.0009	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	1	2.38	9.52	.0009	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Eugenia uniflora</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Coutarea hexandra</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Ocotea pretiosa</i>	1	1	2.38	9.52	.0007	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Prockia crucis</i>	1	1	2.38	9.52	.0005	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Chlorophora tinctoria</i>	1	1	2.38	9.52	.0005	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Solanum accrosum</i>	1	1	2.38	9.52	.0003	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Solanum americanum</i>	1	1	2.38	9.52	.0003	.05	.00	.14	.19	.05
o desconhecida	1	1	2.38	9.52	.0002	.05	.00	.14	.19	.05
<i>Eupatorium vauthierianum</i>	1	1	2.38	9.52	.0002	.05	.00	.14	.19	.05

ANEXO 5

TABELA 16 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; N.spp = número de espécies; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1984 - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Família	No.ind.	N.spp	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
Ulmaceae	369	3	3514.29	88.10	8.0841	15.83	26.51	6.51	48.85	42.34
Rutaceae	218	9	2076.19	83.33	2.5324	9.35	8.30	6.16	23.82	17.66
Violaceae	328	2	3123.81	76.19	.3643	14.07	1.19	5.63	20.90	15.27
Apocynaceae	168	2	1600.00	59.52	1.7705	7.21	5.81	4.40	17.41	13.01
Gramineae	44	4	419.05	54.76	3.3548	1.89	11.00	4.05	16.94	12.89
Mimosaceae	128	8	1219.05	78.57	1.6592	5.49	5.44	5.81	16.74	10.93
Solanaceae	89	20	847.62	66.67	1.8718	3.82	6.14	4.93	14.89	9.96
Euphorbiaceae	109	9	1038.10	61.90	1.6771	4.68	5.50	4.58	14.75	10.18
Caricaceae	147	1	1400.00	54.76	1.2239	6.31	4.01	4.05	14.37	10.32
Urticaceae	99	1	942.86	57.14	.8439	4.25	2.77	4.23	11.24	7.01
Meliaceae	65	6	619.05	54.76	1.1775	2.79	3.86	4.05	10.70	6.65
Fabaceae	47	5	447.62	42.86	1.4510	2.02	4.76	3.17	9.94	6.77
Anacardiaceae	56	1	533.33	47.62	1.2014	2.40	3.94	3.52	9.86	6.34
Piperaceae	58	3	552.38	61.90	.1083	2.49	.36	4.58	7.42	2.84
Rubiaceae	74	10	704.76	45.24	.0829	3.17	.27	3.35	6.79	3.45
Polygalaceae	52	1	495.24	42.86	.0139	2.23	.05	3.17	5.45	2.28
Myrtaceae	37	11	352.38	40.48	.2205	1.59	.72	2.99	5.30	2.31
Desconhecida	26	1	247.62	33.33	.3571	1.12	1.17	2.46	4.75	2.29
Bignoniaceae	3	2	28.57	7.14	1.0679	.13	3.50	.53	4.16	3.63
Lauraceae	16	3	152.38	21.43	.1958	.69	.64	1.58	2.91	1.33
Cecropiaceae	16	1	152.38	26.19	.0590	.69	.19	1.94	2.82	.88
Acanthaceae	32	1	304.76	16.67	.0230	1.37	.08	1.23	2.68	1.45
Flacourtiaceae	17	2	161.90	23.81	.0184	.73	.06	1.76	2.55	.79
Boraginaceae	16	5	152.38	19.05	.0671	.69	.22	1.41	2.31	.91
Compositae	13	4	123.81	21.43	.0304	.56	.10	1.58	2.24	.66
Malvaceae	15	3	142.86	16.67	.1094	.64	.36	1.23	2.23	1.00
Verbenaceae	14	5	133.33	21.43	.0134	.60	.04	1.58	2.23	.64
Caesalpinhiaceae	6	4	57.14	14.29	.2415	.26	.79	1.06	2.11	1.05
Moraceae	19	2	180.95	11.90	.0423	.82	.14	.88	1.83	.95
Aquifoliaceae	11	1	104.76	16.67	.0297	.47	.10	1.23	1.80	.57
Nyctaginaceae	5	4	47.62	11.90	.1313	.21	.43	.88	1.53	.65
Bombacaceae	1	1	9.52	2.38	.3720	.04	1.22	.18	1.44	1.26
Myrsinaceae	7	2	66.67	14.29	.0080	.30	.03	1.06	1.38	.33
Lecythidaceae	5	2	47.62	11.90	.0058	.21	.02	.88	1.11	.23
Phytolaccaceae	4	1	38.10	7.14	.0136	.17	.04	.53	.74	.22
Sapotaceae	3	1	28.57	7.14	.0106	.13	.03	.53	.69	.16
Rhamnaceae	3	2	28.57	7.14	.0047	.13	.02	.53	.67	.14
Palmae	3	1	28.57	4.76	.0043	.13	.01	.35	.49	.14
Sapindaceae	2	2	19.05	4.76	.0044	.09	.01	.35	.45	.10
Annonaceae	1	1	9.52	2.38	.0150	.04	.05	.18	.27	.09
Simaroubaceae	1	1	9.52	2.38	.0151	.04	.05	.18	.27	.09
Tiliaceae	1	1	9.52	2.38	.0092	.04	.03	.18	.25	.07
Sterculiaceae	1	1	9.52	2.38	.0047	.04	.02	.18	.23	.06
Icacinaeae	1	1	9.52	2.38	.0047	.04	.02	.18	.23	.06
Loganiaceae	1	1	9.52	2.38	.0013	.04	.00	.18	.22	.05

ANEXO 6

TABELA 17 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; N.spp = número de espécies; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1987 - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Família	No.ind.	N.spp	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
Ulmaceae	250	3	2380.95	83.33	10.1164	12.53	29.11	6.45	48.08	41.64
Rutaceae	222	8	2114.29	88.10	2.9368	11.13	8.45	6.81	26.39	19.58
Violaceae	310	2	2952.38	78.57	.4148	15.54	1.19	6.08	22.81	16.73
Gramineae	44	4	419.05	57.14	4.7409	2.21	13.64	4.42	20.27	15.85
Apocynaceae	160	2	1523.81	59.52	2.1128	8.02	6.08	4.60	18.70	14.10
Mimosaceae	134	8	1276.19	78.57	2.0468	6.72	5.89	6.08	18.68	12.61
Euphorbiaceae	108	8	1028.57	64.29	2.1648	5.41	6.23	4.97	16.61	11.64
Anacardiaceae	71	1	676.19	50.00	1.4301	3.56	4.11	3.87	11.54	7.67
Urticaceae	83	1	790.48	52.38	1.1330	4.16	3.26	4.05	11.47	7.42
Fabaceae	45	5	428.57	52.38	1.5650	2.26	4.50	4.05	10.81	6.76
Meliaceae	57	5	542.86	54.76	1.1718	2.86	3.37	4.24	10.46	6.23
Caricaceae	60	1	571.43	47.62	.8986	3.01	2.59	3.68	9.28	5.59
Piperaceae	64	3	609.52	59.52	.2088	3.21	.60	4.60	8.41	3.81
Solanaceae	39	12	371.43	42.86	.7141	1.95	2.05	3.31	7.32	4.01
Polygalaceae	58	1	552.38	45.24	.0198	2.91	.06	3.50	6.46	2.96
Rubiaceae	54	8	514.29	40.48	.0783	2.71	.23	3.13	6.06	2.93
Myrtaceae	35	9	333.33	35.71	.2080	1.75	.60	2.76	5.12	2.35
Bignoniaceae	3	2	28.57	7.14	1.0777	.15	3.10	.55	3.80	3.25
Lauraceae	16	3	152.38	21.43	.1978	.80	.57	1.66	3.03	1.37
Cecropiaceae	11	1	104.76	23.81	.1691	.55	.49	1.84	2.88	1.04
Flacourtiaceae	14	2	133.33	23.81	.0192	.70	.06	1.84	2.60	.76
Malvaceae	14	2	133.33	19.05	.1101	.70	.32	1.47	2.49	1.02
Aquifoliaceae	15	1	142.86	21.43	.0237	.75	.07	1.66	2.48	.82
Moraceae	22	2	209.52	14.29	.0614	1.10	.18	1.10	2.38	1.28
Lecythidaceae	9	2	85.71	21.43	.0115	.45	.03	1.66	2.14	.48
Acanthaceae	23	1	219.05	9.52	.0164	1.15	.05	.74	1.94	1.20
Caesalpinhiaceae	5	3	47.62	11.90	.2597	.25	.75	.92	1.92	1.00
Boraginaceae	11	3	104.76	14.29	.0697	.55	.20	1.10	1.86	.75
Verbenaceae	10	2	95.24	16.67	.0129	.50	.04	1.29	1.83	.54
Nyctaginaceae	6	4	57.14	11.90	.1597	.30	.46	.92	1.68	.76
Myrsinaceae	9	2	85.71	14.29	.0127	.45	.04	1.10	1.59	.49
Bombacaceae	1	1	9.52	2.38	.3923	.05	1.13	.13	1.36	1.18
Compositae	6	4	57.14	11.90	.0212	.30	.06	.92	1.26	.36
Phytolaccaceae	5	1	47.62	9.52	.0123	.25	.04	.74	1.08	.29
Simaroubaceae	4	1	38.10	9.52	.0213	.20	.06	.74	1.00	.26
Sapotaceae	4	1	38.10	9.52	.0175	.20	.05	.74	.99	.25
Rhamnaceae	3	2	28.57	7.14	.0028	.15	.01	.55	.71	.16
Palmae	3	1	28.57	4.76	.0103	.15	.03	.37	.55	.18
Sapindaceae	2	2	19.05	4.76	.0115	.10	.03	.37	.50	.13
Annonaceae	1	1	9.52	2.38	.0540	.05	.16	.18	.39	.21
Sterculiaceae	1	1	9.52	2.38	.0306	.05	.09	.18	.32	.14
Tiliaceae	1	1	9.52	2.38	.0151	.05	.04	.18	.20	.09
Icacinales	1	1	9.52	2.38	.0047	.05	.01	.18	.25	.06
Desconhecida	1	1	9.52	2.38	.0003	.05	.00	.18	.24	.05

TABELA 18 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; No.pc. = número de parcelas; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1984, parcelas sem fogo - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	85	11	91.67	2833.33	1.0953	12.48	3.13	4.31	19.93	15.61
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	50	10	83.33	1666.67	2.1348	7.34	6.11	3.92	17.37	13.45
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	21	8	66.67	700.00	3.8439	3.08	10.99	3.14	17.21	14.08
<i>Galipea jasminiflora</i>	40	9	75.00	1333.33	2.3017	5.87	6.58	3.53	15.99	12.46
<i>Merostachys</i> sp.	18	7	58.33	600.00	2.6591	2.64	7.60	2.75	12.99	10.25
<i>Trichilia clausenii</i>	19	9	75.00	633.33	2.2838	2.79	6.53	3.53	12.85	9.32
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	55	9	75.00	1833.33	1.632	8.08	4.7	3.53	12.07	8.54
<i>Croton salutaris</i>	22	6	50.00	733.33	1.7160	3.23	4.91	2.35	10.49	8.14
<i>Jacaranda macrantha</i>	2	2	16.67	66.67	3.0162	.29	8.63	.78	9.70	8.92
<i>Centrolobium tomentosum</i>	7	4	33.33	233.33	2.4099	1.03	6.89	1.57	9.49	7.92
<i>Cusparia pentandra</i>	37	4	33.33	1233.33	4.314	5.43	1.23	1.57	8.24	6.67
<i>Hetrodorea stipularis</i>	25	10	83.33	833.33	2.109	3.67	.60	3.92	8.20	4.27
desconhecida	14	6	50.00	466.67	1.1394	2.06	3.26	2.35	7.67	5.31
<i>Pachystroma longifolium</i>	1	1	8.33	33.33	2.2938	.15	6.56	.39	7.10	6.71
<i>Holocalyx balansae</i>	11	8	66.67	366.67	1.6823	1.62	1.95	3.14	6.70	3.57
<i>Actinostemon communis</i>	17	7	58.33	566.67	1.3281	2.50	.94	2.75	6.18	3.43
<i>Trichilia elegans</i>	18	7	58.33	600.00	1.702	2.64	.49	2.75	5.88	3.13
<i>Polygala klotzschii</i>	22	6	50.00	733.33	1.0199	3.23	.06	2.35	5.64	3.29
<i>Zanthoxylum</i> aff. <i>nemorale</i>	2	1	8.33	66.67	1.6224	.29	4.64	.39	5.33	4.93
<i>Celtis iguanaea</i>	19	6	50.00	633.33	1.0474	2.79	.14	2.35	5.28	2.93
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>	11	8	66.67	366.67	1.1341	1.62	.38	3.14	5.14	2.00
<i>Ocotea puberula</i>	8	5	41.67	266.67	1.6430	1.17	1.84	1.96	4.97	3.01
<i>Psychotria vauthierii</i>	15	6	50.00	500.00	1.0592	2.20	.17	2.35	4.72	2.37
<i>Eriotheca candolleana</i>	1	1	8.33	33.33	1.3019	.15	3.72	.39	4.26	3.87
<i>Hetrodorea nigra</i>	11	5	41.67	366.67	1.1152	1.62	.33	1.96	3.91	1.94
<i>Casearia gossypiosperma</i>	10	5	41.67	333.33	1.0312	1.47	.09	1.96	3.52	1.56
<i>Hymenaea courbaril</i>	2	2	16.67	66.67	1.8202	.29	2.35	.78	3.42	2.64
<i>Psychotria leiocarpa</i>	11	4	33.33	366.67	1.0421	1.62	.12	1.57	3.30	1.74
<i>Urera baccifera</i>	6	4	33.33	200.00	1.1983	.88	.57	1.57	3.02	1.45
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	7	4	33.33	233.33	1.1410	1.03	.40	1.57	3.00	1.43
<i>Myrcogenia campestre</i>	10	2	16.67	333.33	1.2572	1.47	.74	.78	2.99	2.20
<i>Coffea arabica</i>	9	4	33.33	300.00	1.0314	1.32	.09	1.57	2.98	1.41
<i>Securinea guaraiuva</i>	4	3	25.00	133.33	1.4040	.59	1.16	1.18	2.92	1.74
<i>Trichilia pallida</i>	5	4	33.33	166.67	1.0449	.73	.13	1.57	2.43	.86
<i>Astronium graveolens</i>	4	4	33.33	133.33	1.0858	.59	.25	1.57	2.40	.83
<i>Nectandra saligna</i>	5	3	25.00	166.67	1.0380	.73	.11	1.18	2.02	.84
<i>Inga fagifolia</i>	5	3	25.00	166.67	1.0226	.73	.06	1.18	1.98	.80
<i>Rapanea umbellata</i>	3	3	25.00	100.00	1.0169	.44	.05	1.18	1.67	.49
<i>Guapira olfersiana</i>	1	1	8.33	33.33	1.3833	.15	1.10	.39	1.64	1.24
<i>Zanthoxylum hiemale</i>	1	1	8.33	33.33	1.3833	.15	1.10	.39	1.64	1.24
<i>Trichilia catigua</i>	2	2	16.67	66.67	1.1556	.29	.45	.78	1.52	.74
<i>Eugenia</i> aff. <i>florida</i>	3	2	16.67	100.00	1.0916	.44	.26	.78	1.49	.70
<i>Celtis</i> sp.	4	2	16.67	133.33	1.0087	.59	.02	.78	1.40	.61
<i>Eugenia olivacea</i>	3	2	16.67	100.00	1.0555	.44	.16	.78	1.38	.60
<i>Machaerium acutifolium</i>	1	1	8.33	33.33	1.2724	.15	.78	.39	1.32	.93
<i>Sequiera langsdorfii</i>	3	2	16.67	100.00	1.0208	.44	.06	.78	1.28	.50
<i>Eugenia gardneriana</i>	3	2	16.67	100.00	1.0109	.44	.03	.78	1.26	.47
<i>Cabralea canjerana</i>	1	1	8.33	33.33	1.2216	.15	.63	.39	1.17	.78
<i>Psychotria pubigera</i>	2	2	16.67	66.67	1.0173	.29	.05	.78	1.13	.34
<i>Ixora gardneriana</i>	2	2	16.67	66.67	1.0153	.29	.04	.78	1.12	.34
<i>Cariniana legalis</i>	2	2	16.67	66.67	1.0102	.29	.03	.78	1.11	.32
<i>Stylogyne warmingii</i>	2	2	16.67	66.67	1.0058	.29	.02	.78	1.09	.31
<i>Psychotria hastisepala</i>	4	1	8.33	133.33	1.0227	.59	.06	.39	1.04	.65
<i>Acacia paniculata</i>	3	1	8.33	100.00	1.0073	.44	.02	.39	.85	.46
<i>Olyra micrantha</i>	3	1	8.33	100.00	1.0052	.44	.01	.39	.85	.46
<i>Sebastiania edwalliana</i>	1	1	8.33	33.33	1.0763	.15	.22	.39	.76	.37
Myrtaceae 2	2	1	8.33	66.67	1.0162	.29	.05	.39	.73	.34
Myrtaceae 3	2	1	8.33	66.67	1.0126	.29	.04	.39	.72	.33
<i>Picramnia warmingiana</i>	1	1	8.33	33.33	1.0530	.15	.15	.39	.69	.30
<i>Hyroxylon peruferum</i>	1	1	8.33	33.33	1.0268	.15	.08	.39	.62	.22
Compositae	1	1	8.33	33.33	1.0220	.15	.06	.39	.60	.21
<i>Bauhinia</i> aff. <i>pruinosa</i>	1	1	8.33	33.33	1.0164	.15	.05	.39	.59	.19
<i>Citronella megaphylla</i>	1	1	8.33	33.33	1.0164	.15	.05	.39	.59	.19
<i>Solanum</i> sp. 3	1	1	8.33	33.33	1.0095	.15	.03	.39	.57	.17
<i>Guapira opposita</i>	1	1	8.33	33.33	1.0095	.15	.03	.39	.57	.17
<i>Ottonia propinqua</i>	1	1	8.33	33.33	1.0085	.15	.02	.39	.56	.17
<i>Ilex cerasifolia</i>	1	1	8.33	33.33	1.0076	.15	.02	.39	.56	.17
<i>Ficus glabra</i>	1	1	8.33	33.33	1.0059	.15	.02	.39	.56	.16
Myrtaceae 1	1	1	8.33	33.33	1.0051	.15	.01	.39	.55	.16
<i>Pavonia sepium</i>	1	1	8.33	33.33	1.0051	.15	.01	.39	.55	.16
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1	1	8.33	33.33	1.0044	.15	.01	.39	.55	.16
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	1	1	8.33	33.33	1.0044	.15	.01	.39	.55	.16
<i>Senna speciosa</i>	1	1	8.33	33.33	1.0044	.15	.01	.39	.55	.16
<i>Strychnos</i> sp.	1	1	8.33	33.33	1.0044	.15	.01	.39	.55	.16
<i>Eugenia uniflora</i>	1	1	8.33	33.33	1.0032	.15	.01	.39	.55	.16
<i>Psychotria</i> sp.	1	1	8.33	33.33	1.0032	.15	.01	.39	.55	.16
<i>Pisonia</i> aculeata	1	1	8.33	33.33	1.0026	.15	.01	.39	.55	.15
<i>Eugenia ligustrina</i>	1	1	8.33	33.33	1.0026	.15	.01	.39	.55	.15
<i>Ocotea pretiosa</i>	1	1	8.33	33.33	1.0017	.15	.00	.39	.54	.15
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	1	8.33	33.33	1.0009	.15	.00	.39	.54	.15
<i>Ruellia graecisans</i>	1	1	8.33	33.33	1.0007	.15	.00	.39	.54	.15
<i>Zanthoxylum</i> sp.	1	1	8.33	33.33	1.0002	.15	.00	.39	.54	.15

