**Rev. Inst. Flor.** v. 30 n. 1 p. 7-28 jun. 2018
http://dx.doi.org/10.24278/2178-5031.201830101
ISSN impresso 0103-2674/*on-line* 2178-5031

# MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DO ESTRATO ARBÓREO EM UM FRAGMENTO URBANO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL (CAMPINAS, SP)[1]

# FLORISTICS AND STRUCTURAL CHANGES OF THE ARBOREAL STRATUM IN A URBAN FRAGMENT OF SEMIDECIDUOUS FOREST (CAMPINAS, SP)

José Ataliba Mantelli Aboin GOMES[2,3]; Eliana RAMOS[2]; Luís Carlos BERNACCI[2]; Roseli Buzanelli TORRES[2]

**RESUMO –** A composição florística e a estrutura do estrato arbóreo do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana existentes no Bosque dos Jequitibás foram avaliadas após um intervalo de 28 anos, com o objetivo de verificar a ocorrência e os tipos de alterações ao longo deste período. O mesmo critério de inclusão do primeiro estudo foi empregado nos 2,41 ha de vegetação nativa, onde foram amostrados 1.401 indivíduos, distribuídos em 40 famílias, 98 gêneros e 141 espécies, sendo que 102 foram citadas no primeiro estudo e 39 representam novos registros para a área. A flora arbórea do Bosque apresentou redução do número de espécies nativas, aumento do número de espécies exóticas, aumento na proporção de indivíduos de espécies exóticas, e aumento na proporção de árvores mortas. Ainda foi encontrado decréscimo no número de indivíduos. Embora o número de espécies tenha diminuído, houve aumento dos índices de diversidade, devido a diferenças nas proporções das abundâncias das espécies. Os resultados indicam a ocorrência de espécies ameaçadas e a necessidade de um plano de manejo efetivo para a área, de modo a minimizar os impactos do isolamento na matriz urbana do Bosque dos Jequitibás e da introdução de espécies exóticas, tanto no paisagismo em sua área interna quanto na arborização urbana de seu entorno.

Palavras-chave: Conservação; espécies exóticas; diversidade; fragmentação florestal; comunidade arbórea.

[1]Recebido para análise em 04.10.2017. Aceito para publicação em 22.02.2018.
[2]Instituto Agronômico de Campinas, Centro de Recursos Genéticos Vegetais, Av. Theodureto A. Camargo, 1500, Fazenda Santa Elisa, 13075-630, Campinas, SP, Brasil.
[3]Autor para correspondência: José Ataliba Mantelli Aboin Gomes - joseataliba@yahoo.com.br

**ABSTRACT –** The floristic composition and the arboreal stratum structure of the Seasonal Semideciduous Montane Forest fragment on Bosque dos Jequitibás were assessed after an interval of 28 years, in order to verify the occurrence and the types of changes during this period. The same inclusion criteria of the first study was applied on the 2.41 ha of native vegetation, on which 1,401 individuals were sampled, distributed in 40 families, 98 genera, and 141 species; 102 of those were mentioned on the first study and 39 of those represent new records for the area. Tree flora on Bosque dos Jequitibás exhibited a reduction in the number of native species, an increase in the number of exotic species, an increase in the proportion of exotic species individuals, and an increase in the proportion of dead trees. It was also found a decrease in the number of individuals. Even though the species number decreased, there was an increase in the diversity indexes, due to the proportion of the abundance of the species. The results indicate occurrence of threatened species and the need for an effective management plan for the area in order to minimize the impacts about Bosque dos Jequitibás isolation on the urban matrix and the introduction of exotic species, both on its internal landscaping and on the urban afforestation of its surroundings.

Keywords: Conservation; exotic species; diversity; forest fragmentation; arboreal comunity.

## 1 INTRODUÇÃO

As pressões causadas pelas mudanças no uso da terra voltada para as diversas atividades humanas têm levado à perda dos ambientes naturais, ao isolamento dos remanescentes e à extinção de espécies em todo o mundo (Henle et al., 2004).

A fragmentação da vegetação leva a alterações abióticas e bióticas nos remanescentes florestais, com a perda da diversidade (Diamond e May, 1976; Harris, 1984; Primack e Rodrigues, 2001), mudanças na composição das espécies (Tabarelli et al., 1999), aumento da taxa de mortalidade e da substituição de espécies, alteração na taxa de sobrevivência de sementes e plântulas, aumento na emissão de carbono e diminuição do estoque de biomassa (Laurance et al., 2001, 2006). Fragmentos que estão isolados há muito tempo podem perder parte da sua biodiversidade (Saunders et al., 1991) e alguns grupos de espécies apresentam aumento de abundância nessas áreas: plantas pioneiras, invasoras, generalistas, lianas e trepadeiras; animais invasores e vetores bióticos causadores de doenças antrópicas (Laurance et al., 2012). Devido à ação dos ventos, os fragmentos são mais susceptíveis à invasão de plantas exóticas e à transferência de insetos e pragas (Wills et al., 2006), ampliando a ocorrência de processos infecciosos nas populações de árvores (Houston, 1992 – dados não publicados[4]; Kamata et al., 2002). As espécies anemocóricas podem ser beneficiadas em paisagens fragmentadas, já que em ambientes mais abertos suas chances de atingirem longas distâncias são maiores (Howe e Smallwood, 1982), enquanto que para as espécies zoocóricas, a matriz muitas vezes constitui um obstáculo intransponível. Outra consequência da fragmentação é o aumento da proporção de árvores mortas ou danificadas, o que gera maior ocorrência de interrupções no dossel e formação de clareiras (Laurance et al., 2001). O tamanho dos remanescentes também impacta a diversidade, pois fragmentos menores abrigam pequenas populações, muitas vezes inviáveis para assegurar a sobrevivência das espécies nativas (Scariot et al., 2003).

No estado de São Paulo, o desenvolvimento econômico, principalmente a partir dos ciclos da cana-de-açúcar e do café, gerou grande impacto sobre os recursos naturais, especialmente sobre a vegetação nativa (Dean, 1995; Martins, 1997). Segundo levantamento da Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2017), restam em São Paulo aproximadamente 16% de remanescentes florestais, em relação à área original exibida no mapa de aplicação da Lei nº 11.428/2006, ou 22% de remanescentes, se forem considerados os fragmentos em início de regeneração e com área mínima de 1 ha. Na maior parte da sua extensão original, os remanescentes da Floresta Atlântica são constituídos por pequenos fragmentos, isolados entre si e em diferentes estágios de regeneração.

[4] HOUSTON, D.R. Importance of buttress root and taphole wounds as infection courts for the sugar maple (*Acer saccharum*) sapstreak pathogen, *Ceratocystis coerulescens*. **Phytopathology**, v. 82, n. 2, p. 244. 1992. (American Phytopathological Society – APS Northeastern Division: Abstracts. November 6-8, 1991, Syracuse, NY). (não publicado).

As fitofisionomias de Floresta Estacional Semidecidual cobrem atualmente cerca de 7% de sua área original (Ribeiro et al., 2009). O município de Campinas, segundo Kronka et al. (2005), possui apenas 2,6% do território com vegetação nativa, distribuída em pouco mais de 300 fragmentos, a maioria deles (84%) com área inferior a 10 ha. Esses fragmentos encontram-se dispersos na paisagem e, alguns, ilhados na malha urbana, como o Bosque dos Jequitibás, local do presente estudo.

O objetivo desta pesquisa foi analisar as alterações temporais na florística e fitossociologia de um remanescente urbano de Floresta Estacional Semidecidual Montana, através da comparação com os resultados do estudo realizado 28 anos antes por Matthes et al. (1988). Uma vez que a área de estudo é um pequeno fragmento inserido na matriz urbana, esperava-se que após o tempo transcorrido a comunidade arbórea local apresentasse: a) menor diversidade de espécies; b) maior número de espécies exóticas; c) maior proporção de indivíduos de espécies exóticas; d) maior número de espécies pioneiras em relação a não pioneiras; e) maior número de indivíduos mortos.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no Bosque dos Jequitibás que se situa na área central de Campinas (22º 55'S e 47º 03'W), a 665 m.s.n.m. e com área total de 10 ha. O clima da região é Cfa segundo a classificação de Köeppen (Alvarez et al., 2013). De acordo com Mello et al. (1994), ocorrem dois períodos bem definidos, um chuvoso e quente (primavera-verão) e um seco e frio (outono-inverno), com temperatura média anual de 20,3 ºC e precipitação média anual de 1.409 mm. O solo é classificado como Argissolo Vermelho-amarelo distrófico típico, A moderado, textura média/argilosa, relevo ondulado (Coelho et al., 2014). A área de mata nativa do Bosque, com 2,41 ha, pertence à formação Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012).

O Bosque dos Jequitibás era uma área particular e passou à administração pública em 1915 (Lima, 2000). Foi tombado em 1970 pela Secretaria da Cultura e inscrito no livro de tombo do Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico do Estado de São Paulo (São Paulo, 1970) e em 1993 pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Cultural de Campinas - CONDEPACC (Campinas, 1993), com área envoltória de 300 m. Em função da falta de locais adequados no município para abrigar animais resgatados pela Polícia Ambiental, tucanos, bugios, preguiças, cutias, eram aí libertados e algumas espécies ainda vivem soltas pelo Bosque, além de animais domésticos abandonados, especialmente gatos, que são periodicamente removidos pela administração. A área do Bosque é cercada com grades e circundada por passeio público. Na área interna existem caminhos de terra ou pavimentados com paralelepípedo; edificações como o Museu de História Natural, o Aquário Municipal, mini-zoológico, praça de alimentação e maciços vegetais com espécies nativas e exóticas. Ao longo do tempo a área nativa sofreu intervenções como o raleamento do sub-bosque, plantio de espécies ornamentais exóticas nas bordas e no sub-bosque e a retirada de árvores mortas para utilização da madeira. O Bosque é uma das áreas públicas mais visitadas de Campinas, o que impacta a vegetação remanescente, entre outros aspectos, pelo descarte inadequado de resíduos e pisoteio do sub-bosque por parte dos visitantes.

### 2.2 Caracterização da Composição Florística e Estrutura Fitossociológica

Entre 1976 e 1978, Matthes et al. (1988) estudaram a flora arbórea de toda a área do Bosque e também a estrutura da área nativa através do censo de todos os indivíduos com pelo menos 10 cm de DAP (diâmetro à altura do peito a 1,30 m do solo). Para a área nativa aqueles autores analisaram o número de indivíduos, a densidade absoluta e relativa, a dominância absoluta e relativa e o valor de cobertura, incluindo as árvores mortas.

No presente estudo a área de vegetação nativa foi reamostrada utilizando-se o mesmo critério de inclusão. Foram implantadas 297 parcelas, sendo 220 regulares de 10 x 10 m, que correspondem a 2,20 ha e 77 irregulares (somando 0,21 ha) totalizando 2,41 ha de área amostral, com o objetivo de facilitar os trabalhos de localização das plantas no campo e para a obtenção dos parâmetros de frequência e valor de importância, não investigados anteriormente. As parcelas com menos de 100 $m^2$ foram ajustadas no momento do cálculo dos parâmetros fitossociológicos. Na implantação das parcelas não foram consideradas as áreas dos passeios existentes na época do trabalho de Matthes et al. (1988), que atualmente estão fechadas

e onde vem ocorrendo a regeneração da vegetação. Os trabalhos de campo foram realizados de outubro de 2003 a agosto de 2005 e as árvores foram marcadas com plaquetas de alumínio numeradas, registrando-se a altura e DAP de cada indivíduo. Foram coletadas amostras de todos os indivíduos e material-testemunho de cada espécie foi incluído no acervo do Herbário do Instituto Agronômico de Campinas (IAC).

Para a delimitação das famílias utilizou-se a classificação proposta em APG IV (2016). A identificação das espécies foi feita através de consultas a várias obras, como a Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo on line (Wanderley et al., 2001-2016), revisões taxonômicas, comparação com exemplares dos herbários do Instituto Agronômico de Campinas – IAC, Universidade Estadual de Campinas – UEC e Instituto de Botânica – IB em São Paulo, e consulta a especialistas. Para a comparação com o trabalho de Matthes et al. (1988) os nomes das espécies nativas foram atualizados de acordo com revisões taxonômicas recentes e consulta ao site da Flora do Brasil 2020 (Forzza et al., 2017) e as espécies exóticas pelo banco de dados Tropicos do Missouri Botanical Garden (MBG, 2017).

Para comparação dos resultados entre os dois períodos de estudo foram considerados apenas os táxons determinados até o nível de espécie. A determinação dos grupos ecológicos, que não havia sido abordada no estudo de Matthes et al. (1988), seguiu a proposta da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (São Paulo, 2008), classificando-se as espécies como pioneiras e não pioneiras. As espécies exóticas não foram classificadas nestas categorias, sendo agrupadas em um único conjunto.

As espécies ameaçadas foram classificadas com base na segunda revisão da lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo (São Paulo, 2016).

Os parâmetros fitossociológicos foram determinados aplicando-se o software FITOPAC (Shepherd, 1996). Foram analisados os seguintes parâmetros: densidade, dominância, frequência, valor de cobertura (VC) e de importância (VI) e índice H' de diversidade de Shannon (Moro e Martins, 2011). Uma vez que não foram determinados os parâmetros de frequência para o levantamento realizado por Matthes et al. (1988), não é possível comparar a diversidade através do índice de Shannon (Brower e Zar, 1984). Entretanto, como foi realizado o censo de toda a vegetação nativa, a comparação da diversidade é possível por simples inspeção através do índice de HB (Brillouin, 1962 apud Brower e Zar, 1984). A densidade e a dominância absolutas foram comparadas através do teste de Kruskal-Wallis (Sokal e Rohlf, 1979) e o número de indivíduos nas diferentes categorias de sucessão foi comparado através de testes qui-quadrado (Moro e Martins, 2011), entre os dados do levantamento de Matthes et al. (1988) e os obtidos no presente estudo.

## 3 RESULTADOS

### 3.1 Florística

Na área nativa foram encontradas 141 espécies, distribuídas em 98 gêneros e 40 famílias (Tabela 1). Nesta tabela também estão indicados a categoria sucessional dessas espécies, o grau de ameaça e se estas constituem novo registro para a estrutura fitossociológica da área nativa ou para a flora do Bosque como um todo.

As famílias mais ricas foram Fabaceae, com 20 espécies (sete a menos em relação ao primeiro estudo), Myrtaceae, 19 espécies (três a mais), Lauraceae, nove espécies (oito a menos), Euphorbiaceae, oito espécies (duas a mais). Rutaceae, com nove espécies, e Meliaceae, com oito, mantiveram o mesmo número de espécies. Arecaceae, com seis espécies, teve acréscimo de três espécies, todas exóticas, *Archontophoenix alexandrae*, *Caryota urens* e *Livistona chinensis*. No outro extremo, 18 famílias foram representadas por apenas uma espécie: Aquifoliaceae, Araliaceae, Burseraceae, Cannabaceae, Cardiopteridaceae, Celastraceae, Clusiaceae, Cycadaceae (exótica), Ebenaceae, Lamiaceae, Ruscaceae (exótica), Magnoliaceae (exótica), Peraceae, Primulaceae, Proteaceae, Rosaceae, Sapotaceae e Urticaceae.

As famílias que perderam mais táxons foram Lauraceae (oito espécies), Fabaceae e Myrtaceae (sete cada) e Moraceae (três). Quatro famílias anteriormente amostradas não foram encontradas no presente estudo: Olacaceae (*Ligustrum lucidum*, exótica, com um indivíduo), Simaroubaceae (*Simaba glabra*, oito indivíduos), Styracaceae (*Styrax aculminatum*, quatro indivíduos) e Vochysiaceae (*Vochysia bifalcata*, um indivíduo).

Tabela 1. Espécies arbóreas amostradas na área nativa do Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP). NV - nova ocorrência: es: nova ocorrência na estrutura fitossociológica da área nativa, fl: nova ocorrência na área nativa e para a flora do Bosque; ES - estádio sucessional: p: pioneira, np: não pioneira; ex: exótica ou cultivada; CA - categoria de ameaça: VU: vulnerável; EN: em perigo; IAC - número de registro no herbário; nc - não coletado.

Table 1. Tree species sampled in the Bosque dos Jequitibás native area (Campinas, SP). NV - new record: es: new record in the phytosociological native area, fl: new record in the native area and in the Bosque flora; ES - successional phase: p: pioneer, np - not pioneer; ex - exotic or cultivated; CA - degree of threat: VU: vulnerable, EN: endangered; IAC - herbarium number record; nc - not collected.

| Famílias | Espécies | NV | ES | CA | IAC |
|---|---|---|---|---|---|
| Anacardiaceae | *Astronium graveolens* Jacq. | | np | | 46513 |
| Anacardiaceae | *Schinus terebinthifolius* Raddi | es | p | | 46572 |
| Annonaceae | *Annona sylvatica* A.St.-Hil. | | p | | 44905 |
| Annonaceae | *Guatteria australis* A.St.-Hil. | | np | | 46395 |
| Annonaceae | *Xylopia brasiliensis* Spreng. | | np | | 45750 |
| Apocynaceae | *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. | | np | | 44893 |
| Apocynaceae | *Aspidosperma ramiflorum* Müll.Arg. | | np | | 46514 |
| Aquifoliaceae | *Ilex cerasifolia* Reissek | | np | | 44896 |
| Araliaceae | *Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch. | | p | | 44903 |
| Arecaceae | *Archontophoenix alexandrae* (F.Muell.) H.Wendl. & Drude | es | ex | | 46573 |
| Arecaceae | *Caryota urens* L. | es | ex | | 46574 |
| Arecaceae | *Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart. | es | ex | | 46575 |
| Arecaceae | *Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F.Cook | | ex | | nc |
| Arecaceae | *Syagrus oleracea* (Mart.) Becc. | | np | | 46576 |
| Arecaceae | *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassm. | | np | | 46577 |
| Bignoniaceae | *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex DC.) Mattos | es | np | | 46515 |
| Bignoniaceae | *Handroanthus impetiginosus* Mattos | | np | | 46398 |
| Bignoniaceae | *Jacaranda macrantha* Cham. | | p | | 46516 |
| Bignoniaceae | *Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau ex Verl. | | np | VU | 46582 |
| Boraginaceae | *Cordia americana* (L.) Gottschling & J.S.Mill. | | np | | 46520 |
| Boraginaceae | *Cordia ecalyculata* Vell. | | np | | 46518 |
| Boraginaceae | *Cordia sellowiana* Cham. | | p | | 46400 |
| Burseraceae | *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand | | np | | 46521 |
| Cannabaceae | *Trema micrantha* (L.) Blume | | p | | 46394 |
| Cardioptridaceae | *Citronella megaphylla* (Miers) R.A.Howard | | np | | 44897 |
| Clusiaceae | *Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi | es | np | | 46523 |
| Cycadaceae | *Cycas revoluta* Thunb. | fl | ex | | 46581 |
| Ebenaceae | *Diospyros inconstans* Jacq. | | np | | 44915 |
| Erythroxylaceae | *Erythroxylum argentinum* O.E.Schulz | fl | np | | 53216 |
| Euphorbiaceae | *Actinostemon concepcionis* (Chodat & Hassl.) Hochr. | es | np | | 46401 |
| Euphorbiaceae | *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. | fl | np | | 46402 |
| Euphorbiaceae | *Alchornea glandulosa* Poepp. & Endl. | | p | | 44602 |
| Euphorbiaceae | *Croton floribundus* Spreng. | | p | | 44604 |
| Euphorbiaceae | *Croton piptocalyx* Müll.Arg. | | p | | 44601 |
| Euphorbiaceae | *Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch | fl | ex | | 46524 |
| Euphorbiaceae | *Joannesia princeps* Vell. | es | p | | 46580 |
| Euphorbiaceae | *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm. & Downs | | p | | 44600 |
| Fabaceae | *Bauhinia forficata* Link | | p | | 46404 |
| Fabaceae | *Centrolobium tomentosum* Guillemin ex Benth. | | np | | 46403 |
| Fabaceae | *Copaifera langsdorffii* Desf. | | np | | 46422 |
| Fabaceae | *Dalbergia frutescens* (Vell.) Britton | fl | np | | 46526 |
| Fabaceae | *Dimorphandra exaltata* Schott | | np | | 46525 |

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
continuation – Table 1

| Famílias | Espécies | NV | ES | CA | IAC |
|---|---|---|---|---|---|
| Fabaceae | *Holocalyx balansae* Micheli | | np | | 46427 |
| Fabaceae | *Hymenaea courbaril* L. | | np | | 46423 |
| Fabaceae | *Inga sessilis* (Vell.) Mart. | | p | | 46425 |
| Fabaceae | *Luetzelburgia guaissara* Toledo | | np | | 46443 |
| Fabaceae | *Machaerium aculeatum* Raddi | | p | | 46444 |
| Fabaceae | *Machaerium nictitans* (Vell.) Benth. | | np | | 46449 |
| Fabaceae | *Machaerium vestitum* Vogel | | np | | 46447 |
| Fabaceae | *Machaerium villosum* Vogel | | np | | 46446 |
| Fabaceae | *Machaerium stipitatum* (DC.) Vogel | | np | | 46445 |
| Fabaceae | *Myroxylon peruiferum* L.f. | | np | | 46448 |
| Fabaceae | *Ormosia arborea* (Vell.) Harms. | | np | | 46527 |
| Fabaceae | *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. | | p | | 46426 |
| Fabaceae | *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake | | p | | 46579 |
| Fabaceae | *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose | | p | | 46424 |
| Fabaceae | *Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby | fl | p | | 46405 |
| Lamiaceae | *Aegiphila integrifolia* (Jacq.) Moldenke | | p | | 46578 |
| Lauraceae | *Cryptocarya moschata* Nees & Mart. | | np | | 46392 |
| Lauraceae | *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez | | np | | 44908 |
| Lauraceae | *Nectandra oppositifolia* Nees | | p | | 46533 |
| Lauraceae | *Ocotea beulahiae* Baitello | fl | np | EN | 44913 |
| Lauraceae | *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez | | np | | 46534 |
| Lauraceae | *Ocotea diospyrifolia* (Meisn.) Mez | | np | | 46909 |
| Lauraceae | *Ocotea elegans* Mez | | np | | 44907 |
| Lauraceae | *Ocotea odorifera* (Vellozo) Rohwer | | np | EN | 45761 |
| Lauraceae | *Persea wildenovii* Kosterm. | | np | | 46535 |
| Lecythidaceae | *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze | | np | | 46536 |
| Lecythidaceae | *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze | | np | VU | 46391 |
| Magnoliaceae | *Magnolia champaca* (L.) Baill. ex Pierre | | ex | | 46538 |
| Malvaceae | *Ceiba speciosa* (A. St.-Hil.) Ravenna | | np | | 46517 |
| Malvaceae | *Eriotheca candolleana* (K.Schum.) A.Robyns | | np | | 46399 |
| Malvaceae | *Guazuma ulmifolia* Lam. | | p | | 46569 |
| Malvaceae | *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. | | np | | 46511 |
| Meliaceae | *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. | | np | | 46539 |
| Meliaceae | *Cedrela fissilis* Vell. | | np | VU | 46540 |
| Meliaceae | *Guarea guidonia* (L.) Sleumer | | np | | 46541 |
| Meliaceae | *Guarea kunthiana* A.Juss. | | np | | 46542 |
| Meliaceae | *Trichilia catigua* A.Juss. | | np | | 46543 |
| Meliaceae | *Trichilia claussenii* A.DC. | | np | | 46546 |
| Meliaceae | *Trichilia elegans* A.Juss. | fl | np | | 46544 |
| Meliaceae | *Trichilia pallida* Sw. | | np | | 46545 |
| Monimiaceae | *Mollinedia widgrenii* A.DC. | | np | | 44906 |
| Moraceae | *Brosimum glaziovi* Taub. | | np | VU | 44892 |
| Moraceae | *Ficus eximia* Schott | | np | | 44891 |
| Moraceae | *Ficus guaranitica* Chodat | fl | np | | 46547 |
| Moraceae | *Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud. | | np | | 46548 |
| Moraceae | *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C.Burger et al. | fl | np | | 46549 |
| Myrtaceae | *Calyptranthes clusiifolia* O.Berg | | np | | 46550 |
| Myrtaceae | *Campomanesia guaviroba* (DC.) Kiaersk. | | np | | 46551 |
| Myrtaceae | *Campomanesia guazumifolia* (Cambess.) O.Berg | | np | | 46552 |