ANEXO B

TABELA 19 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; No.pc. = número de parcelas; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1987, parcelas sem fogo - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	80	11	91.67	2666.67	1.1853	12.92	3.10	4.55	20.57	16.02
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	47	10	83.33	1566.67	3.2403	7.59	8.47	4.13	20.19	16.06
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	18	7	58.33	600.00	4.5809	2.91	11.97	2.89	17.77	14.88
<i>Herostachys</i> sp.	17	7	58.33	566.67	3.6019	2.75	9.41	2.89	15.05	12.16
<i>Galipea jasminiflora</i>	32	8	66.67	1066.67	2.2831	5.17	5.97	3.31	14.44	11.14
<i>Trichilia clausenii</i>	13	8	66.67	433.33	2.3057	2.10	6.03	3.31	11.43	8.13
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	45	9	75.00	1500.00	1.556	7.27	.41	3.72	11.40	7.68
<i>Croton salutaris</i>	14	5	41.67	466.67	2.0463	2.26	5.35	2.07	9.68	7.61
<i>Centrolobium tomentosum</i>	6	5	41.67	200.00	2.4214	.97	6.33	2.07	9.36	7.30
<i>Jacaranda macrantha</i>	2	2	16.67	66.67	3.0505	.32	7.97	.83	9.12	8.30
<i>Cusparia pentandra</i>	36	4	33.33	1200.00	.4946	5.82	1.29	1.65	8.76	7.11
<i>Metrodorea pubescens</i>	24	10	83.33	800.00	.2320	3.88	.61	4.13	8.62	4.48
<i>Pachystroma longifolium</i>	1	1	8.33	33.33	2.8165	.16	7.36	.41	7.94	7.52
<i>Holocalyx balansae</i>	11	7	58.33	366.67	.7737	1.78	2.02	2.89	6.69	3.80
<i>Actinostemon communis</i>	14	7	58.33	466.67	.2691	2.26	.70	2.89	5.86	2.97
<i>Polygala klotzschii</i>	20	6	50.00	666.67	.0223	3.23	.06	2.48	5.77	3.29
<i>Trichilia elegans</i>	14	7	58.33	466.67	.1091	2.26	.29	2.89	5.44	2.55
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>	12	7	58.33	400.00	.1740	1.94	.45	2.89	5.29	2.39
<i>Zanthoxylum</i> aff. <i>nemorale</i>	2	1	8.33	66.67	1.7266	.32	4.51	.41	5.25	4.84
<i>Ocotea puberula</i>	8	5	41.67	266.67	.6419	1.29	1.68	2.07	5.04	2.97
<i>Celtis iguanaea</i>	18	4	33.33	600.00	.0663	2.91	.17	1.65	4.73	3.08
<i>Urera baccifera</i>	16	3	25.00	533.33	.3284	2.58	.86	1.24	4.68	3.44
<i>Metrodorea nigra</i>	11	5	41.67	366.67	.1232	1.78	.32	2.07	4.17	2.10
<i>Eriotheca candolleana</i>	1	1	8.33	33.33	1.3729	.16	3.59	.41	4.16	3.75
<i>Psychotria vauthierii</i>	8	6	50.00	266.67	.0432	1.29	.11	2.48	3.88	1.41
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	8	5	41.67	266.67	.1628	1.29	.43	2.07	3.78	1.72
<i>Astronium graveolens</i>	8	5	41.67	266.67	.0922	1.29	.24	2.07	3.60	1.53
<i>Hymenaea courbaril</i>	2	2	16.67	66.67	.8751	.32	2.29	.83	3.44	2.61
<i>Casearia gossypiosperma</i>	8	5	41.67	266.67	.0275	1.29	.07	2.07	3.43	1.36
<i>Psychotria leiocarpa</i>	10	4	33.33	333.33	.0476	1.62	.12	1.65	3.39	1.74
<i>Coffea arabica</i>	9	4	33.33	300.00	.0512	1.45	.13	1.65	3.24	1.59
<i>Myrc Eugenia campestre</i>	10	2	16.67	333.33	.2737	1.62	.72	.83	3.16	2.33
<i>Securinega guarajuva</i>	4	3	25.00	133.33	.4278	.65	1.12	1.24	3.00	1.76
<i>Trichilia pallida</i>	5	4	33.33	166.67	.0502	.81	.13	1.65	2.59	.94
<i>Nectandra saligna</i>	5	3	25.00	166.67	.0428	.81	.11	1.24	2.16	.92
<i>Inga fassifolia</i>	5	3	25.00	166.67	.0226	.81	.06	1.24	2.11	.87
<i>Sequoiaria langsdorffii</i>	4	3	25.00	133.33	.0163	.65	.04	1.24	1.93	.69
<i>Psychotria pubigera</i>	6	2	16.67	200.00	.0218	.97	.06	.83	1.85	1.03
<i>Rapanea umbellata</i>	3	3	25.00	100.00	.0188	.48	.05	1.24	1.77	.53
<i>Ilex cerasifolia</i>	3	3	25.00	100.00	.0121	.48	.03	1.24	1.76	.52
<i>Cariniana legalis</i>	3	3	25.00	100.00	.0111	.48	.03	1.24	1.75	.51
<i>Guapira olfersiana</i>	1	1	8.33	33.33	.4223	.16	1.10	.41	1.68	1.27
<i>Eugenia</i> aff. <i>florida</i>	3	2	16.67	100.00	.1275	.48	.33	.83	1.64	.82
<i>Zanthoxylum hiemale</i>	1	1	8.33	33.33	.3833	.16	1.00	.41	1.58	1.16
<i>Trichilia catigua</i>	2	2	16.67	66.67	.1556	.32	.41	.83	1.56	.73
<i>Celtis</i> sp.	4	2	16.67	133.33	.0115	.65	.03	.83	1.50	.68
<i>Eugenia olivacea</i>	3	2	16.67	100.00	.0587	.48	.15	.83	1.46	.64
<i>Eugenia gardneriana</i>	3	2	16.67	100.00	.0152	.48	.04	.83	1.35	.52
<i>Hachaerium acutifolium</i>	1	1	8.33	33.33	.2724	.16	.71	.41	1.29	.87
<i>Ixora gardneriana</i>	2	2	16.67	66.67	.0153	.32	.04	.83	1.19	.36
<i>Stylogyne warmingii</i>	2	2	16.67	66.67	.0070	.32	.02	.83	1.17	.34
<i>Ottonia propinqua</i>	2	2	16.67	66.67	.0036	.32	.01	.83	1.16	.33
<i>Cabralea canjerana</i>	1	1	8.33	33.33	.2216	.16	.58	.41	1.15	.74
<i>Psychotria hastisepala</i>	4	1	8.33	133.33	.0236	.65	.06	.41	1.12	.71
<i>Olyra micrantha</i>	3	1	8.33	100.00	.0085	.48	.02	.41	.92	.51
<i>Acacia paniculata</i>	3	1	8.33	100.00	.0084	.48	.02	.41	.92	.51
Myrtaceae 2	2	1	8.33	66.67	.0162	.32	.04	.41	.78	.37
<i>Sebastiania edwalliana</i>	1	1	8.33	33.33	.0763	.16	.20	.41	.77	.36
Myrtaceae 3	2	1	8.33	66.67	.0126	.32	.03	.41	.77	.36
<i>Picramnia warmingiana</i>	1	1	8.33	33.33	.0681	.16	.18	.41	.75	.34
<i>Hyroxylon peruvianum</i>	1	1	8.33	33.33	.0321	.16	.08	.41	.66	.25
<i>Bauhinia</i> aff. <i>pruinosa</i>	1	1	8.33	33.33	.0268	.16	.07	.41	.64	.23
<i>Citronella megaphylla</i>	1	1	8.33	33.33	.0164	.16	.04	.41	.62	.20
<i>Guapira opposita</i>	1	1	8.33	33.33	.0127	.16	.03	.41	.61	.19
<i>Solanum capsicoides</i>	1	1	8.33	33.33	.0076	.16	.02	.41	.59	.18
<i>Ficus glabra</i>	1	1	8.33	33.33	.0067	.16	.02	.41	.59	.18
Myrtaceae 1	1	1	8.33	33.33	.0051	.16	.01	.41	.59	.17
<i>Pavonia sepium</i>	1	1	8.33	33.33	.0051	.16	.01	.41	.59	.17
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1	1	8.33	33.33	.0051	.16	.01	.41	.59	.17
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	1	1	8.33	33.33	.0044	.16	.01	.41	.59	.17
<i>Pisonia aculeata</i>	1	1	8.33	33.33	.0032	.16	.01	.41	.58	.17
<i>Eugenia uniflora</i>	1	1	8.33	33.33	.0032	.16	.01	.41	.58	.17
<i>Eugenia ligustrina</i>	1	1	8.33	33.33	.0026	.16	.01	.41	.58	.17
<i>Ocotea pretiosa</i>	1	1	8.33	33.33	.0026	.16	.01	.41	.58	.17
desconhecida	1	1	8.33	33.33	.0009	.16	.00	.41	.58	.16