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
continuation – Table 1

| Famílias | Espécies | NV | ES | CA | IAC |
|---|---|---|---|---|---|
| Myrtaceae | *Eugenia acutata* Miq. | | np | | 45763 |
| Myrtaceae | *Eugenia excelsa* O.Berg. | fl | np | | 46553 |
| Myrtaceae | *Eugenia florida* DC. | fl | np | | 46263 |
| Myrtaceae | *Eugenia francavilleana* O.Berg | fl | np | | 44911 |
| Myrtaceae | *Eugenia ligustrina* (Sw.) Willd. | fl | np | | 46553 |
| Myrtaceae | *Eugenia magnifica* Spring ex Mart. | fl | np | | 46554 |
| Myrtaceae | *Eugenia neoverrucosa* Sobral | | np | | 44886 |
| Myrtaceae | *Eugenia pleurantha* O. Berg | fl | np | | 46555 |
| Myrtaceae | *Eugenia pyriformis* Cambess. | fl | np | | 44888 |
| Myrtaceae | *Myrcia splendens* (Sw.) DC. | es | np | | 44889 |
| Myrtaceae | *Myrcia hebepetala* DC. | es | np | | 46556 |
| Myrtaceae | *Myrcianthes pungens* (O.Berg) D.Legrand | | np | | 46453 |
| Myrtaceae | *Myrciaria floribunda* (H.West ex Willd.) O.Berg | | np | | 46557 |
| Myrtaceae | *Psidium giganteum* Mattos | fl | np | | 44890 |
| Myrtaceae | *Psidium sartorianum* (O.Berg) Nied. | fl | np | | 46558 |
| Myrtaceae | *Syzygium cumini* (L.) Skeels | | ex | | 44887 |
| Nyctaginaceae | *Guapira opposita* (Vell.) Reitz | | np | | 46457 |
| Nyctaginaceae | *Pisonia ambigua* Heimerl | | np | | 46559 |
| Peraceae | *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill. | | p | | 44605 |
| Phytolaccaceae | *Gallesia integrifolia* (Spreg.) Harms | | np | | 46560 |
| Phytolaccaceae | *Seguieria langsdorffii* Moq. | | p | | 44895 |
| Primulaceae | *Myrsine balansae* Mez | | p | | 46456 |
| Proteaceae | *Roupala montana* var. *brasiliensis* (Klotzsch) K.S.Edwards | | np | | 44606 |
| Rhamnaceae | *Colubrina glandulosa* Perkins | | np | | 46500 |
| Rhamnaceae | *Hovenia dulcis* Thunb. | es | ex | | 46498 |
| Rosaceae | *Prunus myrtifolia* (L.) Urb. | | np | | 44910 |
| Rubiaceae | *Chomelia bella* (Standl.) Steyerm. | fl | np | | 53215 |
| Rubiaceae | *Chomelia sericea* Müll.Arg. | es | np | | 46502 |
| Rubiaceae | *Coutarea hexandra* (Jacq.) K.Schum. | | np | | 46561 |
| Rubiaceae | *Ixora gardneriana* Benth. | | np | | 46503 |
| Rubiaceae | *Ixora venulosa* Benth. | fl | np | | 46504 |
| Ruscaceae | *Dracaena fragans* Ker Gaw. | fl | ex | | 46537 |
| Rutaceae | *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. | | np | | 46562 |
| Rutaceae | *Galipea jasminiflora* (A. St.-Hil.) Engl. | | np | | 46505 |
| Rutaceae | *Metrodorea nigra* A.St.-Hil. | | np | | 46506 |
| Rutaceae | *Metrodorea stipularis* Mart. | | np | | 46507 |
| Rutaceae | *Zanthoxylum acuminatum* (Sw.) Sw. | | np | | 46360 |
| Rutaceae | *Zanthoxylum caribaeum* Lam. | fl | np | | 46563 |
| Rutaceae | *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. | | np | | 46564 |
| Rutaceae | *Zanthoxylum monogynum* A.St.-Hil. | | np | | 46565 |
| Rutaceae | *Zanthoxylum riedelianum* Engl. | | np | | 46566 |
| Salicaceae | *Casearia decandra* Jacq. | | np | | 46528 |
| Salicaceae | *Casearia gossypiosperma* Briq. | | np | | 46450 |
| Salicaceae | *Casearia obliqua* Spreng. | fl | np | | 46529 |
| Salicaceae | *Casearia sylvestris* Sw. | | p | | 46530 |
| Sapindaceae | *Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. | | p | | 46567 |
| Sapindaceae | *Cupania vernalis* Cambess. | | np | | 46568 |
| Sapindaceae | *Matayba elaeagnoides* Radlk. | fl | np | | 46509 |
| Sapotaceae | *Chrysophyllu gonocarpum* (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl. | | np | | 44898 |
| Urticaceae | *Cecropia pachystachya* Trécul | es | p | | 46522 |

Os gêneros mais ricos foram *Eugenia* (nove espécies), *Ocotea*, *Machaerium* e *Zanthoxylum* (cinco cada), *Trichilia* e *Casearia* (quatro cada) e *Cordia* (três). No trabalho de Matthes et al. (1988), *Ocotea* e *Eugenia* (sete espécies cada), *Machaerium* (seis) e *Zanthoxylum* (cinco) também foram os gêneros mais ricos. *Ficus*, com quatro espécies anteriormente, apresentou apenas duas no presente estudo, das quais apenas uma (*F. eximia*) se manteve, sendo a outra espécie (*F. guaranitica*) um novo registro. Por outro lado, 76 gêneros foram representados por uma única espécie.

Das 151 espécies citadas por Matthes et al. (1988), 14 não foram classificadas, 32 pertenciam às pioneiras, 100 às não pioneiras e cinco eram exóticas. Foram reamostradas 102 espécies e 35 não foram encontradas (33 espécies nativas e duas exóticas - *Ligustrum lucidum* e *Melia azedarach*).

Entre as 141 espécies registradas no presente estudo, 27 são pioneiras, 104 não pioneiras e 10 são exóticas. As 104 espécies não pioneiras amostradas somaram 83,9% dos indivíduos. Foram contabilizados novos registros para 39 espécies, sendo que a maioria delas já havia sido amostrada para a flora do Bosque. Desses novos registros, sete espécies são exóticas (30 indivíduos), cinco são pioneiras (cinco indivíduos) e 27, não pioneiras (81 indivíduos, 69,8%). Três das espécies exóticas são novas ocorrências tanto para a flora do Bosque como para a flora da área nativa (*Cycas revoluta, Dracaena fragrans* e *Euphorbia pulcherrima*). Das 35 espécies não reamostradas, duas espécies eram exóticas (dois indivíduos), 10 pertenciam a espécies pioneiras (23 indivíduos), e 23 a não pioneiras (65 indivíduos). Em comum aos dois períodos ocorreram 22 espécies pioneiras e 77 não pioneiras, sendo registrada diminuição no número de indivíduos nas duas categorias. O teste de qui-quadrado confirmou diferenças significativas em relação ao número de espécies ($\chi$ 2 = 4,014; $p < 0,005$) e principalmente de indivíduos ($\chi$ 2 = 8,913; $p < 0,001$) nas diferentes categorias consideradas (pioneiras, não pioneiras e exóticas), entre as duas amostras. Essas diferenças possivelmente são devidas ao aumento das exóticas entre 1978 e 2005, cuja variação foi a mais expressiva entre as diferentes categorias.

De acordo com a lista oficial de espécies ameaçadas de extinção do estado de São Paulo (São Paulo, 2016), foram encontradas seis espécies ameaçadas, sendo duas em perigo e quatro vulneráveis (Tabela 1).

### 3.2 Estrutura

Na área analisada foram inventariadas 1.401 árvores vivas, o que corresponde à densidade de 581,50 indivíduos/ha, representando uma diferença significativa, ao nível de 5% (H ajustado = 6,350, g.l. = 1; n = 286), em relação ao obtido por Matthes et al. (1988), excluídas as árvores mortas (Tabela 2; Quadro 1), ou seja, 24% menos do que a densidade anterior, de 766,06 árvores vivas/ha. Foram amostradas 138 árvores mortas. As famílias que apresentaram maior número de indivíduos foram Meliaceae (451), Fabaceae (212), Myrtaceae (132), Lauraceae (72), Rutaceae (70) e Euphorbiaceae (63). Juntas, estas seis famílias representaram 71,3% do total de indivíduos amostrados. As maiores densidades relativas foram de *Trichilia claussenii* (26,2%), *Eugenia acutata, Centrolobium tomentosum* e *Machaerium nictitans* (2,5%). *Trichilia claussenii* representou 81,4% dos indivíduos da família Meliaceae e, embora sua população tenha decrescido (-173 indivíduos), a espécie continuou sendo a mais abundante na área nativa do Bosque. A área basal das árvores vivas foi de 116,92 $m^2$, o que corresponde a 48,60 $m^2$/ha, representando uma diferença significativa, ao nível de 5% (H ajustado = 6,055, g.l. = 1; n = 286), em relação ao obtido por Matthes et al. (1988), ou seja, 3% superior (47,377 $m^2$/ha).

As maiores dominâncias absolutas foram de *T. claussenii*, *C. tomentosum*, *M. nictitans*, *Cariniana estrellensis* e *Hymenaea courbaril* variando entre 5,45 (para a primeira) e 1,65 $m^2$/ha (para a última) (Tabela 2). Dentre as espécies que aumentaram sua dominância destacou-se *C. tomentosum* (2,25 $m^2$/ha). *Cycas revoluta, Sorocea bonplandii*, *Eugenia francavilleana* e *Caryota urens* (0,53 $m^2$/ha) também obtiveram resultado positivo, uma vez que não tinham registro de ocorrência anterior.

Dentre as espécies que diminuíram sua dominância destacaram-se *T. claussenii* (-2,04 $m^2$/ha), *Cabralea canjerana*, *Zanthoxylum acuminatum Piptadenia gonoacantha*, *Croton floribundus, Metrodorea stipularis* e *Schizolobium parahyba* (-0,25 $m^2$/ha).

Tabela 2. Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas no Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP), ordenadas pelo valor de importância (VI). Ind: número de indivíduos amostrados; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FA: freqüência absoluta; FR: frequência relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; VC: valor de cobertura; VI: valor de importância; d: diferença em relação aos valores obtidos no estudo anterior, sem as árvores mortas.

Table 2. Phytosociological parameters of the tree species sampled in the Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP) according to the importance value (VI). Ind: number of individuals sampled; DA: absolute density; DR: relative density; FA: absolute frequency; FR: relative frequency; DoA: absolute dominance; DoR: relative dominance; VC: coverage value; VI: importance value; d: variation in relation to the former study, not including dead trees.

| Espécies | Ind | dInd | DA | dDA | DR | dDR | FA | FR | DoA | dDoA | DoR | dDoR | VC | dVC | VI |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Trichilia claussenii* | 367 | -173 | 146,00 | -85,36 | 26,20 | -3,36 | 195 | 17,26 | 5,45 | -2,036 | 11,97 | -3,87 | 38,16 | -7,25 | 55,42 |
| *Centrolobium tomentosum* | 57 | -1 | 22,70 | -2,15 | 4,07 | 0,90 | 50 | 4,42 | 4,24 | 2,246 | 6,21 | 1,99 | 10,28 | 2,88 | 14,7 |
| *Ficus eximia* | 5 | 3 | 2,00 | 1,14 | 0,36 | 0,25 | 5 | 0,44 | 0,72 | 0,2 | 9,31 | 8,21 | 9,67 | 8,46 | 10,11 |
| *Machaerium nictitans* | 35 | -25 | 13,90 | -11,81 | 2,50 | -0,78 | 34 | 3,01 | 2,83 | 0,301 | 3,86 | -1,49 | 6,36 | -2,28 | 9,37 |
| *Eugenia acutata* | 58 | 18 | 23,10 | 5,96 | 4,14 | 1,95 | 48 | 4,25 | 0,28 | -0,119 | 1,34 | 0,5 | 5,48 | 2,45 | 9,73 |
| *Cabralea canjerana* | 30 | -21 | 11,90 | -9,95 | 2,14 | -0,65 | 29 | 2,57 | 0,61 | -1,361 | 3,29 | -0,88 | 5,43 | -1,53 | 8 |
| *Aspidosperma polyneuron* | 18 | -16 | 7,20 | -7,4 | 1,28 | -0,59 | 17 | 1,5 | 1,50 | -0,195 | 3,63 | 0,04 | 4,92 | -0,53 | 6,42 |
| *Ceiba speciosa* | 14 | 5 | 5,60 | 1,74 | 1,00 | 0,51 | 13 | 1,15 | 1,18 | 0,447 | 3,16 | 1,61 | 4,16 | 2,12 | 5,31 |
| *Myroxylon peruiferum* | 14 | -8 | 5,60 | -3,83 | 1,00 | -0,20 | 13 | 1,15 | 1,43 | 0,321 | 3,14 | 0,79 | 4,13 | 0,58 | 5,29 |
| *Hymenaea courbaril* | 10 | 0 | 4,00 | -0,28 | 0,71 | 0,16 | 10 | 0,88 | 1,65 | 0,363 | 3,34 | 0,62 | 4,05 | 0,78 | 4,94 |
| *Holocalyx balansae* | 14 | -2 | 5,60 | -1,26 | 1,00 | 0,12 | 13 | 1,15 | 1,23 | 0,355 | 2,71 | 0,86 | 3,71 | 0,98 | 4,86 |
| *Cariniana estrellensis* | 8 | -9 | 3,20 | -4,08 | 0,57 | -0,36 | 8 | 0,71 | 1,76 | 0,02 | 2,60 | -1,08 | 3,17 | -1,44 | 3,88 |
| *Cariniana legalis* | 13 | 6 | 5,20 | 2,2 | 0,93 | 0,55 | 13 | 1,15 | 0,40 | 0,039 | 2,20 | 1,44 | 3,13 | 1,99 | 4,28 |
| *Chrysophyllum gonocarpum* | 25 | -2 | 9,90 | -1,67 | 1,78 | 0,30 | 21 | 1,86 | 0,45 | 0,055 | 1,09 | 0,25 | 2,87 | 0,55 | 4,73 |
| *Seguieria langsdorffii* | 16 | -7 | 6,40 | -3,45 | 1,14 | -0,12 | 15 | 1,33 | 1,44 | 0,157 | 1,72 | -0,99 | 2,86 | -1,11 | 4,19 |
| *Sebastiania commersoniana* | 33 | 21 | 13,10 | 7,96 | 2,36 | 1,70 | 23 | 2,04 | 0,07 | -0,011 | 0,49 | 0,32 | 2,85 | 2,02 | 4,89 |
| *Cryptocarya moschata* | 14 | -3 | 5,60 | -2,11 | 1,00 | 0,02 | 12 | 1,06 | 0,54 | -0,168 | 1,79 | 0,29 | 2,79 | 0,31 | 3,85 |
| *Cordia ecalyculata* | 23 | -11 | 9,10 | -5,47 | 1,64 | -0,22 | 21 | 1,86 | 0,51 | -0,119 | 1,13 | -0,2 | 2,77 | -0,42 | 4,63 |
| *Caryota urens* | 20 | 20 | 8,00 | 8 | 1,43 | 1,43 | 14 | 1,24 | 0,53 | 0,53 | 1,11 | 1,11 | 2,54 | 2,54 | 3,78 |
| *Nectandra megapotamica* | 19 | -18 | 7,60 | -8,25 | 1,36 | -0,66 | 15 | 1,33 | 0,82 | 0,187 | 1,18 | -0,16 | 2,54 | -0,83 | 3,86 |
| *Cedrela fissilis* | 11 | 3 | 4,40 | 0,97 | 0,79 | 0,35 | 11 | 0,97 | 0,23 | -0,188 | 1,58 | 0,7 | 2,37 | 1,05 | 3,34 |
| *Alchornea glandulosa* | 12 | -4 | 4,80 | -2,06 | 0,86 | -0,02 | 11 | 0,97 | 0,41 | -0,102 | 1,26 | 0,18 | 2,12 | 0,16 | 3,09 |
| *Luetzelburgia guaissara* | 4 | -6 | 1,60 | -2,68 | 0,29 | -0,26 | 4 | 0,35 | 1,52 | 0,477 | 1,77 | -0,44 | 2,06 | -0,7 | 2,41 |
| *Zanthoxylum monogynum* | 20 | -2 | 8,00 | -1,43 | 1,43 | 0,23 | 19 | 1,68 | 0,15 | -0,117 | 0,61 | 0,04 | 2,03 | 0,26 | 3,72 |
| *Machaerium stipitatum* | 15 | -4 | 6,00 | -2,14 | 1,07 | 0,03 | 13 | 1,15 | 0,14 | -0,163 | 0,91 | 0,27 | 1,98 | 0,3 | 3,13 |
| *Pera glabrata* | 13 | -4 | 5,20 | -2,08 | 0,93 | 0,00 | 13 | 1,15 | 0,57 | 0,082 | 0,90 | -0,13 | 1,83 | -0,13 | 2,98 |
| *Copaifera langsdorffii* | 11 | 1 | 4,40 | 0,12 | 0,79 | 0,24 | 11 | 0,97 | 0,13 | -0,208 | 0,98 | 0,26 | 1,76 | 0,49 | 2,74 |
| *Myrsine balansae* | 12 | 0 | 4,80 | -0,34 | 0,86 | 0,20 | 11 | 0,97 | 0,39 | -0,003 | 0,86 | 0,03 | 1,72 | 0,23 | 2,69 |
| *Astronium graveolens* | 15 | -1 | 6,00 | -0,86 | 1,07 | 0,19 | 13 | 1,15 | 0,13 | -0,158 | 0,62 | 0,01 | 1,69 | 0,2 | 2,84 |
| *Piptadenia gonoacantha* | 11 | -13 | 4,40 | -5,88 | 0,79 | -0,52 | 9 | 0,8 | 0,23 | -0,756 | 0,90 | -1,19 | 1,69 | -1,71 | 2,48 |

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

| Espécies | Ind | dInd | DA | dDA | DR | dDR | FA | FR | DoA | dDoA | DoR | dDoR | VC | dVC | VI |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Roupala montana* var. *brasiliensis* | 11 | 3 | 4,40 | 0,97 | 0,79 | 0,35 | 10 | 0,88 | 0,23 | -0,005 | 0,87 | 0,37 | 1,66 | 0,72 | 2,54 |
| *Ocotea odorifera* | 16 | 2 | 6,40 | 0,4 | 1,14 | 0,37 | 15 | 1,33 | 0,24 | 0,097 | 0,50 | 0,2 | 1,64 | 0,57 | 2,96 |
| *Senegalia polyphylla* | 11 | -13 | 4,40 | -5,88 | 0,79 | -0,52 | 11 | 0,97 | 1,00 | 0,23 | 0,76 | -0,87 | 1,55 | -1,39 | 2,52 |
| *Trichilia catigua* | 17 | 2 | 6,80 | 0,37 | 1,21 | 0,39 | 16 | 1,42 | 0,11 | -0,016 | 0,28 | 0,01 | 1,50 | 0,41 | 2,91 |
| *Gallesia integrifolia* | 3 | 1 | 1,20 | 0,34 | 0,21 | 0,10 | 3 | 0,27 | 0,12 | -0,06 | 1,24 | 0,86 | 1,45 | 0,96 | 1,72 |
| *Galipea jasminiflora* | 16 | 1 | 6,40 | -0,03 | 1,14 | 0,32 | 12 | 1,06 | 0,13 | 0,037 | 0,29 | 0,09 | 1,43 | 0,41 | 2,49 |
| *Metrodorea stipularis* | 11 | -6 | 4,40 | -2,88 | 0,79 | -0,14 | 10 | 0,88 | 0,08 | -0,254 | 0,58 | -0,13 | 1,37 | -0,27 | 2,25 |
| *Croton piptocalyx* | 10 | 4 | 4,00 | 1,43 | 0,71 | 0,38 | 9 | 0,8 | 0,27 | 0,069 | 0,64 | 0,21 | 1,35 | 0,59 | 2,15 |
| *Machaerium vestitum* | 5 | 0 | 2,00 | -0,14 | 0,36 | 0,09 | 4 | 0,35 | 0,41 | -0,025 | 0,97 | 0,05 | 1,33 | 0,14 | 1,68 |
| *Ocotea corymbosa* | 9 | 6 | 3,60 | 2,31 | 0,64 | 0,48 | 9 | 0,8 | 0,08 | 0,013 | 0,65 | 0,51 | 1,29 | 0,99 | 2,09 |
| *Guazuma ulmifolia* | 8 | -15 | 3,20 | -6,65 | 0,57 | -0,69 | 8 | 0,71 | 0,78 | 0,036 | 0,71 | -0,86 | 1,28 | -1,55 | 1,99 |
| *Annona sylvatica* | 9 | -9 | 3,60 | -4,11 | 0,64 | -0,34 | 9 | 0,8 | 0,11 | -0,204 | 0,55 | -0,11 | 1,19 | -0,46 | 1,98 |
| *Syagrus romanzoffiana* | 12 | 3 | 4,80 | 0,94 | 0,86 | 0,37 | 9 | 0,8 | 0,07 | -0,1 | 0,33 | -0,03 | 1,19 | 0,34 | 1,99 |
| *Allophylus edulis* | 13 | 7 | 5,20 | 2,63 | 0,93 | 0,60 | 12 | 1,06 | 0,04 | 0,002 | 0,24 | 0,16 | 1,17 | 0,76 | 2,23 |
| *Protium heptaphyllum* | 12 | -1 | 4,80 | -0,77 | 0,86 | 0,15 | 12 | 1,06 | 0,06 | -0,067 | 0,30 | 0,03 | 1,16 | 0,18 | 2,22 |
| *Eriotheca candolleana* | 9 | 1 | 3,60 | 0,17 | 0,64 | 0,20 | 9 | 0,8 | 0,07 | -0,058 | 0,51 | 0,24 | 1,15 | 0,44 | 1,95 |
| *Guatteria australis* | 12 | -3 | 4,80 | -1,63 | 0,86 | 0,04 | 11 | 0,97 | 0,14 | 0,01 | 0,28 | 0,01 | 1,14 | 0,05 | 2,11 |
| *Cupania vernalis* | 9 | 4 | 3,60 | 1,46 | 0,64 | 0,37 | 8 | 0,71 | 0,03 | -0,002 | 0,46 | 0,39 | 1,11 | 0,77 | 1,81 |
| *Eugenia pyriformis* | 12 | 12 | 4,80 | 4,8 | 0,86 | 0,86 | 9 | 0,8 | 0,00 | 0 | 0,26 | 0,26 | 1,11 | 1,11 | 1,91 |
| *Ocotea diospyrifolia* | 7 | 3 | 2,80 | 1,09 | 0,50 | 0,28 | 7 | 0,62 | 0,03 | -0,048 | 0,60 | 0,43 | 1,10 | 0,71 | 1,72 |
| *Calyptranthes clusiifolia* | 10 | -3 | 4,00 | -1,57 | 0,71 | 0,00 | 10 | 0,88 | 0,14 | -0,062 | 0,30 | -0,13 | 1,02 | -0,12 | 1,9 |
| *Guarea guidonia* | 12 | 11 | 4,80 | 4,37 | 0,86 | 0,81 | 11 | 0,97 | 0,01 | 0,006 | 0,16 | 0,15 | 1,02 | 0,96 | 1,99 |
| *Schizolobium parahyba* | 6 | -13 | 2,40 | -5,74 | 0,43 | -0,61 | 5 | 0,44 | 0,52 | -0,252 | 0,53 | -1,1 | 0,96 | -1,71 | 1,4 |
| *Matayba elaeagnoides* | 8 | 8 | 3,20 | 3,2 | 0,57 | 0,57 | 7 | 0,62 | 0,12 | 0,12 | 0,36 | 0,36 | 0,93 | 0,93 | 1,55 |
| *Jacaranda macrantha* | 6 | 1 | 2,40 | 0,26 | 0,43 | 0,16 | 6 | 0,53 | 0,13 | 0,008 | 0,46 | 0,2 | 0,89 | 0,36 | 1,42 |
| *Metrodorea nigra* | 10 | 1 | 4,00 | 0,14 | 0,71 | 0,22 | 6 | 0,53 | 0,41 | 0,4043 | 0,17 | 0,05 | 0,88 | 0,27 | 1,41 |
| *Campomanesia guaviroba* | 7 | 2 | 2,80 | 0,66 | 0,50 | 0,23 | 7 | 0,62 | 0,12 | 0,019 | 0,34 | 0,13 | 0,84 | 0,36 | 1,46 |
| *Brosimum glaziovi* | 4 | 1 | 1,60 | 0,31 | 0,29 | 0,13 | 4 | 0,35 | 0,17 | 0,025 | 0,52 | 0,21 | 0,80 | 0,33 | 1,15 |
| *Cordia sellowiana* | 7 | -4 | 2,80 | -1,91 | 0,50 | -0,10 | 6 | 0,53 | 0,21 | 0,009 | 0,27 | -0,16 | 0,77 | -0,26 | 1,3 |
| *Diospyros inconstans* | 7 | -6 | 2,80 | -2,77 | 0,50 | -0,21 | 7 | 0,62 | 0,23 | 0,06 | 0,25 | -0,11 | 0,75 | -0,32 | 1,37 |
| *Eugenia francavilleana* | 7 | 7 | 2,80 | 2,8 | 0,50 | 0,50 | 6 | 0,53 | 0,65 | 0,65 | 0,24 | 0,24 | 0,74 | 0,74 | 1,27 |
| *Zanthoxylum riedelianum* | 3 | 0 | 1,20 | -0,09 | 0,21 | 0,05 | 3 | 0,27 | 0,12 | -0,089 | 0,53 | 0,09 | 0,74 | 0,14 | 1,01 |
| *Zanthoxylum caribaeum* | 4 | 4 | 1,60 | 1,6 | 0,29 | 0,29 | 4 | 0,35 | 0,07 | 0,07 | 0,38 | 0,38 | 0,66 | 0,66 | 1,02 |