ANEXO 9

TABELA 20 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; No.pc. = número de parcelas; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1984, parcelas com fogo moderado - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Herostachys</i> sp.	2	2	18.18	72.73	9.2264	.32	26.03	1.02	27.37	26.35
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	127	9	81.82	4618.18	.6033	20.19	1.70	4.59	26.48	21.89
<i>Urera baccifera</i>	61	9	81.82	2218.18	2.2030	9.70	6.22	4.59	20.50	15.91
<i>Jacaratia spinosa</i>	47	7	63.64	1709.09	2.2737	7.47	6.41	3.57	17.46	13.89
<i>Astronium graveolens</i>	9	6	54.55	327.27	4.2241	1.43	11.92	3.06	16.41	13.35
<i>Trema micrantha</i>	28	7	63.64	1018.18	2.5937	4.45	7.32	3.57	15.34	11.77
<i>Celtis iguanaea</i>	47	11	100.00	1709.09	.1419	7.47	.40	5.61	13.48	7.87
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	22	7	63.64	800.00	1.9668	3.50	5.55	3.57	12.62	9.05
<i>Galipea jasminiflora</i>	21	5	45.45	763.64	1.5119	3.34	4.27	2.55	10.15	7.60
<i>Solanum erianthum</i>	15	6	54.55	545.45	1.2592	2.38	3.55	3.06	9.00	5.94
<i>Holocalyx balansae</i>	7	4	36.36	254.55	1.1435	1.11	3.23	2.04	6.38	4.34
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>	15	7	63.64	545.45	.0642	2.38	.18	3.57	6.14	2.57
<i>Lasiacis ligulata</i>	9	6	54.55	327.27	.3817	1.43	1.08	3.06	5.57	2.51
<i>Centrolobium tomentosum</i>	6	3	27.27	218.18	1.0446	.95	2.95	1.53	5.43	3.90
<i>Trichilia clausenii</i>	6	3	27.27	218.18	1.0000	.95	2.02	1.53	5.31	3.78
<i>Ruellia graecisans</i>	19	4	36.36	690.91	.0572	3.02	.16	2.04	5.22	3.18
<i>Piptadenia gonocantha</i>	13	6	54.55	472.73	.0157	2.07	.04	3.06	5.17	2.11
<i>Cecropia</i> sp.	11	6	54.55	400.00	.1093	1.75	.31	3.06	5.12	2.06
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	2	1	9.09	72.73	1.3450	.32	3.79	.51	4.62	4.11
<i>Ficus glabra</i>	16	2	18.18	581.82	.1418	2.54	.40	1.02	3.96	2.94
<i>Polysala klotzschii</i>	13	3	27.27	472.73	.0216	2.07	.06	1.53	3.66	2.13
<i>Croton floribundus</i>	9	4	36.36	327.27	.0480	1.43	.14	2.04	3.61	1.57
<i>Securinea guaraiuva</i>	2	2	18.18	72.73	.7677	.32	2.17	1.02	3.50	2.48
<i>Trichilia elegans</i>	6	4	36.36	218.18	.1634	.95	.46	2.04	3.46	1.41
<i>Hybanthus brevicaulis</i>	14	2	18.18	509.09	.0216	2.23	.06	1.02	3.31	2.29
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	5	2	18.18	181.82	.4531	.79	1.28	1.02	3.09	2.07
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	9	3	27.27	327.27	.0316	1.43	.09	1.53	3.05	1.52
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1	1	9.09	36.36	.7870	.16	2.22	.51	2.89	2.38
<i>Metrodorea pubescens</i>	4	4	36.36	145.45	.0347	.64	.10	2.04	2.77	.73
<i>Piper mollicomum</i>	4	4	36.36	145.45	.0220	.64	.06	2.04	2.74	.70
Rubiaceae	9	2	18.18	327.27	.0520	1.43	.15	1.02	2.60	1.58
<i>Cusparia pentandra</i>	2	1	9.09	72.73	.5566	.32	1.57	.51	2.40	1.89
<i>Eugenia gardneriana</i>	3	3	27.27	109.09	.1369	.48	.39	1.53	2.39	.86
<i>Acacia polyphylla</i>	4	2	18.18	145.45	.0672	.64	.19	1.02	1.85	.83
<i>Ilex cerasifolia</i>	3	2	18.18	109.09	.0759	.48	.21	1.02	1.71	.69
<i>Croton salutaris</i>	3	2	18.18	109.09	.0449	.48	.13	1.02	1.62	.60
<i>Vernonia diffusa</i>	3	2	18.18	109.09	.0237	.48	.07	1.02	1.56	.54
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	3	2	18.18	109.09	.0075	.48	.02	1.02	1.52	.50
<i>Aegiphylia sellowiana</i>	3	2	18.18	109.09	.0069	.48	.02	1.02	1.52	.50
<i>Solanum acerosum</i>	3	2	18.18	109.09	.0063	.48	.02	1.02	1.52	.49
<i>Alchornea iricurana</i>	2	2	18.18	72.73	.0528	.32	.15	1.02	1.49	.47
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	2	18.18	72.73	.0357	.32	.10	1.02	1.44	.42
<i>Actinostemon communis</i>	2	2	18.18	72.73	.0067	.32	.02	1.02	1.36	.34
<i>Coffea arabica</i>	5	1	9.09	181.82	.0179	.79	.05	.51	1.36	.85
Myrtaceae 4	1	1	9.09	36.36	.1828	.16	.52	.51	1.18	.67
<i>Trichilia pallida</i>	1	1	9.09	36.36	.1828	.16	.52	.51	1.18	.67
<i>Aloysia virgata</i>	3	1	9.09	109.09	.0047	.48	.01	.51	1.00	.49
<i>Solanum gnaphalocarpum</i>	2	1	9.09	72.73	.0074	.32	.02	.51	.85	.34
<i>Drya latifolia</i>	1	1	9.09	36.36	.0412	.16	.12	.51	.79	.28
<i>Abutilon peltatum</i>	1	1	9.09	36.36	.0350	.16	.10	.51	.77	.26
<i>Pisonia ambigua</i>	1	1	9.09	36.36	.0330	.16	.09	.51	.76	.25
<i>Sequoiaria langsdorffii</i>	1	1	9.09	36.36	.0292	.16	.08	.51	.75	.24
<i>Cordia</i> sp. 1	1	1	9.09	36.36	.0240	.16	.07	.51	.74	.23
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	1	9.09	36.36	.0178	.16	.05	.51	.72	.21
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	1	9.09	36.36	.0178	.16	.05	.51	.72	.21
<i>Casearia gossypiosperma</i>	1	1	9.09	36.36	.0178	.16	.05	.51	.72	.21
Solanaceae 2	1	1	9.09	36.36	.0165	.16	.05	.51	.72	.21
<i>Metrodorea nigra</i>	1	1	9.09	36.36	.0138	.16	.04	.51	.71	.20
<i>Solanum capsicoides</i>	1	1	9.09	36.36	.0138	.16	.04	.51	.71	.20
<i>Cyphomandra cornigera</i>	1	1	9.09	36.36	.0103	.16	.03	.51	.70	.19
<i>Solanum</i> sp. 2	1	1	9.09	36.36	.0103	.16	.03	.51	.70	.19
desconhecida	1	1	9.09	36.36	.0103	.16	.03	.51	.70	.19
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	1	1	9.09	36.36	.0073	.16	.02	.51	.69	.18
<i>Prockia crucis</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.16	.01	.51	.68	.17
<i>Rapanea umbellata</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.16	.01	.51	.68	.17
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.16	.01	.51	.68	.17
<i>Ixora gardneriana</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.16	.01	.51	.68	.17
<i>Vernonia polyanthes</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.16	.01	.51	.68	.17
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	1	9.09	36.36	.0018	.16	.01	.51	.67	.16
<i>Athenaea picta</i>	1	1	9.09	36.36	.0018	.16	.01	.51	.67	.16
<i>Cariniana legalis</i>	1	1	9.09	36.36	.0018	.16	.01	.51	.67	.16
<i>Psychotria leiocarpa</i>	1	1	9.09	36.36	.0010	.16	.00	.51	.67	.16
<i>Eugenia olivacea</i>	1	1	9.09	36.36	.0010	.16	.00	.51	.67	.16

ANEXO 10

TABELA 21 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; No.pc. = número de parcelas; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1987, parcelas com fogo moderado - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Herostachys</i> sp.	3	3	27.27	109.09	12.9242	.54	30.34	1.62	32.50	30.88
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	128	9	81.82	4654.55	.6635	23.15	1.56	4.86	29.57	24.70
<i>Urera baccifera</i>	41	9	81.82	1490.91	3.0859	7.41	7.24	4.86	19.52	14.66
<i>Astronium graveolens</i>	12	5	45.45	436.36	4.8729	2.17	11.44	2.70	16.31	13.61
<i>Celtis iguanaea</i>	51	11	100.00	1854.55	.3962	9.22	.93	5.95	16.10	10.15
<i>Trema micrantha</i>	12	4	36.36	436.36	4.3183	2.17	10.14	2.16	14.47	12.31
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	22	7	63.64	800.00	2.0956	3.98	4.92	3.78	12.68	8.90
<i>Jacaratia spinosa</i>	20	7	63.64	727.27	1.7625	3.62	4.14	3.78	11.54	7.75
<i>Galipea jasminiflora</i>	20	5	45.45	727.27	1.5380	3.62	3.61	2.70	9.93	7.23
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>	17	7	63.64	618.18	.1539	3.07	.36	3.78	7.22	3.44
<i>Holocalyx balansae</i>	6	4	36.36	218.18	1.4379	1.08	3.38	2.16	6.62	4.46
<i>Piptadenia gonocantha</i>	16	6	54.55	581.82	.0411	2.89	.10	3.24	6.23	2.99
<i>Trichilia clauseni</i>	7	4	36.36	254.55	1.1300	1.27	2.65	2.16	6.08	3.92
<i>Centrolobium tomentosum</i>	6	3	27.27	218.18	1.2687	1.08	2.98	1.62	5.68	4.06
<i>Ficus glabra</i>	19	3	27.27	690.91	.2203	3.44	.52	1.62	5.57	3.95
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	16	4	36.36	581.82	.0377	2.89	.09	2.16	5.14	2.98
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	3	2	18.18	109.09	1.4626	.54	3.43	1.08	5.06	3.98
<i>Polygala klotzschii</i>	17	3	27.27	618.18	.0262	3.07	.06	1.62	4.76	3.14
<i>Cecropia</i> sp.	6	5	45.45	218.18	.1852	1.08	.43	2.70	4.22	1.52
<i>Ruellia graecisans</i>	15	2	18.18	545.45	.0457	2.71	.11	1.08	3.90	2.82
<i>Actinostemon communis</i>	6	5	45.45	218.18	.0200	1.08	.05	2.70	3.83	1.13
<i>Croton floribundus</i>	9	3	27.27	327.27	.1303	1.63	.31	1.62	3.55	1.93
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	9	3	27.27	327.27	.0410	1.63	.10	1.62	3.35	1.72
<i>Securinega guaraiuva</i>	2	2	18.18	72.73	.0874	.36	1.90	1.08	3.34	2.26
<i>Lasiacis ligulata</i>	4	4	36.36	145.45	.0993	.72	.23	2.16	3.12	.96
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	5	2	18.18	181.82	.4683	.90	1.10	1.08	3.08	2.00
<i>Piper mollicomum</i>	4	4	36.36	145.45	.0571	.72	.13	2.16	3.02	.86
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1	1	9.09	36.36	.7870	.18	1.85	.54	2.57	2.03
<i>Eugenia gardneriana</i>	3	3	27.27	109.09	.1587	.54	.37	1.62	2.54	.91
<i>Hybanthus brevicaulis</i>	10	1	9.09	363.64	.0131	1.81	.03	.54	2.38	1.84
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	3	3	27.27	109.09	.0612	.54	.14	1.62	2.31	.69
<i>Cuscuta pentandra</i>	2	1	9.09	72.73	.5948	.36	1.40	.54	2.30	1.76
<i>Heterodorea pubescens</i>	3	3	27.27	109.09	.0355	.54	.08	1.62	2.25	.63
<i>Picramnia warmingiana</i>	3	3	27.27	109.09	.0070	.54	.02	1.62	2.18	.56
<i>Alchornea iricurana</i>	2	2	18.18	72.73	.2208	.36	.52	1.08	1.94	.86
<i>Croton salutaris</i>	2	2	18.18	72.73	.2131	.36	.50	1.08	1.94	.86
<i>Acacia polyphylla</i>	3	2	18.18	109.09	.1210	.54	.28	1.08	1.91	.83
<i>Trichilia elegans</i>	4	2	18.18	145.45	.0196	.72	.05	1.08	1.85	.77
<i>Ilex cerasifolia</i>	3	2	18.18	109.09	.0340	.54	.08	1.08	1.70	.62
<i>Aesiphylia sellowiana</i>	3	2	18.18	109.09	.0159	.54	.04	1.08	1.66	.58
<i>Olyra latifolia</i>	2	2	18.18	72.73	.0720	.36	.17	1.08	1.61	.53
<i>Abutilon peltatum</i>	2	2	18.18	72.73	.0528	.36	.12	1.08	1.57	.49
<i>Vernonia diffusa</i>	2	2	18.18	72.73	.0241	.36	.06	1.08	1.50	.42
<i>Cariniana legalis</i>	2	2	18.18	72.73	.0021	.36	.00	1.08	1.45	.37
<i>Solanum erianthum</i>	1	1	9.09	36.36	.2799	.18	.66	.54	1.38	.84
<i>Trichilia pallida</i>	1	1	9.09	36.36	.1967	.18	.46	.54	1.18	.64
<i>Coffea arabica</i>	3	1	9.09	109.09	.0148	.54	.03	.54	1.12	.58
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	1	9.09	36.36	.1170	.18	.27	.54	1.00	.46
<i>Rapanea umbellata</i>	2	1	9.09	72.73	.0136	.36	.03	.54	.93	.39
<i>Pisonia ambigua</i>	1	1	9.09	36.36	.0528	.18	.12	.54	.85	.30
<i>Cordia</i> sp. 1	1	1	9.09	36.36	.0350	.18	.08	.54	.80	.26
<i>Sequiaria langsdorffii</i>	1	1	9.09	36.36	.0292	.18	.07	.54	.79	.25
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	1	9.09	36.36	.0257	.18	.06	.54	.78	.24
<i>Casaria gossypiosperma</i>	1	1	9.09	36.36	.0257	.18	.06	.54	.78	.24
<i>Heterodorea nigra</i>	1	1	9.09	36.36	.0178	.18	.04	.54	.76	.22
<i>Cyphomandra cornigera</i>	1	1	9.09	36.36	.0165	.18	.04	.54	.76	.22
<i>Cestrum sendtnerianum</i>	1	1	9.09	36.36	.0103	.18	.02	.54	.75	.21
<i>Rubiaceae</i>	1	1	9.09	36.36	.0103	.18	.02	.54	.75	.21
<i>Aloysia virgata</i>	1	1	9.09	36.36	.0048	.18	.01	.54	.73	.19
<i>Athenaea picta</i>	1	1	9.09	36.36	.0048	.18	.01	.54	.73	.19
<i>Ixora gardneriana</i>	1	1	9.09	36.36	.0035	.18	.01	.54	.73	.19
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.18	.01	.54	.73	.19
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.18	.01	.54	.73	.19
<i>Prockia crucis</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.18	.01	.54	.73	.19
<i>Psychotria leiocarpa</i>	1	1	9.09	36.36	.0029	.18	.01	.54	.73	.19
<i>Celtis</i> sp.	1	1	9.09	36.36	.0029	.18	.01	.54	.73	.19
<i>Eugenia olivacea</i>	1	1	9.09	36.36	.0010	.18	.00	.54	.72	.18
<i>Trichilia catigua</i>	1	1	9.09	36.36	.0010	.18	.00	.54	.72	.18