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

| Espécies | Ind | dInd | DA | dDA | DR | dDR | FA | FR | DoA | dDoA | DoR | dDoR | VC | dVC | VI |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Bauhinia forficata* | 7 | 4 | 2,80 | 1,51 | 0,50 | 0,34 | 7 | 0,62 | 0,02 | -0,031 | 0,14 | 0,03 | 0,64 | 0,37 | 1,26 |
| *Zeyheria tuberculosa* | 4 | -1 | 1,60 | -0,54 | 0,29 | 0,02 | 4 | 0,35 | 0,24 | 0,055 | 0,34 | -0,05 | 0,63 | -0,03 | 0,98 |
| *Colubrina glandulosa* | 1 | 0 | 0,40 | -0,03 | 0,07 | 0,02 | 1 | 0,09 | 0,04 | -0,054 | 0,53 | 0,33 | 0,60 | 0,35 | 0,69 |
| *Prunus myrtifolia* | 4 | -2 | 1,60 | -0,97 | 0,29 | -0,04 | 4 | 0,35 | 0,14 | 0,028 | 0,32 | 0,08 | 0,60 | 0,03 | 0,96 |
| *Xylopia brasiliensis* | 3 | 1 | 1,20 | 0,34 | 0,21 | 0,10 | 3 | 0,27 | 0,09 | 0,041 | 0,39 | 0,29 | 0,60 | 0,39 | 0,87 |
| *Ocotea beulahiae* | 4 | 4 | 1,60 | 1,6 | 0,29 | 0,29 | 3 | 0,27 | 0,52 | 0,52 | 0,30 | 0,3 | 0,59 | 0,59 | 0,85 |
| *Syzygium cumini* | 7 | 1 | 2,80 | 0,23 | 0,50 | 0,17 | 7 | 0,62 | 0,81 | 0,49 | 0,09 | 0,02 | 0,59 | 0,19 | 1,21 |
| *Campomanesia guazumifolia* | 6 | 2 | 2,40 | 0,69 | 0,43 | 0,21 | 6 | 0,53 | 0,02 | -0,03 | 0,14 | 0,03 | 0,57 | 0,24 | 1,1 |
| *Aegiphila integrifolia* | 4 | 0 | 1,60 | -0,11 | 0,29 | 0,07 | 3 | 0,27 | 0,16 | 0,018 | 0,28 | -0,02 | 0,56 | 0,04 | 0,83 |
| *Chomelia sericea* | 7 | 7 | 2,80 | 2,8 | 0,50 | 0,50 | 6 | 0,53 | 0,02 | 0,02 | 0,06 | 0,06 | 0,56 | 0,56 | 1,09 |
| *Ixora gardneriana* | 4 | -2 | 1,60 | -0,97 | 0,29 | -0,04 | 4 | 0,35 | 0,44 | 0,248 | 0,25 | -0,16 | 0,54 | -0,2 | 0,89 |
| *Casearia gossypiosperma* | 4 | -3 | 1,60 | -1,4 | 0,29 | -0,09 | 4 | 0,35 | 0,11 | -0,072 | 0,25 | -0,14 | 0,53 | -0,24 | 0,89 |
| *Guarea kunthiana* | 6 | 3 | 2,40 | 1,11 | 0,43 | 0,27 | 5 | 0,44 | 0,02 | 0 | 0,09 | 0,05 | 0,52 | 0,32 | 0,97 |
| *Inga sessilis* | 3 | 0 | 1,20 | -0,51 | 0,21 | -0,01 | 3 | 0,27 | 0,03 | -0,051 | 0,31 | 0,14 | 0,52 | 0,19 | 0,79 |
| *Eugenia magnifica* | 5 | 5 | 2,00 | 2 | 0,36 | 0,36 | 5 | 0,44 | 0,07 | 0,07 | 0,15 | 0,15 | 0,51 | 0,51 | 0,95 |
| *Trichilia pallida* | 5 | -2 | 2,00 | -1 | 0,36 | -0,02 | 5 | 0,44 | 0,06 | 0,025 | 0,13 | 0,06 | 0,49 | 0,04 | 0,93 |
| *Zanthoxylum fagara* | 3 | -12 | 1,20 | -5,23 | 0,21 | -0,61 | 3 | 0,27 | 0,35 | -0,007 | 0,26 | -0,49 | 0,48 | -1,09 | 0,74 |
| *Citronella megaphylla* | 4 | 4 | 1,60 | 1,6 | 0,29 | 0,29 | 4 | 0,35 | 0,01 | 0,01 | 0,17 | 0,17 | 0,45 | 0,45 | 0,81 |
| *Pisonia ambigua* | 2 | -5 | 0,80 | -2,2 | 0,14 | -0,24 | 2 | 0,18 | 0,29 | 0,002 | 0,29 | -0,32 | 0,43 | -0,56 | 0,61 |
| *Luehea divaricata* | 3 | -1 | 1,20 | -0,511 | 0,21 | -0,01 | 3 | 0,27 | 0,07 | -0,108 | 0,21 | -0,17 | 0,42 | -0,18 | 0,69 |
| *Aspidosperma ramiflorum* | 2 | 1 | 0,80 | 0,37 | 0,14 | 0,09 | 2 | 0,18 | 0,02 | -0,003 | 0,26 | 0,21 | 0,40 | 0,3 | 0,58 |
| *Croton floribundus* | 3 | -7 | 1,20 | -3,09 | 0,21 | -0,34 | 2 | 0,18 | 0,13 | -0,279 | 0,16 | -0,7 | 0,37 | -1,04 | 0,55 |
| *Mollinedia widgrenii* | 4 | -9 | 1,60 | -3,97 | 0,29 | -0,42 | 3 | 0,27 | 0,11 | -0,069 | 0,09 | -0,29 | 0,37 | -0,72 | 0,64 |
| *Cordia americana* | 2 | -1 | 0,80 | -0,49 | 0,14 | -0,02 | 2 | 0,18 | 0,02 | -0,041 | 0,22 | 0,09 | 0,36 | 0,07 | 0,54 |
| *Casearia sylvestris* | 4 | 2 | 1,60 | 0,74 | 0,29 | 0,18 | 4 | 0,35 | 0,01 | -0,005 | 0,06 | 0,03 | 0,35 | 0,21 | 0,7 |
| *Roystonea oleraceae* | 1 | 0 | 0,40 | -0,03 | 0,07 | 0,02 | 1 | 0,09 | 0,14 | 0,018 | 0,25 | -0,01 | 0,33 | 0,02 | 0,41 |
| *Balfourodendron riedelianum* | 2 | -4 | 0,80 | -1,77 | 0,14 | -0,19 | 2 | 0,18 | 0,08 | -0,204 | 0,18 | -0,42 | 0,32 | -0,61 | 0,49 |
| *Dendropanax cuneatus* | 2 | -1 | 0,80 | -0,49 | 0,14 | -0,02 | 2 | 0,18 | 0,01 | -0,064 | 0,17 | 0,01 | 0,32 | 0 | 0,49 |
| *Livistona chinensis* | 2 | 2 | 0,80 | 0,8 | 0,14 | 0,14 | 1 | 0,09 | 0,22 | 0,22 | 0,17 | 0,17 | 0,32 | 0,32 | 0,41 |
| *Dalbergia frutescens* | 3 | 3 | 1,20 | 1,2 | 0,21 | 0,21 | 2 | 0,18 | 0,22 | 0,22 | 0,09 | 0,09 | 0,30 | 0,3 | 0,48 |
| *Syagrus oleracea* | 2 | 0 | 0,80 | -0,06 | 0,14 | 0,03 | 2 | 0,18 | 0,01 | -0,01 | 0,16 | 0,12 | 0,30 | 0,15 | 0,48 |
| *Myrcianthes pungens* | 3 | 1 | 1,20 | 0,34 | 0,21 | 0,10 | 3 | 0,27 | 0,00 | -0,008 | 0,07 | 0,05 | 0,29 | 0,16 | 0,55 |

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

| Espécies | Ind | dInd | DA | dDA | DR | dDR | FA | FR | DoA | dDoA | DoR | dDoR | VC | dVC | VI |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Guapira opposita* | 3 | -4 | 1,20 | -1,8 | 0,21 | -0,17 | 3 | 0,27 | 0,04 | -0,022 | 0,06 | -0,07 | 0,28 | -0,23 | 0,54 |
| *Persea wildenovii* | 1 | -4 | 0,40 | -1,74 | 0,07 | -0,20 | 1 | 0,09 | 0,56 | 0,361 | 0,20 | -0,22 | 0,27 | -0,42 | 0,36 |
| *Casearia decandra* | 2 | -3 | 0,80 | -1,34 | 0,14 | -0,13 | 2 | 0,18 | 0,01 | -0,058 | 0,12 | -0,02 | 0,26 | -0,15 | 0,44 |
| *Hovenia dulcis* | 3 | 3 | 1,20 | 1,2 | 0,21 | 0,21 | 2 | 0,18 | 0,34 | 0,34 | 0,05 | 0,05 | 0,26 | 0,26 | 0,44 |
| *Eugenia ligustrina* | 3 | 3 | 1,20 | 1,2 | 0,21 | 0,21 | 3 | 0,27 | 0,01 | 0,01 | 0,03 | 0,03 | 0,25 | 0,25 | 0,51 |
| *Erythroxylum argentinum* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,08 | 0,08 | 0,16 | 0,16 | 0,24 | 0,24 | 0,32 |
| *Ormosia arborea* | 2 | 0 | 0,80 | -0,05 | 0,14 | 0,03 | 1 | 0,09 | 0,02 | -0,007 | 0,10 | 0,04 | 0,24 | 0,07 | 0,33 |
| *Psidium giganteum* | 3 | 1 | 1,20 | 0,34 | 0,21 | 0,10 | 3 | 0,27 | 0,18 | 0,163 | 0,03 | -0,01 | 0,24 | 0,09 | 0,51 |
| *Trichilia elegans* | 3 | 3 | 1,20 | 1,2 | 0,21 | 0,21 | 3 | 0,27 | 0,14 | 0,14 | 0,02 | 0,02 | 0,24 | 0,24 | 0,5 |
| *Coutarea hexandra* | 2 | -3 | 0,80 | -1,34 | 0,14 | -0,13 | 2 | 0,18 | 0,10 | 0,004 | 0,08 | -0,12 | 0,23 | -0,24 | 0,4 |
| *Dimorphandra exaltata* | 1 | 0 | 0,40 | -0,03 | 0,07 | 0,02 | 1 | 0,09 | 0,10 | 0,052 | 0,14 | 0,04 | 0,21 | 0,06 | 0,3 |
| *Archontophoenix alexandrae* | 2 | 2 | 0,80 | 0,8 | 0,14 | 0,14 | 2 | 0,18 | 0,03 | 0,03 | 0,05 | 0,05 | 0,20 | 0,2 | 0,37 |
| *Ilex cerasifolia* | 1 | -2 | 0,40 | -0,89 | 0,07 | -0,09 | 1 | 0,09 | 0,12 | 0,032 | 0,13 | -0,06 | 0,20 | -0,15 | 0,29 |
| *Maclura tinctoria* | 1 | -7 | 0,40 | -3,03 | 0,07 | -0,37 | 1 | 0,09 | 0,27 | -0,049 | 0,13 | -0,54 | 0,20 | -0,91 | 0,29 |
| *Psidium sartorianum* | 2 | 2 | 0,80 | 0,8 | 0,14 | 0,14 | 2 | 0,18 | 0,14 | 0,14 | 0,05 | 0,05 | 0,19 | 0,19 | 0,37 |
| *Eugenia excelsa* | 2 | 2 | 0,80 | 0,8 | 0,14 | 0,14 | 2 | 0,18 | 0,24 | 0,24 | 0,03 | 0,03 | 0,17 | 0,17 | 0,35 |
| *Machaerium aculeatum* | 1 | -9 | 0,40 | -3,88 | 0,07 | -0,48 | 1 | 0,09 | 0,16 | -0,03 | 0,10 | -0,3 | 0,17 | -0,78 | 0,26 |
| *Myrcia hebepetala* | 2 | 2 | 0,80 | 0,8 | 0,14 | 0,14 | 2 | 0,18 | 0,01 | 0,01 | 0,03 | 0,03 | 0,17 | 0,17 | 0,35 |
| *Sorocea bonplandii* | 2 | 2 | 0,80 | 0,8 | 0,14 | 0,14 | 2 | 0,18 | 0,82 | 0,82 | 0,02 | 0,02 | 0,17 | 0,17 | 0,34 |
| *Actinostemon concepcionis* | 2 | 2 | 0,80 | 0,8 | 0,14 | 0,14 | 2 | 0,18 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,16 | 0,16 | 0,34 |
| *Chomelia bella* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,30 | 0,3 | 0,06 | 0,06 | 0,13 | 0,13 | 0,22 |
| *Ficus guaranitica* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,06 | 0,06 | 0,13 | 0,13 | 0,22 |
| *Dracaena fragans* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,08 | 0,08 | 0,05 | 0,05 | 0,12 | 0,12 | 0,21 |
| *Handroanthus impetiginosus* | 1 | 0 | 0,40 | -0,03 | 0,07 | 0,02 | 1 | 0,09 | 0,02 | -0,001 | 0,05 | 0,01 | 0,12 | 0,03 | 0,21 |
| *Machaerium villosum* | 1 | -2 | 0,40 | -0,89 | 0,07 | -0,09 | 1 | 0,09 | 0,15 | -0,038 | 0,05 | -0,35 | 0,12 | -0,44 | 0,21 |
| *Magnolia champaca* | 1 | 0 | 0,40 | -0,03 | 0,07 | 0,02 | 1 | 0,09 | 0,02 | 0,014 | 0,05 | 0,04 | 0,12 | 0,06 | 0,21 |
| *Cycas revoluta* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,87 | 0,87 | 0,04 | 0,04 | 0,11 | 0,11 | 0,2 |
| *Ocotea elegans* | 1 | -2 | 0,40 | -0,89 | 0,07 | -0,09 | 1 | 0,09 | 0,04 | -0,013 | 0,04 | -0,07 | 0,11 | -0,16 | 0,19 |
| *Myrcia splendens* | 1 | -1 | 0,40 | -0,46 | 0,07 | -0,04 | 1 | 0,09 | 0,04 | 0,029 | 0,03 | 0,01 | 0,10 | -0,03 | 0,19 |
| *Trema micrantha* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,03 | 0,03 | 0,10 | 0,1 | 0,19 |
| *Casearia obliqua* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,09 | 0,09 | 0,18 |
| *Cecropia pachystachya* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,09 | 0,09 | 0,18 |