TABELA 22 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; No.pc. = número de parcelas; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1984, parcelas com fogo intenso - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Trema micrantha</i>	173	18	94.74	3642.11	16.0098	16.94	64.53	5.83	87.30	81.47
<i>Jacaratia spinosa</i>	100	16	84.21	2105.26	1.3890	9.79	5.60	5.18	20.57	15.39
<i>Solanum erianthum</i>	38	14	73.68	800.00	2.9563	3.72	11.92	4.53	20.17	15.64
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	132	14	73.68	2778.95	.3405	12.93	1.37	4.53	18.83	14.30
<i>Celtis iguanaea</i>	98	18	94.74	2063.16	.2413	9.60	.97	5.83	16.40	10.57
<i>Urera baccifera</i>	32	11	57.89	673.68	.4649	3.13	1.87	3.56	8.57	5.01
<i>Astronium graveolens</i>	43	10	52.63	905.26	.1561	4.21	.63	3.24	8.08	4.84
<i>Piptadenia gonocantha</i>	39	8	42.11	821.05	.0220	3.82	.09	2.59	6.50	3.91
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>	26	11	57.89	547.37	.0768	2.55	.31	3.56	6.42	2.86
<i>Galipea jasminiflora</i>	17	10	52.63	357.89	.1986	1.67	.80	3.24	5.70	2.47
<i>Croton floribundus</i>	27	8	42.11	568.42	.0836	2.64	.34	2.59	5.57	2.98
<i>Polysala klotzschii</i>	17	9	47.37	357.89	.0057	1.67	.02	2.91	4.60	1.69
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	6	5	26.32	126.32	.4726	.59	1.90	1.62	4.11	2.49
<i>Centrolobium tomentosum</i>	19	5	26.32	400.00	.0708	1.86	.29	1.62	3.76	2.15
<i>Abutilon peltatum</i>	12	5	26.32	252.63	.2166	1.18	.87	1.62	3.67	2.05
desconhecida	11	7	36.84	231.58	.0637	1.08	.26	2.27	3.60	1.33
<i>Zanthoxylum</i> aff. <i>nemorale</i>	1	1	5.26	21.05	.7786	.10	3.14	.32	3.56	3.24
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	20	4	21.05	421.05	.0220	1.96	.09	1.29	3.34	2.05
<i>Holocalyx balansae</i>	9	6	31.58	189.47	.0290	.88	.12	1.94	2.94	1.00
<i>Cordia</i> sp. 1	11	4	21.05	231.58	.1170	1.08	.47	1.29	2.84	1.55
<i>Herostachys</i> sp.	7	5	26.32	147.37	.1186	.69	.46	1.62	2.78	1.16
<i>Actinostemon communis</i>	14	3	15.79	294.74	.0105	1.37	.04	.97	2.38	1.41
<i>Cecropia</i> sp.	5	5	26.32	105.26	.0671	.49	.27	1.62	2.38	.76
<i>Acacia paniculata</i>	13	3	15.79	273.68	.0093	1.27	.04	.97	2.28	1.31
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	9	4	21.05	189.47	.0232	.88	.09	1.29	2.27	.97
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	8	4	21.05	168.42	.0222	.78	.09	1.29	2.17	.87
<i>Ilex cerasifolia</i>	7	4	21.05	147.37	.0170	.69	.07	1.29	2.05	.75
<i>Ruellia graecisans</i>	12	2	10.53	252.63	.0174	1.18	.07	.65	1.89	1.25
<i>Trichilia elegans</i>	5	4	21.05	105.26	.0053	.49	.02	1.29	1.81	.51
<i>Coffea arabica</i>	6	3	15.79	126.32	.0092	.59	.04	.97	1.60	.62
<i>Casearia gossypiosperma</i>	5	3	15.79	105.26	.0091	.49	.04	.97	1.50	.53
<i>Lasiacis ligulata</i>	4	3	15.79	84.21	.0280	.39	.11	.97	1.48	.50
<i>Cyphomandra cornigera</i>	3	3	15.79	63.16	.0478	.29	.19	.97	1.46	.49
<i>Metrodorea pubescens</i>	4	3	15.79	84.21	.0174	.39	.07	.97	1.43	.46
<i>Vernonia polyanthes</i>	4	3	15.79	84.21	.0133	.39	.05	.97	1.42	.45
<i>Alchornea iricurana</i>	3	3	15.79	63.16	.0340	.29	.14	.97	1.40	.43
<i>Eugenia gardneriana</i>	4	3	15.79	84.21	.0080	.39	.03	.97	1.39	.42
Rubiaceae	3	3	15.79	63.16	.0063	.29	.03	.97	1.29	.32
<i>Solanum capsicoides</i>	4	2	10.53	84.21	.0101	.39	.04	.65	1.08	.43
<i>Solanum</i> sp. 1	1	1	5.26	21.05	.1621	.10	.65	.32	1.07	.75
<i>Metrodorea nigra</i>	3	2	10.53	63.16	.0226	.29	.09	.65	1.03	.38
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	2	10.53	63.16	.0095	.29	.04	.65	.98	.33
<i>Solanum gnaphalocarpum</i>	3	2	10.53	63.16	.0032	.29	.01	.65	.95	.31
<i>Aloysia virgata</i>	3	2	10.53	63.16	.0011	.29	.00	.65	.95	.30
<i>Athenaea picta</i>	2	2	10.53	42.11	.0102	.20	.04	.65	.88	.24
<i>Lippia chamissonis</i>	2	2	10.53	42.11	.0068	.20	.03	.65	.87	.22
<i>Feltophorum dubium</i>	2	2	10.53	42.11	.0027	.20	.01	.65	.85	.21
<i>Ocotea puberula</i>	2	2	10.53	42.11	.0017	.20	.01	.65	.85	.20
<i>Psychotria leiocarpa</i>	2	2	10.53	42.11	.0017	.20	.01	.65	.85	.20
<i>Solanum</i> sp. 6	1	1	5.26	21.05	.0742	.10	.30	.32	.72	.40
<i>Solanum</i> sp. 4	1	1	5.26	21.05	.0677	.10	.27	.32	.69	.37
<i>Vernonia</i> sp.	3	1	5.26	63.16	.0143	.29	.06	.32	.68	.35
<i>Rollinia silvatica</i>	1	1	5.26	21.05	.0350	.10	.14	.32	.56	.24
<i>Solanum</i> sp. 5	2	1	5.26	42.11	.0019	.20	.01	.32	.53	.20
<i>Chomelia</i> sp.	2	1	5.26	42.11	.0010	.20	.00	.32	.52	.20
<i>Piper mollicomum</i>	1	1	5.26	21.05	.0226	.10	.09	.32	.51	.19
<i>Guapira opposita</i>	1	1	5.26	21.05	.0214	.10	.09	.32	.51	.18
<i>Triumfetta bartramia</i>	1	1	5.26	21.05	.0203	.10	.08	.32	.50	.18
<i>Acacia</i> aff. <i>riparia</i>	1	1	5.26	21.05	.0169	.10	.07	.32	.49	.17
<i>Aegiphylia sellowiana</i>	1	1	5.26	21.05	.0103	.10	.04	.32	.46	.14
<i>Solanaceae</i> 3	1	1	5.26	21.05	.0103	.10	.04	.32	.46	.14
<i>Vernonia diffusa</i>	1	1	5.26	21.05	.0103	.10	.04	.32	.46	.14
<i>Hachaerium stipitatum</i>	1	1	5.26	21.05	.0087	.10	.04	.32	.46	.13
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	1	5.26	21.05	.0080	.10	.03	.32	.45	.13
<i>Cordia polycephala</i>	1	1	5.26	21.05	.0080	.10	.03	.32	.45	.13
<i>Solanum concinnum</i>	1	1	5.26	21.05	.0066	.10	.03	.32	.45	.12
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	1	1	5.26	21.05	.0060	.10	.02	.32	.45	.12
<i>Ficus glabra</i>	1	1	5.26	21.05	.0060	.10	.02	.32	.45	.12
<i>Cordia</i> sp. 2	1	1	5.26	21.05	.0060	.10	.02	.32	.45	.12
<i>Cariniana legalis</i>	1	1	5.26	21.05	.0048	.10	.02	.32	.44	.12
<i>Myrcogenia campestre</i>	1	1	5.26	21.05	.0048	.10	.02	.32	.44	.12
<i>Heliotropium transalpinum</i>	1	1	5.26	21.05	.0032	.10	.01	.32	.43	.11
<i>Solanaceae</i> 1	1	1	5.26	21.05	.0028	.10	.01	.32	.43	.11
<i>Lantana</i> sp.	1	1	5.26	21.05	.0028	.10	.01	.32	.43	.11
Euphorbiaceae	1	1	5.26	21.05	.0028	.10	.01	.32	.43	.11
<i>Acacia</i> sp.	1	1	5.26	21.05	.0028	.10	.01	.32	.43	.11
<i>Solanum swartzianum</i>	1	1	5.26	21.05	.0024	.10	.01	.32	.43	.11
<i>Aegiphylia</i> sp.	1	1	5.26	21.05	.0020	.10	.01	.32	.43	.11

conclusão da tabela 22

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Capsicum frutescens*</i>	1	1	5.26	21.05	.0020	.10	.01	.32	.43	.11
Myrtaceae 5	1	1	5.26	21.05	.0017	.10	.01	.32	.43	.10
<i>Rapanea umbellata</i>	1	1	5.26	21.05	.0017	.10	.01	.32	.43	.10
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	5.26	21.05	.0017	.10	.01	.32	.43	.10
<i>Chlorophora tinctoria</i>	1	1	5.26	21.05	.0017	.10	.01	.32	.43	.10
<i>Sida</i> sp.	1	1	5.26	21.05	.0017	.10	.01	.32	.43	.10
<i>Solanum acerosum</i>	1	1	5.26	21.05	.0017	.10	.01	.32	.43	.10
<i>Coutarea hexandra</i>	1	1	5.26	21.05	.0017	.10	.01	.32	.43	.10
<i>Solanum americanum</i>	1	1	5.26	21.05	.0006	.10	.00	.32	.42	.10
<i>Trichilia catigua</i>	1	1	5.26	21.05	.0006	.10	.00	.32	.42	.10
<i>Trichilia</i> sp.	1	1	5.26	21.05	.0006	.10	.00	.32	.42	.10
<i>Patagonula americana</i>	1	1	5.26	21.05	.0001	.10	.00	.32	.42	.10
<i>Acacia</i> aff. <i>glomerosa</i>	1	1	5.26	21.05	.0001	.10	.00	.32	.42	.10
<i>Zanthoxylum hiewale</i>	1	1	5.26	21.05	.0001	.10	.00	.32	.42	.10

* var. *baccatum*

TABELA 23 - Espécies e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; No.pc. = número de parcelas; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1987, parcelas com fogo intenso - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	No.ind.	No.pc.	FA	DA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
<i>Trema micrantha</i>	68	17	89.47	1431.58	19.1314	8.26	68.32	5.88	82.47	76.59
<i>Hybanthus atropurpureus</i>	127	15	78.95	2673.68	.4270	15.43	1.52	5.19	22.15	16.96
<i>Celtis iguanaea</i>	96	17	89.47	2021.05	.4509	11.66	1.61	5.88	19.16	13.27
<i>Jacaratia spinosa</i>	40	13	68.42	842.11	.9659	4.86	3.45	4.50	12.81	8.31
<i>Astronium graveolens</i>	51	11	57.89	1073.68	.2820	6.20	1.01	3.81	11.01	7.20
<i>Galipea jasminiflora</i>	19	11	57.89	400.00	.8251	2.31	2.95	3.81	9.06	5.26
<i>Urera baccifera</i>	26	10	52.63	547.37	.5107	3.16	1.82	3.46	8.44	4.98
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	47	7	36.84	989.47	.0756	5.71	.27	2.42	8.40	5.98
<i>Piper amalago</i> var. <i>medium</i>	28	11	57.89	589.47	.2009	3.40	.72	3.81	7.93	4.12
<i>Solanum erianthum</i>	9	6	31.58	189.47	1.3064	1.09	4.67	2.08	7.84	5.76
<i>Croton floribundus</i>	26	6	31.58	547.37	.3019	3.16	1.08	2.08	6.31	4.24
<i>Polysala klotzschii</i>	21	10	52.63	442.11	.0144	2.55	.05	3.46	6.06	2.60
<i>Actinostemon communis</i>	24	5	26.32	505.26	.0395	2.92	.14	1.73	4.79	3.06
<i>Centrolobium tomentosum</i>	15	6	31.58	315.79	.0761	1.82	.27	2.08	4.17	2.09
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	6	5	26.32	126.32	.3909	.73	1.40	1.73	3.86	2.13
<i>Merostachys</i> sp.	6	4	21.05	126.32	.4863	.73	1.74	1.38	3.85	2.47
<i>Abutilon peltatum</i>	11	5	26.32	231.58	.2096	1.34	.75	1.73	3.82	2.09
<i>Lasiacis ligulata</i>	9	6	31.58	189.47	.1318	1.09	.47	2.08	3.64	1.56
<i>Zanthoxylum</i> aff. <i>nemorale</i>	1	1	5.26	21.05	.8223	.12	2.94	.35	3.40	3.06
<i>Cecropia</i> sp.	5	5	26.32	105.26	.2666	.61	.95	1.73	3.29	1.56
<i>Holocalyx balansae</i>	8	6	31.58	168.42	.0649	.97	.23	2.08	3.28	1.20
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	11	5	26.32	231.58	.0416	1.34	.15	1.73	3.22	1.49
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	16	3	15.79	336.84	.0355	1.94	.13	1.04	3.11	2.07
<i>Cordia</i> sp. 1	8	4	21.05	168.42	.1216	.97	.43	1.38	2.79	1.41
<i>Ilex cerasifolia</i>	9	4	21.05	189.47	.0250	1.09	.09	1.38	2.57	1.18
<i>Acacia paniculata</i>	12	3	15.79	252.63	.0150	1.46	.05	1.04	2.55	1.51
<i>Metrodorea pubescens</i>	6	5	26.32	126.32	.0209	.73	.07	1.73	2.53	.80
<i>Trichilia elegans</i>	6	5	26.32	126.32	.0113	.73	.04	1.73	2.50	.77
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	8	4	21.05	168.42	.0263	.97	.09	1.38	2.45	1.07
<i>Solanum capsicoides</i>	8	3	15.79	168.42	.0302	.97	.11	1.04	2.12	1.08
<i>Metrodorea nigra</i>	5	3	15.79	105.26	.0354	.61	.13	1.04	1.77	.73
<i>Coffea arabica</i>	5	3	15.79	105.26	.0168	.61	.06	1.04	1.71	.67
<i>Ruellia graecisans</i>	8	2	10.53	168.42	.0097	.97	.03	.69	1.70	1.01
<i>Aloysia virgata</i>	5	3	15.79	105.26	.0061	.61	.02	1.04	1.67	.63
<i>Casearia gossypiosperma</i>	4	3	15.79	84.21	.0085	.49	.03	1.04	1.55	.52
<i>Athenaea picta</i>	3	3	15.79	63.16	.0241	.36	.09	1.04	1.49	.45
<i>Eugenia gardneriana</i>	3	3	15.79	63.16	.0194	.36	.07	1.04	1.47	.43
<i>Cariniana legalis</i>	3	3	15.79	63.16	.0151	.36	.05	1.04	1.46	.42
<i>Alchornea iricurana</i>	2	2	10.53	42.11	.0716	.24	.26	.69	1.19	.50
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	2	10.53	63.16	.0227	.36	.08	.69	1.14	.45
<i>Solanum gnaphalocarpum</i>	3	2	10.53	63.16	.0072	.36	.03	.69	1.08	.39
<i>Solanum pseudocapsicum</i>	5	1	5.26	105.26	.0043	.61	.02	.35	.97	.62
<i>Peltophorum dubium</i>	2	2	10.53	42.11	.0044	.24	.02	.69	.95	.26
<i>Psychotria leiocarpa</i>	2	2	10.53	42.11	.0040	.24	.01	.69	.95	.26
<i>Ocotea puberula</i>	2	2	10.53	42.11	.0033	.24	.01	.69	.95	.25
<i>Acacia</i> aff. <i>glomerosa</i>	2	2	10.53	42.11	.0022	.24	.01	.69	.94	.25
<i>Trichilia catigua</i>	2	2	10.53	42.11	.0021	.24	.01	.69	.94	.25
<i>Zanthoxylum hiemale</i>	2	2	10.53	42.11	.0012	.24	.00	.69	.94	.25
<i>Rollinia silvatica</i>	1	1	5.26	21.05	.1195	.12	.43	.35	.89	.55
<i>Guapira opposita</i>	1	1	5.26	21.05	.0430	.12	.15	.35	.62	.28
<i>Rapanea umbellata</i>	2	1	5.26	42.11	.0038	.24	.01	.35	.60	.26
<i>Triumfetta bartramia</i>	1	1	5.26	21.05	.0335	.12	.12	.35	.59	.24
<i>Piper mollicomum</i>	1	1	5.26	21.05	.0265	.12	.09	.35	.56	.22
<i>Acacia</i> aff. <i>riparia</i>	1	1	5.26	21.05	.0239	.12	.09	.35	.55	.21
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	1	5.26	21.05	.0239	.12	.09	.35	.55	.21
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	1	5.26	21.05	.0226	.12	.08	.35	.55	.20
<i>Vernonia diffusa</i>	1	1	5.26	21.05	.0214	.12	.08	.35	.54	.20
<i>Eugenia ligustrina</i>	1	1	5.26	21.05	.0169	.12	.06	.35	.53	.18
<i>Aegiphylia sellowiana</i>	1	1	5.26	21.05	.0103	.12	.04	.35	.50	.16
<i>Acacia polyphylla</i>	1	1	5.26	21.05	.0103	.12	.04	.35	.50	.16
<i>Cordia polycephala</i>	1	1	5.26	21.05	.0080	.12	.03	.35	.50	.15
<i>Euphorbiaceae</i>	1	1	5.26	21.05	.0073	.12	.03	.35	.49	.15
<i>Piptocarpha sellowii</i>	1	1	5.26	21.05	.0073	.12	.03	.35	.49	.15
<i>Solanum swartzianum</i>	1	1	5.26	21.05	.0073	.12	.03	.35	.49	.15
<i>Myrcogenia campestre</i>	1	1	5.26	21.05	.0048	.12	.02	.35	.48	.14
<i>Cyphomandra cornigera</i>	1	1	5.26	21.05	.0048	.12	.02	.35	.48	.14
<i>Acacia</i> sp.	1	1	5.26	21.05	.0048	.12	.02	.35	.48	.14
<i>Rubiaceae</i>	1	1	5.26	21.05	.0042	.12	.02	.35	.48	.14
<i>Solanum concinnum</i>	1	1	5.26	21.05	.0042	.12	.02	.35	.48	.14
<i>Heliotropium transalpinum</i>	1	1	5.26	21.05	.0042	.12	.02	.35	.48	.14
<i>Vernonia</i> sp.	1	1	5.26	21.05	.0037	.12	.01	.35	.48	.13
<i>Solanaceae</i>	1	1	5.26	21.05	.0032	.12	.01	.35	.48	.13
<i>Pisonia aculeata</i>	1	1	5.26	21.05	.0028	.12	.01	.35	.48	.13
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	5.26	21.05	.0028	.12	.01	.35	.48	.13
<i>Ficus glabra</i>	1	1	5.26	21.05	.0028	.12	.01	.35	.48	.13
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	1	5.26	21.05	.0017	.12	.01	.35	.47	.13
<i>Trichilia clauseni</i>	1	1	5.26	21.05	.0017	.12	.01	.35	.47	.13
<i>Coutarea hexandra</i>	1	1	5.26	21.05	.0017	.12	.01	.35	.47	.13
<i>Chlorophora tinctoria</i>	1	1	5.26	21.05	.0011	.12	.00	.35	.47	.13
<i>Solanum acerosum</i>	1	1	5.26	21.05	.0011	.12	.00	.35	.47	.13
<i>Solanum americanum</i>	1	1	5.26	21.05	.0006	.12	.00	.35	.47	.12
<i>Eupatorium vauthierianum</i>	1	1	5.26	21.05	.0004	.12	.00	.35	.47	.12

ANEXO 13

TABELA 24 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; N.spp = número de espécies; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1984, parcelas sem fogo - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Família	No.ind.	N.spp	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
Rutaceae	124	8	4133.33	100.00	5.2062	18.21	14.89	7.02	40.11	33.10
Apocynaceae	135	2	4500.00	100.00	3.2301	19.82	9.24	7.02	36.08	29.06
Euphorbiaceae	46	6	1533.33	75.00	4.8192	6.75	13.78	5.26	25.80	20.54
Mimosaceae	40	4	1333.33	83.33	4.5561	5.87	13.03	5.85	24.75	18.90
Meliaceae	45	5	1500.00	100.00	2.8761	6.61	8.23	7.02	21.85	14.83
Gramineae	21	2	700.00	58.33	2.6643	3.08	7.62	4.09	14.80	10.70
Violaceae	55	1	1833.33	75.00	.1632	8.08	.47	5.26	13.81	8.54
Rubiaceae	44	7	1466.67	83.33	.1911	6.46	.55	5.85	12.86	7.01
Fabaceae	9	3	300.00	50.00	2.7091	1.32	7.75	3.51	12.58	9.07
Bignoniaceae	2	1	66.67	16.67	3.0162	.29	8.63	1.17	10.09	8.92
Myrtaceae	26	9	866.67	66.67	.4549	3.82	1.30	4.68	9.80	5.12
Desconhecida	14	1	466.67	50.00	1.1394	2.06	3.26	3.51	8.82	5.31
Lauraceae	14	3	466.67	58.33	.6827	2.06	1.95	4.09	8.10	4.01
Ulmaceae	23	2	766.67	58.33	.0560	3.38	.16	4.09	7.63	3.54
Piperaceae	12	2	400.00	66.67	.1426	1.76	.41	4.68	6.85	2.17
Polygalaceae	22	1	733.33	50.00	.0199	3.23	.06	3.51	6.80	3.29
Caesalpinhiaceae	4	3	133.33	33.33	.8410	.59	2.41	2.34	5.33	2.99
Flacourtiaceae	10	1	333.33	41.67	.0312	1.47	.09	2.92	4.48	1.56
Bombacaceae	1	1	33.33	8.33	1.3019	.15	3.72	.58	4.45	3.87
Urticaceae	6	1	200.00	33.33	.1983	.88	.57	2.34	3.79	1.45
Nyctaginaceae	3	3	100.00	25.00	.3954	.44	1.13	1.75	3.33	1.57
Anacardiaceae	4	1	133.33	33.33	.0858	.59	.25	2.34	3.17	.83
Myrsinaceae	5	2	166.67	33.33	.0227	.73	.06	2.34	3.14	.80
Phytolaccaceae	3	1	100.00	16.67	.0208	.44	.06	1.17	1.67	.50
Lecythidaceae	2	1	66.67	16.67	.0102	.29	.03	1.17	1.49	.32
Simaroubaceae	1	1	33.33	8.33	.0530	.15	.15	.58	.88	.30
Compositae	1	1	33.33	8.33	.0220	.15	.06	.58	.79	.21
Icacinaceae	1	1	33.33	8.33	.0164	.15	.05	.58	.78	.19
Solanaceae	1	1	33.33	8.33	.0095	.15	.03	.58	.76	.17
Aquifoliaceae	1	1	33.33	8.33	.0076	.15	.02	.58	.75	.17
Moraceae	1	1	33.33	8.33	.0059	.15	.02	.58	.75	.16
Malvaceae	1	1	33.33	8.33	.0051	.15	.01	.58	.75	.16
Sapotaceae	1	1	33.33	8.33	.0044	.15	.01	.58	.74	.16
Loganiaceae	1	1	33.33	8.33	.0044	.15	.01	.58	.74	.16
Rhamnaceae	1	1	33.33	8.33	.0044	.15	.01	.58	.74	.16
Acanthaceae	1	1	33.33	8.33	.0007	.15	.00	.58	.73	.15

ANEXO 14

TABELA 25 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; N.spp = número de espécies; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1987, parcelas sem fogo - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Família	No.ind.	N.spp	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
Rutaceae	114	7	3800.00	100.00	5.4057	18.42	14.13	7.41	39.95	32.55
Apocynaceae	127	2	4233.33	100.00	4.4256	20.52	11.57	7.41	39.49	32.08
Mimosaceae	37	4	1233.33	83.33	5.3856	5.98	14.08	6.17	26.23	20.05
Euphorbiaceae	34	5	1133.33	75.00	5.6360	5.49	14.73	5.56	25.78	20.22
Meliaceae	35	5	1166.67	91.67	2.8423	5.65	7.43	6.79	19.87	13.08
Gramineae	20	2	666.67	58.33	3.6104	3.23	9.44	4.32	16.99	12.67
Violaceae	45	1	1500.00	75.00	.1556	7.27	.41	5.56	13.23	7.68
Fabaceae	8	3	266.67	58.33	2.7259	1.29	7.12	4.32	12.74	8.42
Rubiaceae	39	6	1300.00	75.00	.2028	6.30	.53	5.56	12.39	6.83
Myrtaceae	26	9	866.67	66.67	.5148	4.20	1.35	4.94	10.48	5.55
Bignoniaceae	2	1	66.67	16.67	3.0505	.32	7.97	1.23	9.53	8.30
Lauraceae	14	3	466.67	58.33	.6872	2.26	1.80	4.32	8.38	4.06
Piperaceae	14	2	466.67	58.33	.1776	2.26	.46	4.32	7.05	2.73
Polygalaceae	20	1	666.67	50.00	.0223	3.23	.06	3.70	6.99	3.29
Ulmaceae	22	2	733.33	41.67	.0778	3.55	.20	3.09	6.84	3.76
Urticaceae	16	1	533.33	25.00	.3284	2.58	.86	1.85	5.29	3.44
Caesalpinhiaceae	3	2	100.00	25.00	.9020	.48	2.36	1.85	4.69	2.84
Anacardiaceae	0	1	266.67	41.67	.0922	1.29	.24	3.09	4.62	1.53
Flacourtiaceae	0	1	266.67	41.67	.0275	1.29	.07	3.09	4.45	1.36
Bombacaceae	1	1	33.33	8.33	1.3729	.16	3.59	.62	4.37	3.75
Nyctaginaceae	3	3	100.00	25.00	.4381	.48	1.15	1.85	3.48	1.63
Myrsinaceae	5	2	166.67	33.33	.0258	.81	.07	2.47	3.34	.88
Phytolaccaceae	4	1	133.33	25.00	.0163	.65	.04	1.85	2.54	.69
Aquifoliaceae	3	1	100.00	25.00	.0121	.48	.03	1.85	2.37	.52
Lecythidaceae	3	1	100.00	25.00	.0111	.48	.03	1.85	2.37	.51
Simaroubaceae	1	1	33.33	8.33	.0681	.16	.18	.62	.96	.34
Icacinaeae	1	1	33.33	8.33	.0164	.16	.04	.62	.82	.20
Solanaceae	1	1	33.33	8.33	.0076	.16	.02	.62	.80	.18
Moraceae	1	1	33.33	8.33	.0067	.16	.02	.62	.80	.18
Sapotaceae	1	1	33.33	8.33	.0051	.16	.01	.62	.79	.17
Malvaceae	1	1	33.33	8.33	.0051	.16	.01	.62	.79	.17
Rhamnaceae	1	1	33.33	8.33	.0044	.16	.01	.62	.79	.17
Desconhecida	1	1	33.33	8.33	.0009	.16	.00	.62	.78	.16

ANEXO 15

TABELA 26 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; N.spp = número de espécies; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1984, parcelas com fogo moderado - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Família	No.ind.	N.spp	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
Gramineae	12	3	436.36	72.73	9.6493	1.91	27.22	5.23	34.36	29.13
Violaceae	141	2	5127.27	81.82	.6249	22.42	1.76	5.88	30.06	24.18
Ulmaceae	75	2	2727.27	100.00	2.7356	11.92	7.72	7.19	26.83	19.64
Urticaceae	61	1	2218.18	81.82	2.2030	9.70	6.22	5.88	21.80	15.91
Caricaceae	47	1	1709.09	63.64	2.2737	7.47	6.41	4.58	18.46	13.89
Rutaceae	40	6	1454.55	81.82	2.1561	6.36	6.08	5.88	18.32	12.44
Anacardiaceae	9	1	327.27	54.55	4.2241	1.43	11.92	3.92	17.27	13.35
Apocynaceae	27	2	981.82	72.73	2.4199	4.29	6.83	5.23	16.35	11.12
Solanaceae	26	9	945.45	90.91	1.3329	4.13	3.76	6.54	14.43	7.89
Mimosaceae	24	3	872.73	72.73	1.2264	3.82	3.46	5.23	12.50	7.28
Fabaceae	9	3	327.27	36.36	2.4074	1.43	6.79	2.61	10.84	8.22
Meliaceae	13	3	472.73	54.55	1.3470	2.07	3.80	3.92	9.79	5.87
Euphorbiaceae	18	5	654.55	45.45	.9201	2.86	2.60	3.27	8.73	5.46
Piperaceae	19	2	690.91	63.64	.0861	3.02	.24	4.58	7.84	3.26
Cecropiaceae	11	1	400.00	54.55	.1093	1.75	.31	3.92	5.98	2.66
Acanthaceae	19	1	690.91	36.36	.0572	3.02	.16	2.61	5.80	3.18
Rubiaceae	16	4	581.82	36.36	.0738	2.54	.21	2.61	5.37	2.75
Myrtaceae	5	3	181.82	36.36	.3207	.79	.90	2.61	4.31	1.70
Moraceae	16	1	581.82	18.18	.1418	2.54	.40	1.31	4.25	2.94
Polygalaceae	13	1	472.73	27.27	.0216	2.07	.06	1.96	4.09	2.13
Bignoniaceae	1	1	36.36	9.09	.7870	.16	2.22	.65	3.03	2.38
Verbenaceae	6	2	218.18	27.27	.0116	.95	.03	1.96	2.95	.99
Compositae	4	2	145.45	27.27	.0266	.64	.07	1.96	2.67	.71
Aquifoliaceae	3	1	109.09	18.18	.0759	.48	.21	1.31	2.00	.69
Sapotaceae	2	1	72.73	18.18	.0357	.32	.10	1.31	1.73	.42
Flacourtiaceae	2	2	72.73	18.18	.0207	.32	.06	1.31	1.68	.38
Lecythidaceae	2	2	72.73	18.18	.0029	.32	.01	1.31	1.63	.33
Malvaceae	1	1	36.36	9.09	.0350	.16	.10	.65	.91	.26
Nyctaginaceae	1	1	36.36	9.09	.0330	.16	.09	.65	.91	.25
Phytolaccaceae	1	1	36.36	9.09	.0292	.16	.08	.65	.90	.24
Boraginaceae	1	1	36.36	9.09	.0240	.16	.07	.65	.88	.23
Sterculiaceae	1	1	36.36	9.09	.0178	.16	.05	.65	.86	.21
Desconhecida	1	1	36.36	9.09	.0103	.16	.03	.65	.84	.19
Myrsinaceae	1	1	36.36	9.09	.0029	.16	.01	.65	.82	.17
Rhamnaceae	1	1	36.36	9.09	.0029	.16	.01	.65	.82	.17