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

| Espécies | Ind | dInd | DA | dDA | DR | dDR | FA | FR | DoA | dDoA | DoR | dDoR | VC | dVC | VI |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Myrciaria floribunda* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,09 | 0,09 | 0,18 |
| *Schinus terebinthifolius* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,42 | 0,42 | 0,02 | 0,02 | 0,09 | 0,09 | 0,18 |
| *Zanthoxylum acuminatum* | 1 | -32 | 0,40 | -15,6 | 0,07 | -6,79 | 1 | 0,09 | 0,01 | -0,866 | 0,02 | -1,42 | 0,09 | -1,331 | 0,18 |
| *Actinostemon concolor* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |
| *Eugenia florida* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |
| *Eugenia neoverrucosa* | 1 | 0 | 0,40 | -0,03 | 0,07 | 0,02 | 1 | 0,09 | 0,00 | -0,013 | 0,01 | -0,02 | 0,08 | 0 | 0,17 |
| *Eugenia pleurantha* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |
| *Euphorbia pulcherrima* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,12 | 0,12 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |
| *Garcinia gardneriana* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,13 | 0,13 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |
| *Handroanthus chrysotrichus* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,16 | 0,16 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |
| *Ixora venulosa* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,15 | 0,15 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |
| *Joannesia princeps* | 1 | 1 | 0,40 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |
| *Nectandra oppositifolia* | 1 | -3 | 0,40 | -1,31 | 0,07 | -0,15 | 1 | 0,09 | 0,06 | 0,027 | 0,01 | -0,06 | 0,08 | -0,21 | 0,17 |
| *Senna macranthera* | 1 | 1 | 0,4 | 0,4 | 0,07 | 0,07 | 1 | 0,09 | 0,32 | 0,32 | 0,01 | 0,01 | 0,08 | 0,08 | 0,17 |

Quadro 1. Resumo dos principais resultados encontrados entre 1976-1978: Matthes et al. (1988); de 2003-2005: presente estudo; indet.: espécies indeterminadas; ex: espécies exóticas; np: espécies não pioneiras; p: espécies pioneiras.

Chart 1. Summary of main results found between 1976-1978: Matthes et al. (1988); 2003-2005: present study; indet.: indeterminate species; ex: exotic species; np: not pioneer species; p: pioneer species.

| Período | 1976-1978 | 2003-2005 |
|---|---|---|
| Nº de espécies vivas | 151 (14 indet.) | 141 (102 em comum) |
| Nº de indivíduos vivos | 1.787 | 1.401 |
| Nº de famílias | 42 | 40 |
| Nº de gêneros | 99 | 98 |
| Nº de esp. não reamostradas/Nº de indivíduos | 49/120<br>14 indet./ 30<br>2 ex/2<br>23 np/65<br>10 p/23 | |
| Nº de novas espécies/Nº de indivíduos | | 39/116<br>ex 7/30<br>np 27/81<br>p 5/5 |
| Nº de árvores mortas | 39 | 138 |
| Nº de espécies pioneiras/Nº de indivíduos | 32/278 | 27/197 |
| Nº de espécies não pioneiras/Nº de indivíduos | 100/1.486 | 104/1.165 |
| Nº de espécies exóticas/Nº de indivíduos | 5/10 | 10/39 |
| Índice de diversidade H’ | 3,71 | 3,84 |
| Índice de diversidade HB | 3,57 | 3,66 |

Em relação ao valor de importância destacaram-se *T. claussenii* (55,42), *C. tomentosum*, *Ficus eximia*, *Eugenia acutata* e *M. nictitans* (9,37). Os maiores valores de cobertura foram apresentados por *T. claussenii* (38,16), *C. tomentosum*, *F. eximia*, *M. nictitans*, *E. acutata* e *C. canjerana* (5,43), sendo que as maiores alterações positivas foram representadas por *F. eximia* (+8,46), *C. tomentosum*, *Caryota urens*, *E. acutata* e *Ceiba speciosa* (+2,12). Com alterações negativas em relação ao trabalho anterior destacaram-se *T. claussenii* (-7,25), *M. nictitans*, *P. gonoacantha*, *S. parahyba*, e *Guazuma ulmifolia* (-1,55). O índice de diversidade de Shannon (H’) obtido para o presente estudo foi de 3,84 nats/indivíduo. O índice de diversidade HB de Brillouin foi 3,66 nats/indivíduo (Quadro 1).

O resumo dos principais resultados encontrados no estudo de 1976-1978 (Matthes et al., 1988) e 2003-2005, objeto do presente estudo, são apresentados na Quadro 1.

## 4 DISCUSSÃO

As famílias mais ricas da flora da área nativa do Bosque foram aquelas também encontradas em outras áreas de Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo – Fabaceae, Myrtaceae, Lauraceae, Euphorbiaceae, Rutaceae e Meliaceae (Durigan et al., 2000; Santos e Kinoshita, 2003; Guaratini et al., 2008) – e, assim como o encontrado em outros trabalhos, com oscilações entre o número de espécies e variações na ordem de riqueza. Essas famílias perderam ou tiveram incremento no número de espécies em relação ao trabalho de Matthes et al. (1988), mas permaneceram como as mais ricas. Outra característica observada no Bosque e que é comum às florestas de mesma fitofisionomia foi o registro de uma proporção expressiva de famílias representadas por apenas uma espécie (no caso, 17 famílias, de um total de 40). Ademais, 76 gêneros ocorreram na área nativa do Bosque com apenas uma única espécie, ou seja, 54% do total das espécies amostradas.

Quatro famílias, cada qual com apenas uma espécie e poucos indivíduos não foram encontradas no presente estudo. Segundo Laurance et al. (2006), a fragmentação leva ao aumento da mortalidade das árvores e da taxa de substituição, e as espécies raras ou pouco comuns são as mais susceptíveis à extinção local. Guaratini et al. (2008) ao comparar a flora arbóreo-arbustiva da Mata Santa Genebra, o maior fragmento urbano de Floresta Estacional Semidecidual da região de Campinas, com outros 25 fragmentos do estado de São Paulo e Norte do Paraná, encontraram que do total das 720 espécies registradas, 46,7% ocorreram somente em um local, e apenas 25,8% em mais de três locais.

Dentre as famílias que mais perderam espécies em relação ao primeiro estudo destacaram-se Lauraceae (oito espécies) e Myrtaceae (sete espécies). Não foram reamostradas sete espécies de Fabaceae e três de Moraceae, mas, por outro lado, houve dois novos registros para a área nativa e para a flora do Bosque para essas duas famílias. Algumas diferenças florísticas entre os dois estudos podem ser atribuídas, pelo menos parcialmente, a diferentes determinações, pois envolvem famílias de grande riqueza e cuja taxonomia é sabidamente difícil. Não foram encontrados nos herbários material-testemunho do trabalho de Matthes et al. (1988), impossibilitando a comparação com as coletas do presente estudo. Por exemplo, não foi possível reavaliar a identificação de *Eugenia gemmiflora* que segundo a Lista da Flora do "Brasil 2020 – Algas, Fungos e Plantas" (Forzza, 2017) não ocorre em São Paulo. Assim, recomenda-se que nos estudos da flora, pelo menos um exemplar de cada espécie amostrada seja depositado em herbário, mesmo quando vegetativo.

Apesar destas particularidades da identificação botânica da flora do Bosque, flutuações na composição florística da comunidade arbórea são comumente citadas em trabalhos temporais. Higuchi et al. (2006) encontraram oscilações significativas entre diferentes intervalos de tempo. Liebsch et al. (2007) encontraram variações estruturais e salientaram a complexidade dos processos sucessionais de regeneração natural das florestas tropicais. Sugeriram que a imprevisibilidade no processo sucessional leva à ocorrência de variações de densidade, o que favorece a grande heterogeneidade florística observada na Floresta Atlântica. Tais fatos evidenciam a importância dos estudos periódicos regulares, na intenção de se captar as flutuações ao longo do tempo, presença, intensidade e época de ocorrência em relação à idade da floresta.

Por outro lado, nem todas as espécies não reamostradas desapareceram da área, pois algumas ainda estavam presentes como indivíduos menores que o critério mínimo de inclusão como, por exemplo, *Maytenus aquifolium*, *Vochysia bifalcata* e *Myrocarpus frondosus*, observadas no sub-bosque durante os trabalhos de campo. Pinto e Hay (2005) observaram que muitas das espécies amostradas na ocasião do primeiro inventário e que não foram encontradas no segundo permaneciam na comunidade como indivíduos menores que o critério de inclusão. Outras das espécies podem estar presentes no banco de plântulas ou de sementes do solo. No mesmo trabalho, aqueles autores encontraram um incremento de 5% de espécies arbóreas em relação ao seu primeiro inventário, e ao comparar com outras florestas, concluíram que o registro de novas espécies em inventários recorrentes e com curtos intervalos entre as medições, numa mesma área, gira em torno de 3% a 13%, e o desaparecimento entre 0% e 8%. No Bosque, tanto o decréscimo de espécies (29%) quanto o acréscimo (25%) provavelmente devem-se às flutuações cíclicas ocorrentes no longo intervalo entre os inventários. Considerando os valores encontrados por Pinto e Hay (2005) em um período de cinco anos, e na compilação de outros trabalhos realizada por eles, podemos observar que as oscilações registradas em curtos períodos são menores e mais discretas. Provavelmente as mudanças ocorrentes no Bosque se deram desta forma, porém as flutuações diluíram-se ao longo do amplo intervalo de tempo entre os dois inventários.