ANEXO 16

TABELA 27 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; N.spp = número de espécies; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1987, parcelas com fogo moderado - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Família	No.ind.	N.spp	DA	DoA	FA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
Gramineae	9	3	327.27	13.0956	63.64	1.63	30.74	4.70	37.07	32.37
Violaceae	138	2	5018.18	.6766	81.82	24.95	1.59	6.04	32.58	26.54
Ulmaceae	64	3	2327.27	4.7174	100.00	11.57	11.07	7.38	30.03	22.65
Rutaceae	51	6	1854.55	2.2648	90.91	9.22	5.32	6.71	21.25	14.54
Urticaceae	41	1	1490.91	3.0859	81.82	7.41	7.24	6.04	20.70	14.66
Anacardiaceae	12	1	436.36	4.8729	45.45	2.17	11.44	3.36	16.96	13.61
Apocynaceae	27	2	981.82	2.5639	72.73	4.88	6.02	5.37	16.27	10.90
Mimosaceae	25	3	909.09	1.6001	72.73	4.52	3.76	5.37	13.65	8.28
Caricaceae	20	1	727.27	1.7625	63.64	3.62	4.14	4.70	12.45	7.75
Euphorbiaceae	21	5	763.64	1.3914	63.64	3.80	3.27	4.70	11.76	7.06
Fabaceae	10	3	363.64	2.7570	45.45	1.81	6.47	3.36	11.64	8.28
Meliaceae	13	4	472.73	1.3474	54.55	2.35	3.16	4.03	9.54	5.51
Piperaceae	21	2	763.64	.2110	63.64	3.80	.50	4.70	8.99	4.29
Moraceae	19	1	690.91	.2203	27.27	3.44	.52	2.01	5.97	3.95
Polygalaceae	17	1	618.18	.0262	27.27	3.07	.06	2.01	5.15	3.14
Decropiaceae	6	1	218.18	.1852	45.45	1.08	.43	3.36	4.88	1.52
Acanthaceae	15	1	545.45	.0457	18.18	2.71	.11	1.34	4.16	2.82
Solanaceae	4	4	145.45	.3115	36.36	.72	.73	2.68	4.14	1.45
Rubiaceae	6	4	218.18	.0314	27.27	1.08	.07	2.01	3.17	1.16
Myrtaceae	4	2	145.45	.1615	27.27	.72	.38	2.01	3.12	1.10
Verbenaceae	4	2	145.45	.0208	27.27	.72	.05	2.01	2.79	.77
Sapotaceae	3	1	109.09	.0612	27.27	.54	.14	2.01	2.70	.69
Bignoniaceae	1	1	36.36	.7870	9.09	.18	1.85	.67	2.70	2.03
Simaroubaceae	3	1	109.09	.0070	27.27	.54	.02	2.01	2.57	.56
Lecythidaceae	3	2	109.09	.0055	27.27	.54	.01	2.01	2.57	.56
Aquifoliaceae	3	1	109.09	.0340	18.18	.54	.08	1.34	1.96	.62
Malvaceae	2	1	72.73	.0528	18.18	.36	.12	1.34	1.83	.49
Flacourtiaceae	2	2	72.73	.0286	18.18	.36	.07	1.34	1.77	.43
Compositae	2	1	72.73	.0241	18.18	.36	.06	1.34	1.76	.42
Sterculiaceae	1	1	36.36	.1170	9.09	.18	.27	.67	1.13	.46
Myrsinaceae	2	1	72.73	.0136	9.09	.36	.03	.67	1.06	.39
Nyctaginaceae	1	1	36.36	.0528	9.09	.18	.12	.67	.98	.30
Boraginaceae	1	1	36.36	.0350	9.09	.18	.08	.67	.93	.26
Phytolaccaceae	1	1	36.36	.0292	9.09	.18	.07	.67	.92	.25
Rhamnaceae	1	1	36.36	.0029	9.09	.18	.01	.67	.86	.19

ANEXO 17

TABELA 28 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; N.spp = número de espécies; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1984, parcelas com fogo intenso - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Família	No.ind.	N.spp	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
Ulmaceae	271	2	5705.26	100.00	16.2511	26.54	65.50	7.79	99.83	92.05
Solanaceae	62	16	1305.26	89.47	3.3599	6.07	13.54	6.97	26.58	19.62
Caricaceae	100	1	2105.26	84.21	1.3890	9.79	5.60	6.56	21.95	15.39
Violaceae	132	1	2778.95	73.68	.3405	12.93	1.37	5.74	20.04	14.30
Rutaceae	54	7	1136.84	73.68	1.0615	5.29	4.28	5.74	15.31	9.57
Mimosaceae	64	6	1347.37	78.95	.0802	6.27	.32	6.15	12.74	6.59
Euphorbiaceae	45	4	947.37	63.16	.1310	4.41	.53	4.92	9.85	4.94
Urticaceae	32	1	673.68	57.89	.4649	3.13	1.87	4.51	9.52	5.01
Anacardiaceae	43	1	905.26	52.63	.1561	4.21	.63	4.10	8.94	4.84
Piperaceae	27	2	568.42	57.89	.0994	2.64	.40	4.51	7.55	3.05
Fabaceae	29	3	610.53	42.11	.1027	2.84	.41	3.28	6.53	3.25
Polygalaceae	17	1	357.89	47.37	.0057	1.67	.02	3.69	5.38	1.69
Gramineae	11	2	231.58	42.11	.1466	1.08	.59	3.28	4.95	1.67
Boraginaceae	15	5	315.79	36.84	.1344	1.47	.54	2.87	4.88	2.01
Apocynaceae	6	1	126.32	26.32	.4726	.59	1.90	2.05	4.54	2.49
Desconhecida	11	1	231.58	36.84	.0637	1.08	.26	2.87	4.20	1.33
Malvaceae	13	2	273.68	26.32	.2183	1.27	.88	2.05	4.20	2.15
Rubiaceae	14	5	294.74	26.32	.0198	1.37	.08	2.05	3.50	1.45
Verbenaceae	0	5	168.42	31.58	.0230	.78	.09	2.46	3.34	.88
Compositae	8	3	168.42	26.32	.0379	.78	.15	2.05	2.99	.94
Cecropiaceae	5	1	105.26	26.32	.0671	.49	.27	2.05	2.81	.76
Helicaceae	7	3	147.37	26.32	.0065	.69	.03	2.05	2.76	.71
Myrtaceae	6	3	126.32	26.32	.0144	.59	.06	2.05	2.69	.65
Aquifoliaceae	7	1	147.37	21.05	.0170	.69	.07	1.64	2.39	.75
Acanthaceae	12	1	252.63	10.53	.0174	1.18	.07	.82	2.07	1.25
Flacourtiaceae	5	1	105.26	15.79	.0091	.49	.04	1.23	1.76	.53
Palmae	3	1	63.16	10.53	.0095	.29	.04	.82	1.15	.33
Sapindaceae	2	2	42.11	10.53	.0097	.20	.04	.82	1.05	.23
Moraceae	2	2	42.11	10.53	.0076	.20	.03	.82	1.05	.23
Caesalpinhiaceae	2	1	42.11	10.53	.0027	.20	.01	.82	1.03	.21
Lauraceae	2	1	42.11	10.53	.0017	.20	.01	.82	1.02	.20
Annonaceae	1	1	21.05	5.26	.0350	.10	.14	.41	.65	.24
Nyctaginaceae	1	1	21.05	5.26	.0214	.10	.09	.41	.59	.18
Tiliaceae	1	1	21.05	5.26	.0203	.10	.08	.41	.59	.18
Rhamnaceae	1	1	21.05	5.26	.0060	.10	.02	.41	.53	.12
Lecythidaceae	1	1	21.05	5.26	.0048	.10	.02	.41	.53	.12
Myrsinaceae	1	1	21.05	5.26	.0017	.10	.01	.41	.51	.10

ANEXO 18

TABELA 29 - Famílias e seus parâmetros fitossociológicos, por ordem decrescente de IVI. No.ind. = número de indivíduos; N.spp = número de espécies; FA = frequência absoluta; DA = densidade absoluta; DoA = dominância absoluta; DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; IVI = índice do valor de importância; IVC = índice do valor de cobertura. Levantamento de 1987, parcelas com fogo intenso - mata da Santa Genebra, Campinas, SP.

Família	No.ind.	N.spp	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	IVI	IVC
Ulmaceae	164	2	3452.63	100.00	19.5823	19.93	69.93	8.19	98.05	89.86
Violaceae	127	1	2673.68	78.95	.4270	15.43	1.52	6.47	23.42	16.96
Rutaceae	57	7	1200.00	78.95	1.7666	6.93	6.31	6.47	19.70	13.23
Mimosaceae	72	7	1515.79	78.95	.1967	8.75	.70	6.47	15.92	9.45
Solanaceae	34	11	715.79	68.42	1.3935	4.13	4.98	5.60	14.71	9.11
Caricaceae	40	1	842.11	68.42	.9659	4.86	3.45	5.60	13.91	6.31
Euphorbiaceae	53	4	1115.79	57.89	.4202	6.44	1.50	4.74	12.68	7.94
Anacardiaceae	51	1	1073.68	57.89	.2820	6.20	1.01	4.74	11.95	7.20
Urticaceae	26	1	547.37	52.63	.5107	3.16	1.82	4.31	9.29	4.98
Piperaceae	29	2	610.53	57.89	.2273	3.52	.81	4.74	9.08	4.34
Gramineae	15	2	315.79	52.63	.6181	1.82	2.21	4.31	8.34	4.03
Fabaceae	27	3	568.42	52.63	.1416	3.28	.51	4.31	8.10	3.79
Polygalaceae	21	1	442.11	52.63	.0144	2.55	.05	4.31	6.91	2.60
Apocynaceae	6	1	126.32	26.32	.3909	.73	1.40	2.16	4.28	2.13
Malvaceae	11	1	231.58	26.32	.2096	1.34	.75	2.16	4.24	2.09
Boraginaceae	10	3	210.53	26.32	.1338	1.22	.48	2.16	3.85	1.69
Meliaceae	9	3	189.47	31.58	.0150	1.09	.05	2.59	3.73	1.15
Cecropiaceae	5	1	105.26	26.32	.2666	.61	.95	2.16	3.71	1.56
Rubiaceae	9	4	189.47	26.32	.0268	1.09	.10	2.16	3.34	1.19
Aquifoliaceae	9	1	189.47	21.05	.0250	1.09	.09	1.72	2.91	1.18
Verbenaceae	6	2	126.32	21.05	.0164	.73	.06	1.72	2.51	.79
Myrtaceae	5	3	105.26	21.05	.0411	.61	.15	1.72	2.48	.75
Compositae	4	4	84.21	15.79	.0329	.49	.12	1.29	1.90	.60
Acanthaceae	8	1	168.42	10.53	.0097	.97	.03	.86	1.87	1.01
Flacourtiaceae	4	1	84.21	15.79	.0085	.49	.03	1.29	1.81	.52
Lecythidaceae	3	1	63.16	15.79	.0151	.36	.05	1.29	1.71	.42
Palmae	3	1	63.16	10.53	.0227	.36	.08	.86	1.31	.45
Sapindaceae	2	2	42.11	10.53	.0254	.24	.09	.86	1.20	.33
Caesalpinhiaceae	2	1	42.11	10.53	.0044	.24	.02	.86	1.12	.26
Moraceae	2	2	42.11	10.53	.0039	.24	.01	.86	1.12	.26
Lauraceae	2	1	42.11	10.53	.0033	.24	.01	.86	1.12	.25
Annonaceae	1	1	21.05	5.26	.1195	.12	.43	.43	.98	.55
Nyctaginaceae	2	2	42.11	5.26	.0458	.24	.16	.43	.84	.41
Myrsinaceae	2	1	42.11	5.26	.0038	.24	.01	.43	.69	.26
Tiliaceae	1	1	21.05	5.26	.0335	.12	.12	.43	.67	.24
Rhamnaceae	1	1	21.05	5.26	.0017	.12	.01	.43	.56	.13

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABUGOV, R. 1982. Species diversity and phasing of disturbance. *Ecology* 63:289-293.
- ANDRADE-LIMA, D. de. 1966. Vegetação. In: IBGE, ed., Atlas nacional do Brasil. Rio de Janeiro. Folha II-11.
- ASSUMPCÃO, C.T.; LEITÃO FILHO, H. de F. & CESAR, O. 1982. Descrição das matas da Fazenda Barreiro Rico, estado de São Paulo. *Revta brasil. Bot.* 5:53-66.
- ASHTON, P.S. 1989. Species richness in tropical forests. In: HOLM NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C. & BALSLEV, H., ed., Tropical forests. London, Academic Press. P. 101-110.
- AUBRÉVILLE, A. 1938. La forêt coloniale: les forêts de l'Afrique occidentale française. *Ann. Acad. Sci. Colon.*, Paris, 9:1-245.
- AUSTIN, M.P. 1977. Use of ordination and other multivariate descriptive methods to study succession. *Vegetatio* 35:165-175.
- AWETO, A.O. 1981a. Secondary succession and soil fertility restoration in south-western Nigeria. I. Succession. *J. Ecol.* 69:601-607.
- AWETO, A.O. 1981b. Secondary succession and soil fertility restoration in south-western Nigeria. III. Soil and vegetation interrelationships. *J. Ecol.* 69:957-963.
- BACKES, A. 1983. Dinâmica do pinheiro brasileiro. *Iheringia, sér. Botânica*, 30:49-84.
- BAITELLO, J.B.; PASTORE, J.A.; AGUIAR, O.T.; SÉRIO, F.C. & SILVA, C.E.F. 1988. A vegetação arbórea do Parque Estadual do Morro do Diabo, município de Teodoro Sampaio, estado de São Paulo. *Acta bot. bras.* 1:221-230 (suplemento).
- BARDEN, L.S. 1989. Repeatability in forest gap research: studies in the great smoky mountains. *Ecology* 70:558-559.
- BARROSO, G.M.; GUIMARÃES, E.F.; ICHASO, C.L.F.; COSTA, C.G. & PEIXOTO, A.L. 1978. Sistemática de Angiospermas do Brasil. vol. 1. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos; São Paulo, Universidade de São Paulo. 255p..
- BAZZAZ, F.A. 1986. Ecological processes and rain forest regeneration. In: HADLEY, M., ed., Rain forest regeneration and management; report of a workshop. Paris, International Union of Biological Sciences. P. 11-13. (Biology international - special issue, 18).
- BELL, D.T. & KOCH, J.M. 1980. Post-fire succession in the northern jarrah forest of western Australia. *Aust. J. Ecol.* 5:9-14.
- BERNAL, M.R. & GÓMEZ-POMPA, A. 1976. Estudio de las primeras etapas sucesionales de una selva alta perenifolia en Veracruz, México. In: GÓMEZ-POMPA, A., VÁZQUEZ-YANES, C., AMO, R.S. del & BUTANDA, A.C., ed., Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. México, Compañía Editorial Continental. P. 112-192.

- BERTONI, J.E. 1984. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta no interior do estado de São Paulo: Reserva Estadual de Porto Ferreira. Tese de Mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 196 p.
- BERTONI, J.E.A.; MARTINS, F.R.; MORAES, J.L. & SHEPHERD, G.J. 1988. Composição florística e estrutura fitossociológica do Parque Estadual de Vacununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP - gleba Praxedes. Bol. técn. IF 42:149-170.
- BISTRICHI, C.A.; CARNEIRO, C.D.R.; DANTAS, A.S.L.; PONÇANO, W.L.; CAMPANHA, G.A.C.; NAGATA, N.; ALMEIDA, M.A.; STEIN, D.P.; MELO, M.S. & CREMONINI, O.A. 1981. Mapa geológico do estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo. Monografias 6. 126p..
- BONGERS, F.; POPMA, J.; MEAVE DEL CASTILLO, J. & CARABIAS, J. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, México. Vegetatio 74:55-80.
- BRINKMANN, W.L.F. & VIEIRA, A.N. 1971. The effect of burning on germination of seeds at different soil depths of various tropical tree species. Turrialba 21:77-82.
- BROKAW, N.V.L. 1985. Treefalls, regrowth and community structure in tropical forests. In: PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S., ed., The ecology of natural disturbance and patch dynamics. New York. Academic Press. P. 53-69.
- BROKAW, N.V.L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. J. Ecol. 75:9-18.
- BROKAW, N.V.L. & SCHEINER, S.M. 1989. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. Ecology 70:538-541.
- BUDOWSKI, G. 1963. Forest succession in tropical lowlands. Turrialba 13:43-44.
- BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. Turrialba. 15: 40-42.
- BUDOWSKI, G. 1970. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowland forests. Trop. Ecology 11:44-48.
- BUELL, M.F.; BUELL, H.F.; SMALL, J.A. & SICCANA, T.G. 1971. Invasion of trees in secondary succession on the New Jersey piedmont. Bull. Torrey Bot. Club 98:67-74.
- CAMARGO, A.P. 1978. Balanço hídrico no Estado de São Paulo. 4ª. ed. Boletim 116. Campinas, Instituto Agrônomo. 28p.
- CAMARGO, M.B.P.; ALFONSI, R.R.; ORTOLANI, A.A.; PEDRO JUNIOR, M.J.; BRUNINI, O. & CHIAVEGATO, O.M.D.P. 1986. A seca de 1985 no Estado de São Paulo. O AGRÔNOMICO 38:31-44.
- CANHAM, C.D. 1989. Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. Ecology 70:548-550.

- CARVALHO, J.O.P. de 1982. Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós, no estado do Pará. Tese de mestrado. Curitiba, Universidade Federal do Paraná.
- CASTELLANI, T.T., 1986. Sucessão secundária inicial em mata tropical semidecídua, após perturbação por fogo. Tese de Mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 180 p.
- CAVASSAN, O. 1990. Florística e fitossociologia da vegetação lenhosa em um hectare de cerrado no Parque Ecológico Municipal de Bauru (SP). Tese de Doutorado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 260 p.
- 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.
- CLARK, A. & CLARK, D. 1987. Análisis de la regeneración de árboles del dosel en bosque muy húmedo tropical y aspectos teóricos y prácticos. *Rev. Biol. Trop.* 35:41-54. (Suplemento 1).
- CLEMENTS, F.E. 1928. Plant succession and indicators. New York, H.W. Wilson. 453 p.
- COLINVAUX, P.A. 1973. Introduction to ecology. New York, John Wiley & Sons. 621 p.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111:1119-1143.
- CÓRDOBA, C.B. 1985. Demografia de arboles tropicales. In: GÓMEZ-POMPA, A. & AMO, S.R. del, ed., Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Tomo II Instituto Nacional de Investigaciones sobre recursos bióticos. México, Alhambra Mexicana. p. 103-128.
- CORNFORTH, I.S. 1970. Reafforestation and nutrient reserves in the humid tropics. *J. appl. Ecol.* 7:609-615.
- CRAWLEY, M.J. 1989. The structure of plant communities. In: CRAWLEY, M.J., ed., Plant ecology. London. Blackwell Scientific Publications. P. 1-50.
- CREMER, K.W. & MOUNT, A.B. 1965. Early stages of plant succession following the complete felling and burning of *Eucalyptus regnans* forest in the Florestine Valley, Tasmania. *Aust. J. Bot.* 13:303-322.
- CRONQUIST, A. 1981. An integrated system of classification of flowering plants. New York, Columbia University. 1261 p..
- DAJOZ, R. 1973. Ecologia geral. Petrópolis, Ed. Vozes; São Paulo, editora da Universidade de São Paulo. 472 p..
- DANSEREAU, P. 1947. Zonation et succession sur la restinga de Rio de Janeiro - I. Halosère. *Revue Canadienne de Biologie* 6:448-477.
- DEL PICCHIA, P.C.D. & CAVALHEIRO, F. 1988. Projeto urbanístico para o Vale do Rio Jahu (perímetro urbano do município de Jahu). Projeto paisagístico. *Acta bot. bras.* 1:231-241. (suplemento).

- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12:47-55. (Supplement).
- DOTTORI, N.M. 1988. Anatomia reproductiva en Ulmaceae s.l. con especial referencia a la embriología y carpología. Tese de doutorado. Universidade Nacional de Córdoba, Argentina. 212 p..
- DRURY, W.H. & NISBET, I.C.T. 1973. Succession. *Journal of arboretum* 54:331-368.
- DUTRA, G.R.P. 1920. Adubos químicos: sua composição e modo de emprego nas diversas culturas. São Paulo, Secretaria da Agricultura, Commercio e Obras Públicas do Estado de São Paulo. 205 p..
- EGLER, F.E. 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4:412-417.
- EHRlich, P.R. & EHRlich, A.H. 1981. Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. New York, Random House. 305p..
- EWEL, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12:2-7. (Supplement).
- EWEL, J.; BERISH, C.; BROWN, B.; PRIC, N. & RAICH, J. 1981. Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest sites. *Ecology* 62:816-829.
- FINEGAN, B. 1984. Forest Succession. *Nature* 312:109-114.
- GANDOLFI, S. 1991. Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP. Tese de mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 232 p..
- GARGANTINI, H.; COELHO, F.A.S.; VERLENGA, F. & SOARES, E. 1970. Levantamento de fertilidade dos solos do Estados de São Paulo. Campinas, Instituto Agrônômico. 32 p..
- GAUCH JR., H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge, Cambridge University. 298 p..
- GLEASON, H.A. 1917. The structure and development of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club* 43:463-481.
- GLEASON, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club* 53:7-26.
- GÓMEZ-POMPA, A. & VÁZQUEZ-YANES, C. 1985. Estudios sobre la regeneración de selvas en regiones cálido-húmedas de México. In: GÓMEZ-POMPA, A. & AMO, S.R. del, ed., Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Tomo II. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. P. 1-25.
- GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C.; AMO, R.S. del & BUTANDA, A.C. 1976. Introducción general. In GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C.; AMO, R.S. del & BUTANDA, A.C., ed., Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. México, Compañía Editorial Continental. P. 5-10.

- GOODLAND, R.J.A.; IRWIN, H.S. & POLLARD, R. 1973. The Brazilian cerrado vegetation: a fertility gradient. *J. Ecol.* 61:219-224.
- GUEVARA, S.S. & GÓMEZ-POMPA, A. 1972. Seeds from surface soils in a tropical region of Veracruz, Mexico. *J. Arnold Arbor.* 53:312-335.
- GUEVARA, S.S.; PURATA, S.E. & van DER MAAREL, E. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66:77-84.
- HALL, J.B. & SWAINE, M.D. 1980. Seed stoks in Ghanaian Forest soil. *Biotropica* 12:256-263.
- HARCOMBE, P.A. 1977. The influence of fertilization on some aspects of succession in a humid tropical forest. *Ecology* 58:1375-1383.
- HARCOMBE, P.A. 1980. Soil nutrient loss as a factor in early tropical secondary succession. *Biotropica* 12:8-15. (supplement).
- HARNETT, D.C. & KROFTA, D.M. 1989. Fifty-five years of post-fire succession in a southern mixed hard wood forest. *Bull. Torrey Bot. Club* 116:107-113.
- HARTSHORN, G.S. 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. In: TOMLINSON, P.B. & ZIMMERMANN, M.H., ed., *Tropical trees as living systems*. Cambridge, Cambridge University. P. 617-638.
- HARTSHORN, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12:16-23. (supplement).
- HARTSHORN, G.S. 1989. Gap-phase dynamics and tropical tree species richness. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C. & BALSLEV, H., ed., *Tropical forests*. London, Academic. P. 3-24.
- HEINSELMAN, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forest of northern North America. In: WEST, D.C.; SHUGART, H.H. & BATKIN, D.B., ed., *Forest succession, concepts and application*. New York, Springer-Verlag. P. 374-405.
- HILL, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Ithaca, Cornell University.
- HILL, M.O. & GAUCH, Jr., H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47-58.
- HOPKINS, A.J.M. & ROBINSON, C.J. 1981. Fire induced structural change in a western Australian woodland. *Aust. J. Ecol.* 6:177-188.
- HUBBELL, S. & FORSTER, R. 1989. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M.J., ed., *Plant Ecology*. Oxford, Blackwell Scientific Publications. P. 77-96.
- IMAGUIRRE, N. 1978/80. Contribuição ao estudo florístico e ecológico da Fazenda Experimental do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. 1, 2 e 3. *Acta Biológica Paranaensis* 8/9:19-105.
- JARDIM, F.C. da S. 1986/87. Taxa de regeneração natural na floresta tropical úmida. *Acta Amazônica* 16/17 (nº. ún.):401-410.

- JARENKOW, J.A. & BAPTISTA, L.R. de M. 1987. Composição florística e estrutura da mata com araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul. *Napaea* 3:9-18.
- KAHN, F. 1982. La reconstitution de la forêt tropicale humide-sud-ouest de la Côte d'Ivoire. édition de l'Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-mer. Collection Mémoires n°. 97. Paris. 150p..
- KELLMAN, M.C. 1970. Secondary plant succession in tropical Montane Mindanao. Department of Biogeography and Geomorphology Publication B1/2. Canberra, Australian National University. 174 p..
- KELLMAN, M. 1980. Geographic patterning in tropical weed communities and early secondary successions. *Biotropica* 12:34-46. (supplement).
- KENDYER, L.A. 1929. General and successional ecology of the lower tropical rain-forest at Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 10:201-22.
- KLEIN, R.M. 1979. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* 31:11-164.
- KLEIN, R.M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* 32:165-389.
- KNIGHT, D.H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecol. Monogr.* 45:259-284.
- KOPOWITZ, H. & KAYE, H. 1986. Plant extinction: a global crisis. Washington, Stone Wall. 239 p..
- KOTCHETKOFF-HENRIQUES, D. 1989. Composição florística e estrutural de uma mata mesófila semidecídua na cabeceira do rio da Cachoeira, Serra de Itaqueri, Itirapina, SP. Tese de mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 121 p..
- KUHLMANN, M. & KUHN, E. 1947. A flora do distrito de Ibiti (ex-Monte Alegre), município de Amparo - São Paulo. São Paulo, Instituto de Botânica, 221 p..
- LEITÃO FILHO, H. de F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16A:197-206. (Anais do Congresso sobre Essências Nativas, Campos do Jordão).
- LEMS, R.C. & SANTOS, R.D.. 1982. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 2ª ed.. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciências do Solo e Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos.
- LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *J. Trop. Ecol.* 3:347-358.
- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D. & PERALTA, R. 1989. Forest are not just swiss cheese: canopy stereogeometry of non-gaps in tropical forest. *Ecology* 70:550-552.
- LINCOLN, R.J.; BOXSHALL, G.A. & CLARK, P.F. 1985. A dictionary of ecology, evolution and systematics. London, Cambridge University. 298p..

- LORENZI, H. 1982. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicos e medicinais. Piracicaba, Franciscana, 425 p..
- MANOKARAN, N. & KOCHUMMEN, K.M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. J. Trop. Ecol. 3:315-330.
- MARCONDES-FERREIRA NETO, W. 1988. *Aspidosperma* Mart., *non cons.* (Apocynaceae): estudos taxonômicos. Tese de Doutorado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 431 p..
- MARGALEF, R. 1974. Ecologia. Barcelona, Omega. 951 p..
- MARTÍNEZ-RAMOS, M. 1985. Claros, ciclos vitales de los arboles tropicales y regeneración natural de las selvas altas perenifolias. In: GÓMEZ-POMPA, A.; AMO, S.R. del, eds., Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Tomo II. México, Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos y Alhambra Mexicana. P. 191-239.
- 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. Tese de doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo. 252 p..
- MARTINS, F.R. 1982. O balanço hídrico seqüencial e o caráter semidecíduo da floresta do Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Rev. Bras. Estat. 43:353-389.
- MARTINS, F.R. 1989. Fitossociologia de florestas do Brasil: um histórico bibliográfico. Pesquisas - Série Botânica, São Leopoldo, 40:104-164.
- MATTEUCCI, S.D. & COLMA, A. 1982. Metodologia para el estudio de la vegetación. Washington, Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa regional de desarrollo científico y tecnológico. Serie de Biología, monografía nº. 22, 168 p..
- MATTHES, L.A.F. 1980. Composição florística, estrutura e fenologia de uma floresta residual de planalto paulista: Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP.). Tese de Mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 209 p..
- MATTHES, L.A.F.; LEITÃO FILHO, H. de F. & MARTINS, F.R. 1988. Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP.): composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo. In: Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo 5, Botucatu, 1985. Anais. P. 55-76.
- MAY, R. M. 1976. Patterns of species abundance and diversity. In: CODY, M. L. & DIAMOND, J. M., ed., Ecology and evolution of communities. Cambridge, Harvard University.
- McCLANAHAN, T.R. 1986. The effect of a seed source on primary succession in a forest ecosystem. Vegetatio 65:175-178.
- McINTOSH, R. P. 1981. Succession and ecological theory. In: WEST, D.C.; SHUGART, H.H. & BOTKIN, D.B., ed., Forest succession: concepts and application. New York, Springer-Verlag. P. 10-23.
- MEDINA, J.C. 1966. Flora do Brasil - Dicotiledôneas arbóreas úteis. Campinas, Instituto Agrônomo. Datilografado, 2 v.. 926 p..

- MORELLATO, L.P.C. 1987. Estudo comparativo de fenologia e dinâmica de duas formações florestais na Serra do Japi, Jundiaí, SP. Tese de Mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 232 p..
- MORENO, P. 1977. Latencia y viabilidad de semillas de arboles tropicales. *Interciência* 2:298-302.
- MOTA, F.S. 1976. *Meteorologia agrícola*. 2ª. ed.. São Paulo, Nobel. 376p..
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLEMBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, John Wiley & Sons. 547 p..
- NAMUR, C. & GUILLAUMET, J.L. 1978. 3 - Grands traits de la reconstitution dans le Sud-Ouest ivoirien. *Cash. O.R.S.T.O.M., Ser. Biol.*, v. 13, P. 197-201.
- NEWEL, S.J. & TRAMER, E.J. 1978. Reproductive strategies in herbaceous plant communities during succession. *Ecology* 59:228-34.
- NIMER, E. 1977. Clima. In: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, ed., *Geografia do Brasil*. V. 3. Região Sudeste. Rio de Janeiro, Fundação IBGE. P. 51-89.
- NÚÑEZ-FARFÁN, J. & DIRZO, R. 1985. Herbivoria y sucesión en una selva alta perenefolia. In: GÓMEZ-POMPA, A. & AMO, S.R. del, ed., *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. Tomo II. México, Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos y Alhambra Mexicana. P. 313-332.
- ODUM, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- OLDEMAN, R.A.A. & van DIJK, J. 1986. Tree characteristics, sylvigeneis and architectural diversity. In: HADELY, M., ed., *Rain Forest Regeneration and Management; report of a workshop*. Paris, International Union of Biological Sciences. P. 18-22. (Biology international - special issue, 18).
- OLIVEIRA, J.B. de; MENK, J.R.F. & ROTTA, C.L. 1979. Levantamento semidetalhado dos solos do Estado de São Paulo. *Quadrícula de Campinas*. Rio de Janeiro, IBGE. 156 p..
- OPLER, P.A.; BACKER, H.G. & FRANKIE, G.W. 1977. Recovery of tropical lowland forest ecosystems. In: CAIRNS JR., J.; DICKSON, K.L. & HERRICKS, E.A., ed., *Restoration and recovery of damaged ecosystems*. Charlottesville, University Press of Virginia. P. 379-421.
- ORIAN, G.H. 1982. The influence of tree-falls in tropical forests in tree species richness. *Trop. Ecol.* 23:255-279.
- PAGANO, S.N. & LEITÃO FILHO, H. de F. 1987. Composição florística do estrato arbóreo de mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro (estado de São Paulo). *Revta brasil. Bot.* 10:37-49.
- PAGANO, S.N.; LEITÃO FILHO, H. de F. & SHEPHERD, G.J. 1987. Estudo fitossociológico em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Revta brasil. Bot.* 10:49-61.