Durante o período de 1976 a 2004 o número de árvores mortas no Bosque aumentou de 39 (2% em relação ao número de vivas) para 138 indivíduos (9,8%) (Quadro 1). Não é possível estimar nem a periodicidade nem a intensidade dos eventos de mortalidade ao longo deste período, e também não se sabe se houve ou não algum evento de maior magnitude que possa ter contribuído para o aumento de árvores mortas no Bosque. As taxas anuais de mortalidade em florestas tropicais giram em torno de 2%, incluindo a Floresta Estacional Semidecidual (Castro, 2011), podendo chegar a 3,6% (Pulz, 1998; Coraiola e Péllico Netto, 2003). O aumento das taxas de mortalidade está associado a fatores diversos,

como idade ou senilidade, competição, doenças ou pragas, incêndios, injúrias, corte ou abate, supressão (Rossi et al., 2007), condições climáticas, como seca e ventos, ao aumento da temperatura, do déficit de pressão de vapor, abundância de lianas, entre outros (Mcdowell et al., 2018).

No Bosque observou-se, por exemplo, o decréscimo na população de *Cariniana estrellensis* de 17 para oito indivíduos, atribuído ao ataque de endoparasitas vasculares, como o fungo patogênico do gênero *Verticillium*, cujo vetor é um coleóptero exótico da família Platypodidae, identificado em *Holocalyx balansae* (Santos et al; 2005 – dados não publicados[5]). Durante os trabalhos de campo, observamos também indivíduos adultos de *Aspidosperma polyneuron, Cariniana legalis* e *C. estrellensis* altamente contaminados. Estes endoparasitas provocam o entupimento dos vasos condutores, impedindo o fluxo de água e nutrientes, levando as árvores à morte e atingindo indivíduos de diferentes tamanhos. Nas últimas décadas, no Japão, Kamata et al. (2002) observaram aumento da mortalidade de uma espécie de carvalho devido à infestação por fungo endoparasita. Aqueles autores relacionam esse evento à expansão da distribuição geográfica do vetor, causada provavelmente pelo aumento da temperatura global.

No período analisado, as espécies exóticas passaram de cinco para 10, das quais três são novos registros tanto para a flora do Bosque como para a área nativa, sendo que, *Caryota urens* foi a espécie que apresentou o maior aumento no número de indivíduos (20). Esse aumento pode ser atribuído à dispersão dos seus frutos pela fauna que vive livre no Bosque, especialmente os bugios, cujas fezes contendo sementes podiam ser observadas durante os trabalhos de campo. A questão da presença de espécies exóticas em Unidades de Conservação (UCs) é vista como uma ameaça de proporção global (De Poorter, 2007). Sampaio e Schimdt (2013) afirmam que espécies exóticas invasoras estão infestando as UCs devido ao adensamento e proximidade das atividades antrópicas, tanto no entorno quanto dentro das UCs, antes ou depois de sua criação. Uma vez amplamente dispersas e sendo capazes de colonizar diversos ambientes, as espécies invasoras interferem na conservação da biodiversidade e dos ecossistemas.

Desta forma, mesmo que espécies exóticas a princípio não se apresentem como potenciais invasoras é importante que estas sejam monitoradas visando o manejo e controle dos processos de invasão, tendo em vista que estas características mais agressivas possam aparecer ao longo do tempo, caso mudem os impedimentos bióticos ou ambientais que limitam a dispersão da espécie.

Dentre as espécies em perigo (EN), registramos aumento da população de *Ocotea odorifera* e *O. beulahiae*, que não havia sido registrada anteriormente. Entretanto, muito provavelmente *O. beulahiae* deve corresponder a um dos materiais determinados somente a nível de família no estudo anterior, pois foi descrita somente em 1993 (Baitello, 1993). As espécies vulneráveis (VU) *Cedrela fissilis*, *Brosimum glaziovii* e *Cariniana legalis* também apresentaram incremento populacional, enquanto *Zeyheria tuberculosa* teve redução de menos um indivíduo.

O incremento dessas espécies ameaçadas se deve, provavelmente, a indivíduos que já existiam no fragmento e que atingiram o critério mínimo de inclusão na amostragem deste estudo. Algumas dessas espécies ocorrem em outros fragmentos do município de Campinas (Bernacci e Leitão Filho, 1996; Cielo Filho e Santin, 2002; Santos e Kinoshita, 2003), sendo que *O. odorifera* e *B. glaziovii* foram registrados apenas na mata do Bosque dos Alemães (Cielo Filho e Santin, 2002). Embora a presença de uma determinada espécie dentro de uma UC contribua para a redução do grau de ameaça, a manutenção das espécies depende de fatores que incluem características do habitat até características populacionais, como densidade, interação com polinizadores e dispersores, sucesso reprodutivo, entre outros (Colli-Silva et al., 2016).

O registro de *Handroanthus chrysotrichus* como nova ocorrência indica que, muito provavelmente, é oriunda da arborização urbana. A capacidade das espécies de colonizarem um fragmento depende da distância e também do modo de dispersão, sendo as espécies anemocóricas favorecidas nesse processo (Saunders et al., 1991). Assim, o planejamento da arborização urbana tem importância extrema, pois é importante priorizar o plantio de espécies nativas regionais, que atraiam a fauna e que permitam algum grau de permeabilidade da paisagem.

[5] SANTOS, C.A. et al. Ocorrência de *Verticillium* sp. em alecrim-de-campinas, no Bosque dos Jequitibás, em Campinas - SP. In: CONGRESSO PAULISTA DE FITOPATOLOGIA, 28., 2005, São Paulo. **Summa Phytopathologica**, v. 31, p. 99, 2005. Suplemento. (não publicado).

Os impactos internos são tão importantes quanto os externos e mesmo grandes áreas protegidas estão fortemente sujeitas aos efeitos da degradação do seu entorno (Laurance et al., 2012). Portanto, o manejo de pequenos fragmentos deve priorizar o controle dos fatores externos que influenciam a sua dinâmica, devendo ser constante, de modo a diminuir a pressão de uma dinâmica interna alterada e de uma paisagem que influencia negativamente o fragmento (Saunders et al., 1991).

O desaparecimento de espécies nos fragmentos pode levar séculos, como no caso das árvores de ciclo de vida longo, que são relativamente menos sensíveis às alterações no ambiente do que as plantas nos estágios mais juvenis (Wills et al., 2006). Apesar disso, os efeitos da fragmentação dos ambientes naturais não levam longos períodos de tempo para se manifestarem, como observaram Laurance et al. (2006) em experimentos na Amazônia, Oliveira e Felfili (2008) em matas de galeria do Brasil central e o que observou-se também no Bosque.

Dentre as espécies não reamostradas, 31 tinham apenas um indivíduo por hectare, e dentre os novos registros, 26 espécies ocorreram com um indivíduo por hectare. As florestas tropicais caracterizam-se pela alta diversidade de espécies, sendo algumas com grandes populações e muitas espécies com poucos indivíduos (Kageyama et al., 2003; Henle et al., 2004). Assim também é para o Bosque, onde 56,7% das espécies ocorreram com densidade de até dois indivíduos por hectare. No estudo anterior (Matthes et al., 1988) este percentual era de 54,3%.

Além da diminuição da densidade de árvores, observou-se o aumento da área basal, pois os indivíduos que permaneceram no estrato arbóreo tiveram incremento em diâmetro. A abundância das espécies mais importantes na composição do dossel, em relação à área basal, foi pronunciada: *Centrolobium tomentosum (*57 indivíduos), *Machaerium nyctitans* (35), *Cabralea canjerana* (30) e *Aspidosperma polyneuron* (18). Werneck et al. (2000), Paula et al. (2002) e Silva et al. (2004) também observaram aumento de biomassa em diferentes períodos de amostragem em remanescentes de Floresta Estacional. Schaaf et al. (2005) encontraram resultados semelhantes em uma Floresta Ombrófila Mista do sul do Paraná.

Diferentemente do observado neste estudo, Liebsch et al. (2007) encontraram indivíduos de grande porte, porém com populações pouco abundantes, provavelmente devido ao histórico de perturbação da área, que sofreu retirada de madeira com valor comercial no último distúrbio relatado (na época do estudo, há 120 anos). É sabido que o Bosque, por volta de 1880, ou seja, há mais de 120 anos antes da realização do presente estudo, era uma reserva particular mantida para atividades de caça e a vegetação densa ali existente era preservada, o que provavelmente influenciou na manutenção da abundância destas populações ao longo do tempo. Novas amostragens da área poderão evidenciar se esta tendência se manterá ou não, pois os resultados dependem do intervalo de tempo entre as medições, como salientado por Rolim et al. (1999).

Embora a população de *Trichilia claussenii* tenha decrescido desde o estudo de Matthes et al. (1988), esta espécie continuou sendo a mais abundante na área nativa do Bosque, e contribuiu majoritariamente para a importância de sua família. Torres et al. (2014), utilizando outra metodologia de amostragem, constataram que essa espécie era uma das mais abundantes nos 29 fragmentos de vegetação nativa na bacia do Ribeirão das Anhumas, região onde se localiza o Bosque. Segundo Athiê e Dias (2011), os frutos de *T. claussenii* apresentam grande potencial de atração para diversas espécies da avifauna. *T. claussenii* ocorre também em vários outros fragmentos e é uma espécie importante na constituição do dossel e do sub-dossel do Bosque. A dispersão de seus frutos pela avifauna contribui para a conectividade entre as áreas remanescentes do município e reforça a importância dos fragmentos urbanos.

Ao mesmo tempo em que ocorreu a perda de riqueza, observou-se um discreto aumento dos índices de diversidade que pode ser atribuído à diminuição das populações das espécies antes mais abundantes, como *T. claussenii, M. nictitans*, *G. ulmifolia, N. megapotamica* e *C. canjerana*. Resultados semelhantes de aumento nos índices de diversidade foram encontrados por Ruschel et al. (2009) em uma Floresta Ombrófila Densa em estágio avançado de sucessão, em Santa Catarina.

O índice de diversidade HB de Brillouin obtido correspondeu a 3,66 nats/indivíduo, representando aumento para a amostra total em relação ao valor obtido em 1976-1978 (3,57 nats/indivíduo). No Bosque dos Jequitibás, o índice de diversidade de Shannon (H') foi de 3,84 nats/indivíduo, e correspondia a 3,71 nats/indivíduo no estudo anterior (Matthes et al., 1988).

No Bosque, tanto a maioria das espécies não reamostradas quanto os novos registros foram da categoria das não pioneiras, com populações pequenas, muitas representadas por apenas um indivíduo. Dos cinco novos registros de espécies pioneiras, duas (*Schinus terebinthifolius* e *Cecropia pachystachya*) já ocorriam na flora do Bosque, apenas *Senna macranthera* ainda não havia sido registrada na área nativa. Paula et al. (2002) e Silva et al. (2004) observaram o aumento das espécies secundárias iniciais e tardias em uma Floresta Estacional Semidecidual.

Em algumas partes da área nativa do Bosque, principalmente nas bordas próximas aos passeios, o sub-bosque era raleado para plantio de espécies exóticas, com finalidade paisagística, como é o caso de *C. revoluta, D. fragrans* e *E. pulcherrima,* amostradas no presente estudo. Essa prática deixou de ser adotada somente a partir da década de 1990.

Em fragmentos em que a matriz é florestada, um dos fatores que mais influenciam a dinâmica da vegetação é a idade do fragmento (Laurance et al., 2006). Estudos sobre a sucessão em florestas tropicais mostram que tanto espécies tolerantes como intolerantes à luz podem se estabelecer desde o início da sucessão ecológica, mas algumas somente se estabelecem após o fechamento do dossel (Chazdon et al., 2010). As espécies tolerantes à sombra são mais susceptíveis à fragmentação, especialmente nos fragmentos menores, pois são menos competitivas em relação às espécies de borda (Henle et al., 2004). Paula et al. (2004), estudando uma floresta que encontrava-se em regeneração natural, observaram que o grupo de espécies pioneiras diminuiu em quase 70% num período de 14 anos, contrastando com o grupo de não pioneiras. Marangon et al. (2007) estudaram uma área de formação florestal secundária com 42 anos de preservação na época, em estágio inicial de sucessão que apresentava considerável riqueza de espécies, a maioria pioneiras e secundárias iniciais, fato que Ivanauskas et al. (1999) citam como frequente em áreas de Floresta Estacional Semidecidual com marcado histórico de perturbação.