- PHILLIPS, J. 1934. Succession, development, the climax, and the complex organism: an analysis of concepts. Part I. *J. Ecology* 22:554-571.
- PHILLIPS, J. 1935a. Succession, development, the climax, and the complex organism: an analysis of concepts. Part II. Development and the climax. *J. Ecology* 23:210-246.
- PHILLIPS, J. 1935b. Succession, development, the climax, and the complex organism: an analysis of concepts. Part III. The complex organism: conclusions. *J. Ecology* 23:488-508.
- PICKETT, S.T.A. 1983. Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamic. *Trop. Ecol.* 24:68-84.
- PICKETT, S.T.A.; COLLINS, S.L. & ARMESTO, J.J. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69:109-114.
- PIELOU, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. New York, John Wiley and Sons. 165 p..
- PIELOU, E.C. 1984. *The interpretation of ecological data - a primer on classification and ordination*. New York, John Wiley and Sons & Interscience. 263 p..
- PONÇANO, W.L.; CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M. & PRANDINI, F.L. 1981. Mapa geomorfológico do estado de São Paulo. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo. Monografias 5. vol. I e II, 94p..
- POSAMENTIER, H.G.; CLARK, S.S.; HAIN, D.L. & RECHER, H.F. 1981. Succession following wildfire in coastal heathland. *Aust. J. Ecol.* 6:165-175.
- POULSON, T. & PLATT, W. 1989. Gap light regimes influence canopy tree diversity. *Ecology* 70:553-555.
- FRANCE, G.T. & CAMPBELL, D.G. 1988. The present state of tropical floristics. *Taxon* 37:519-548.
- PURATA, S.E. 1986. Transect analysis as a basis for comparing stages of old-field succession in a tropical rain forest area in Mexico. *Trop. Ecol.* 27:103-122.
- PUTZ, F.E. 1984. How trees avoid and shed lianas. *Biotropica* 16:19-23.
- RAIJ, B. van. 1983. *Avaliação da fertilidade do solo*. Piracicaba, Instituto da Potassa e Fósforo, Instituto Internacional da Potassa. 142p..
- RAIJ, B. van; SILVA, N.M.; BATAGLIA, O.C.; QUAGGIO, J.A.; HIROCE, H.; CANTARELLA, H.; BELLINAZZI JUNIOR, R.; DECHEN, A.R. & TRANI, P.E. 1985. *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. Boletim técnico 100. Campinas, Instituto Agrônomo. 107 p..
- RAVEN, P.H. 1988. Tropical floristics tomorrow. *Taxon* 37:549-560.

- REITZ, R. & KLEIN, R.M. 1966. Araucariáceas. In REITZ, R., ed., *Flora Ilustrada Catarinense: ARAU*. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues. 63p..
- REITZ, R.; KLEIN, R.M. & REIS, A. 1978. Projeto madeira de Santa Catarina. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues. 320 p.
- RESENDE, M.; CURI, N. & SANTANA, D.P. 1988. *Pedologia e fertilidade do solo: interações e aplicações*. Brasília, MEC, ESAL, POTAFOS. 83 p..
- RICHARDS, D.W. 1979. *The tropical rain forest*. Cambridge, Cambridge University. 450 p..
- RICKLEFS, R.E. 1990. *Ecology*. New York, W.H. Freeman. 896p..
- RIZZINI, C.T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica (florístico-sociológica) do Brasil. *Rev.Bras. Geogr.* 25:3-64.
- RIZZINI, C.T. 1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. v.2. Aspectos sociológicos e florísticos. São Paulo, EDUSP & HUCITEC. 374 p..
- RODRIGUES, R.R. 1986. Levantamento florístico e fitossociológico das matas da Serra do Japi, Jundiaí, SP. Tese de Mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 198 p..
- RODRIGUES, R.R.; MORELLATO, L.P.C.; JOLY, C.A. & LEITÃO FILHO, H. de F. 1989. Estudos florísticos e fitossociológicos em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiaí. SP. *Revta brasil. Bot.* 12:71-84.
- ROHLF, F.J. 1988. NTSYS-PC - Numerical taxonomy and multivariate analysis system, Version 1.3. New York, Exeter Publishing. 73p..
- ROSSI, L. 1987. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando Salles de Oliveira", São Paulo, SP. Tese de Mestrado. São Paulo, Universidade Estadual de São Paulo. 270 p..
- SAXENA, K.G. & RAMAKRISHNAN, P.S. 1982. Reproductive efficiency of secondary successional herbaceous populations subsequent to slash and burn of sub-tropical humid forest in North-Eastern India. *Proc. Indian Acad. Sci (Plant Sci)*. 91:61-68.
- SELLECK, G.W. 1960. The climax concept. *Bot. Rev.* 26:534-545.
- SHANKMAN, D. & DALY, C. 1988. Forest regeneration above tree limit depressed by fire in the Colorado front range. *Bull. Torrey Bot. Club.* 115:272-279.
- SHEPHERD, G.J. 1988. Fitopac 1 - Versão Preliminar. Apostila. Campinas, Departamento de Botânica, IB/Universidade Estadual de Campinas. 24 p..
- SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I.; MORAWETZ, W. & GOTTSBERGER, G. 1977. Frost damage of cerrade plants in Botucatu, Brazil, as related to the geographical distribution of the species. *Biotropica* 9:253-261.
- SILVA, A.F. 1989. Composição florística e estrutura fitossociológica de estrato arbóreo da Reserva Florestal Professor Augusto Ruschi, São José dos Campos, SP. Tese de Doutorado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 163 p..

- SMITH, A.D. 1940. A discussion of the application of a climatological diagram, the Hithergraph, to the distribution of natural vegetation types. *Ecology* 21:184-191.
- SMITH, A.P. 1987. Respuestas de hierbas del sotobosque tropical y claros ocasionados por la caída de árboles. *Rev. Biol. Trop.* 35:111-118. (suplemento).
- SMITH, W.J. 1949. Regrowth in cleared areas. *Malayan Forester* 12:83-86.
- SNEDAKER, S.C. 1980. Successional immobilization of nutrients and biologically mediated recycling in tropical forests. *Biotropica* 12:16-22. (supplement).
- STEEL, R.G.D. & TORRIE, J.H. 1980. Principles and procedures of statistics. A biometrical approach. New York, McGraw-Hill Book. 633 P..
- STRUFFALDI-de-VUONO, Y. 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva do Instituto de Botânica (São Paulo, SP). Tese de Doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo. 213 p..
- SWAINE, M.D. 1989. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C. & BALSLEV, H., ed., *Tropical forests*. London, Academic. P. 101-110.
- SWAINE, M.D. & HALL, J.B. 1983. Early succession on cleared forest land in Ghana. *J. Ecol.* 71:601-627.
- SWAINE, M.D. & HALL, J.B. 1988. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. *J. Trop. Ecol.* 4:253-269.
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75:81-86.
- SWAINE, M.D.; HALL, J.B. & ALEXANDER, I.J. 1987a. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). *J. Trop. Ecol.* 3:331-345.
- SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D. & PUTZ, F.E. 1987b. The dynamics of tree populations in tropical forest. A Review. *J. Trop. Ecol.* 3:359-366.
- SYMINGTON, C.F. 1933. The study of secondary growth on rain forest sites in Malaya. *Malayan Forester* 2:107-117.
- TAMASHIRO, J.Y.; RODRIGUES, R.R. & SHEPHERD, G.J. 1986. Estudo florístico e fitossociológico da Reserva da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo. Relatório de pesquisa. Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo.
- TAYLOR, D.L. 1973. Some ecological implications of forest fire control in Yellowstone National Park. *Wyoming Ecology* 54:1394-1396.
- THORNTHWAITE, C.W. & MATHER, J.R. 1955. The water balance. Publications in Climatology, vol. 8, nº. 1. Centerton (NJ), Laboratory of Climatology.
- TILMAN, D. 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. *Ecol. Monogr.* 57:189-214.

- TORRES, R.B. 1989. Estudos florísticos em mata secundária da Estação ecológica de Angatuba, Angatuba (São Paulo). Tese de Mestrado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 231 p..
- TORRES, R.B.; MATTHES, L.A.F.; RODRIGUES, R.R. 1990. Análise da rebrota após fogo de espécies arbóreas, em uma floresta de planalto, Campinas, São Paulo. In: V Congresso Latinoamericano de Botânica, 5, Ciudad de La Habana, 1990. Resumos. P. 122.
- TRAMER, E.J. 1975. The regulation of plant species diversity an early successional old-field. *Ecology* 56:905-914.
- TREWARTHA, G.T. 1954. A introduction to climate. New York, McGraw-Hill Book. 402 p..
- UHL, C. 1982. Recovery following disturbances of different intensities in the amazon rain forest of Venezuela. *Interciencia* 7:19-24.
- UHL, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *J. Ecol.* 75:377-407.
- UHL, C. & CLARK, K. 1983. Seed ecology of selected Amazon basin successional species. *Bot. Gaz.* 144:419-425.
- UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *J. Ecol.* 69:631-649.
- UHL, C.; JORDAN, C.; CLARK, K.; CLARK, H. & HERRERA, R. 1982. Ecosystem recovery in Amazon Caatinga forest after cutting, cutting and burning, and bulldozer clearing treatments. *Oikos* 38:313-330.
- VAN CLEVE, K. & VIERECK, L.A. 1981. Forest succession in relation to nutrient cycling in the boreal forest of Alaska. In: WEST, D.C.; SHUGART, H.H. & BOTKIN, D.B., ed., *Forest succession, concepts and application*. New York, Spring-Verlag. P. 185-211.
- VAN STEENIS, C.G.G.J. 1958. Rejuvenation as a factor for judging the status of vegetation types: the biological nomad theory. In: *Study of Tropical Vegetation: Proc. Kandy Symposium*. Paris, Unesco. P. 212-215.
- VÁZQUEZ-YANES, C. 1976. Estudios sobre la ecofisiología de la germinación en una zona cálido-húmeda de México. In: GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C.; RODRIGUEZ, S. del A. & CERVERA, A.B., ed., *Investigaciones sobre la regeneración de selvas en Veracruz, México*. México, Compañía Editorial Continental. P. 579-593.
- VÁZQUEZ-YANES, C. 1980. Notas sobre la autoecología de los arboles pioneros de rapido crecimiento de la selva tropical lluviosa. *Trop. Ecol.* 21:103-112.
- VÁZQUEZ-YANES, C. & GUEVARA, S.S. 1985. Caracterización de los grupos ecológicos de arboles de la selva húmeda. In: GÓMEZ-POMPA, A.; VÁZQUEZ-YANES, C.; RODRÍGUEZ, S. del A. & CERVERA, A.B., ed., *Investigaciones sobre la regeneración de selvas en Veracruz, México*. México, Compañía Editorial Continental. P. 67-68.
- VÁZQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A. 1987. Fisiología ecológica de semillas en la Estación de Biología Tropical "Los Tuxtlas", Veracruz, México. *Rev. Biol. Trop.* 35:85-96. (suplemento).

- VILA, C.R. 1971. *Atlas de Meteorología*. Barcelona, Jover. 86p..
- VITOUSEK, P.M. & WHITE, P.S. 1981. Process studies in succession. In: WEST, D.C.; SHUGART, H.H. & BATKIN, D.B., ed., *Forest succession, concepts and application*. New York, Springer-Verlag. P. 267-276.
- VOGL, R.J. 1969. One hundred and thirty years of plant succession in a southeastern Wisconsin lowland. *Ecology* 50:248-255.
- WALTER, H. 1971. *Ecology of tropical and subtropical vegetation*. Edinburgh, Oliver & Boyd. P. 51-57.
- WARTENBERG, D.; FERSON, S. & ROHLF, J.F. 1987. Putting things in order: a critique of detrended correspondence analysis. *The American Naturalist* 129:434-448.
- WEBB, L.J. 1968. The environmental relationships of the structural types of Australian rain forest vegetation. *Ecology* 49:296-311.
- WEBB, L.J. 1969. Edaphic differentiation of some forest types in eastern Australia. II. Soil chemical factors. *J. Ecol.* 57:817-830.
- WEBB, L.J.; TRACEY, J.G.; WILLIAMS, W.T. & LANCE, G.N. 1967. Studies in the numerical analysis of complex rain-forest communities. II. The problem of species sampling. *J. Ecol.* 55:525-538.
- WERNER, P. 1984. Changes in soil properties during tropical wet forest succession in Costa Rica. *Biotropica* 16:43-50.
- WHITE, J. 1980. Demographic factors in populations of plants. In: SOLBRIG, O.T., ed., *Demography and evolution in plant populations*. Botanical Monographs. v. 15. Los Angeles, University of California. P. 21-48.
- WHITMORE, T.C. 1975. *Tropical rain forests of the Far East*. Oxford, Clarendon. 282 p..
- WHITMORE, T.C. 1976. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P.B. & ZIMMERMANN, M.H., ed., *Tropical trees as living systems*. Cambridge, Cambridge University. P. 639-655.
- WHITMORE, T.C. 1982. On pattern and process in forests. In: NEWMAN, E.I., ed., *The plant community as a working mechanism*. Oxford, Blackwell. P. 45-59. (British Ecological Society - special publications series, 1).
- WHITMORE, T.C. 1986. Forest dynamics and questions of scale. In: HADLEY, M., ed., *Rain forest regeneration and management; report of a workshop*. Paris, International Union of Biological Sciences. P. 13-17. (Biology international - special issue, 18).
- WHITMORE, T.C. 1989. Canopy gaps and two major groups of forest trees. *Ecology* 70:536-538.
- WHITTAKER, R.H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecol. Monog.* 23:42-78.
- WHITTAKER, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *TAXON* 21:213-251.

- WILLIAMS-LINERA, G. 1983. Biomass and nutrient content in two successional stages of tropical wet forest in Uxpana Pa, Mexico. *Biotropica* 15:275-284.
- WUTKE, A.C.P. 1972. Análise química na avaliação de fertilidade. In: MONIZ, A.C., coord., *Elementos de pedologia*. São Paulo, Polígono e Universidade de São Paulo. P. 223-232.
- YOUNG, K.R.; EWEL, J.J. & BROWN, B.J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio* 71:157-173.