Com relação às espécies que não foram reamostradas (8 de 49) e os novos registros (11 de 39) para a área nativa do Bosque, observa-se que podem ocorrer simultaneamente em outros remanescentes, como na Mata de Santa Genebra (Guaratini et al., 2008).

O Bosque encontra-se fragmentado há mais de 100 anos, resistindo numa matriz inóspita, urbanizada, distante 3 km do fragmento mais próximo (Bosque São José). Embora a maioria das espécies ocorrentes no Bosque pertença à categoria das não pioneiras, a flora da área nativa ali existente vem sofrendo alterações nestas últimas décadas, que incluem a redução do número de indivíduos das espécies desta categoria sucessional.

## 5 CONCLUSÕES

Os resultados encontrados no presente estudo correspondem ao esperado para um pequeno fragmento isolado. A flora arbórea da área nativa do Bosque dos Jequitibás apresentou: redução do número de espécies nativas, aumento do número de espécies exóticas, aumento na proporção de indivíduos de espécies exóticas e aumento na proporção de árvores mortas. Além destes dados já esperados, ainda ocorreu o decréscimo do número de indivíduos. Ao contrário do esperado, não houve aumento do número de espécies pioneiras. Embora o número de espécies tenha diminuído, houve aumento dos índices de diversidade H' e HB devido a diferenças nas proporções das abundâncias das espécies.

Tais resultados associados às comparações entre os dois estudos realizados no Bosque dos Jequitibás num intervalo de quase três décadas apontam para efeitos da fragmentação consequentes do isolamento e demandam a aplicação de um plano de manejo efetivo da área nativa do Bosque que inclua, dentre outras medidas: a eliminação das espécies exóticas na área interna e o planejamento da arborização urbana no seu entorno, que deve priorizar as espécies nativas, de modo a minimizar os impactos do seu isolamento na matriz urbana; as atividades educativas permanentes, como estratégia na orientação de visitantes tanto de escolas como do público em geral. Ressalta-se a necessidade e a importância dos estudos periódicos regulares, visando o registro e análises mais refinados das flutuações ao longo do tempo, para embasar

outras tomadas de decisão. Finalmente, ressalte-se a importância da mata do Bosque dos Jequitibás como área para a pesquisa científica e a continuidade de estudos sobre a dinâmica da sua vegetação, e como um banco de germoplasma de espécies nativas, especialmente daquelas ameaçadas de extinção.

## 6 AGRADECIMENTOS

Ao CNPq e à FAPESP, pelas bolsas de Iniciação Científica CNPq/PIBIC, processo nº. 800013-03-4 e IC/FAPESP, processo nº. 04/10487-5 concedidas ao primeiro autor; ao Departamento de Parques e Jardins da Prefeitura Municipal de Campinas, pelas facilidades e apoio oferecidos. A Joel Pena Filho, André Luíz dos Santos Zecchin e Fabio José Benedetti, pelo auxílio nos trabalhos de campo; aos revisores, pelas críticas e sugestões ao manuscrito.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ, C.A. et al. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP – APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016. http://dx.doi.org/10.1111/boj.12385.

ATHIÊ, S.; DIAS, M.M. Consumo dos frutos de *Trichilia claussenii* C. DC. (Meliaceae) por aves em área de reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 13, n. 1-3, p. 33-40. 2011.

BAITELLO, J.B. Nova Lauraceae para o estado de São Paulo, Brasil: *Ocotea beaulahiae* Baitello. **Revista do Instituto Florestal**, v. 5, n. 1, p. 59-63. 1993.

BERNACCI, L.C.; LEITÃO FILHO, H.F. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 19, n. 2, p. 149-164, 1996.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2nd ed. Iowa: Wm. C. Brown Publishers. 1984. 226 p.

CAMPINAS (Município). Resolução no 13, de 02 de setembro de 1993. Dispõe sobre o Tombamento do Bosque dos Jequitibás. CONSELHO DE DEFESA DO PATRIMÔNIO CULTURAL DE CAMPINAS – CONDEPACC. **Diário Oficial do Município**, Poder Executivo, em 19 out. 1993, p. 20. Disponível em: <https://bibliotecajuridica.campinas.sp.gov.br/index/visualizaratualizada/id/91237>. Acesso em: 20 jun. 2016.

CASTRO, R.V.O. **Modelagem do crescimento em nível de árvores individuais utilizando redes neurais e autômatos celulares**. 2011. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CHAZDON, R.L. et al. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 42, n. 1, p. 31-40, 2010. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00566.x.

CIELO FILHO, R.; SANTIN, D. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano – Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 3, p. 291-301, 2002.

COELHO, R.M. et al. Solos da Bacia do ribeirão das Anhumas. In: TORRES, R.B.; ADAMI, S.F.; COELHO, R.M. (Org.). **Atlas socioambiental da bacia do ribeirão das Anhumas**. Campinas: Pontes Editores, 2014. p. 64-70.

COLLI-SILVA, M. et al. Registros de espécies vasculares em unidades de conservação e implicações para a lista da flora ameaçada de extinção no estado de São Paulo. **Rodriguésia**, v. 67, n. 2, p. 405-425, 2016. http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201667212.

CORAIOLA, M.; PÉLLICO NETTO, S. Análise da estrutura horizontal de uma floresta estacional semidecidual localizada no município de Cássia - MG. **Revista Acadêmica**: ciências agrárias e ambientais, v. 1, n. 2, p. 11-19, 2003.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras. 1995. 484 p.

DE POORTER, M. **Invasive alien species and protected areas:** A scoping report. Part I. Scoping the scale and nature of invasive alien species threats to protected areas, impediments to invasive alien species management and mean to address those impediments. Global Invasive Species Program - GISP, Invasive Species Specialist Group – ISSG/IUCN, 2007. 93 p. Disponível em: <http://www.issg. org/gisp_publications_reports.htm>. Acesso em: 01 set. 2017.

DIAMOND, J.M.; MAY, R.M. Island biogeography and the design of natural reserves. In: May, R.M. (Ed.). **Theoretical ecology**: principles and applications. Philadelfia: Saunders, 1976. p. 163-186.

DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. São Paulo, **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 371-383, 2000.

FORZZA, R.C. (Coord.). **Flora do Brasil 2020 em construção**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>. Acesso em: 01 set. 2017.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Fundação e INPE divulgam dados inéditos sobre a Mata Atlântica paulista**. 2017. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/105125/mapeamento-inedito-mostra-situacao-da-mata-atlantica-estado-de-sao-paulo/>. Acesso em: 5 jul. 2017.

GUARATINI, M.T.G. et al. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 2, p. 323-337, 2008.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest**: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago, 1984. 230 p.

HENLE, K. et al. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 1, p. 207-251, 2004. http://dx.doi.org/10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e.

HIGUCHI, P. et al. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. **Árvore**, v. 30, n. 6, p.893-904, 2006.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, n. 1, p. 201-228, 1982. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 2012. 271 p. (Manuais Técnicos em Geociências, n. 1).

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Fitossociologia de um trecho de floresta estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 83-99, dez. 1999.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: Kageyama, P.Y. et al. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FPAV, 2003. p. 29-46.

KAMATA, N. et al. Potential impact of global warming on deciduous oak dieback caused by ambrosia fungus *Raffaelea* sp. carried by ambrosia beetle *Platypus quercivorus* (Coleoptera: Platypodidae). **Bulletin of Entomological Research**, v. 92, n. 2, p. 119-126, 2002. http://dx.doi.org/10.1079/BER2002158. PMid:12020369.

KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

LAURANCE, W.F. et al. Rain Forest fragmentation and structure of amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105-116, 2001. http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0105:RFFATS]2.0.CO;2.

_____. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 464-482, 2006. http://dx.doi.org/10.1890/05-0064. PMid:16637371.

_____. Averting biodiversity colapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290-294, 2012. (Supplementary Information, 1-32).

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C.M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronoseqüência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 21, n. 4, p. 983-992, 2007. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000400023.

LIMA, S.B. **Os jardins de Campinas, o surgimento de uma nova cidade**. 2000. 179 f. Dissertação (Mestrado em Urbanismo) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas.

MARANGON, L.C. et al. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais. **Cerne**, v. 13, n. 2, p. 208-221, 2007.

MARTINS, J.P.S. **Campinas do Matto Grosso:** da febre amarela à cólera dos rios. Campinas: Apoio Cultural Texaco, 1997. 70 p.

MATTHES, L.A.F.; LEITÃO FILHO, H.F.; MARTINS, F.R. Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP): composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 5., 1988, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SBSP, 1988. p. 55-76.

MCDOWELL, N. et al. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **The New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 851-869, 2018. http://dx.doi.org/10.1111/nph.15027. PMid:29451313.

MELLO, M.H.A. et al. Chuva e temperaturas: cem anos de observações em Campinas. **Boletim Técnico do Instituto Agronômico de Campinas**, n. 154, p. 1-48, 1994.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN – MBG. **Tropicos:** Missouri Botanical Garden electronic databases. Disponível em: <http://www.tropicos.org>. Acesso em: 02 set. 2017.

MORO, M.F.; MARTINS, F.R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: Felfili, J.M. et al. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil:** métodos e estudos de casos. Viçosa: Editora UFV, 2011. v. 1, p. 174-212.

OLIVEIRA, A.P.; FELFILI, J.M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 597-610, 2008.

PAULA, A. et al. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 743-749, 2002. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622002000600010.

_____ . Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000300002.

PINTO, J.R.R.; HAY, J.D.V. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 3, p. 523-539, jul.-set. 2005.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Midiograf, 2001. 327 p.

PULZ, F.A. **Estudo da dinâmica e a modelagem da estrutura diamétrica de uma floresta semidecídua montana na região de Lavras - MG**. 1998. 155 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forests distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021.

ROLIM, S.G.; COUTO, H.T.Z.; JESUS, R.M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, v. 55, p. 49-69, 1999.

ROSSI, L.M.B. et al. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. **Floresta**, v. 37, n. 2, 2007. http://dx.doi.org/10.5380/rf.v37i2.8656.

RUSCHEL, A.R. et al. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da Mata Atlântica. **Revista Árvore**, v. 33, n. 1, p. 101-115, 2009. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622009000100011.

SAMPAIO, A.B.; SCHIMDT, I.B. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasílica**, v. 17, n. 3, p. 325-341, 2003. http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062003000300001.

SÃO PAULO (Estado). Resolução de 9 de abril de 1970. Fica tombado, como monumento natural paisagístico do Estado de são Paulo o parque denominado "Bosque dos Jequitibás" no município de Campinas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, São Paulo, ano 80, n. 67, 10 abr. 1970. Seção 1, p. 32. Disponível em: <http://www.infopatrimonio.org/wp-content/uploads/2013/12/Poder-Executivo-Se%C3%A7%C3%A3o-I-10.04.1970-p.-32.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2016.

_____. Resolução SMA n. 8, de 31 de janeiro 2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, 31 jan. 2008. Seção 1, p. 31-32. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/resolucao/2008/2008_res_est_sma_08.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2016.

_____. Resolução SMA n. 057, de 5 de junho de 2016. Publica a segunda revisão da lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-057-2016-subst-300616.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2016.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecossystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x.

SCARIOT, A. et al. Vegetação e flora. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas:** causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 103-124.

SCHAAF, L.B. et al. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Paraná. **Floresta**, v. 35, n. 2, p. 271-290, 2005. http://dx.doi.org/10.5380/rf.v35i2.4615.

SHEPHERD, G.J. **Fitopac 1 - Manual do usuário**. Campinas: Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, UNICAMP, 1996.

SILVA, C.T. et al. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundaria no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 28, n. 3, p. 429-441, 2004. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000300014.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometria:** principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Madrid: H. Blume, 1979. 832 p.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 119-127, 1999. http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00085-3.

TORRES, R.B. et al. A vegetação na bacia do Ribeirão das Anhumas. In: TORRES, R.B.; ADAMI, S.F.; COELHO, R.M. (Org.). **Atlas socioambiental da bacia do Ribeirão das Anhumas**. Campinas: Pontes Editores, 2014. p. 92-108.

WANDERLEY, M.G.L. et al. (Coord.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo on line**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2001-2016. v. 1-8. Disponível em: <http://www3.ambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/ffesp_online/>. Acesso em: 20 jun. 2016.

WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante o período de quatro anos (1994-1998), na região do Triangulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 399-411, 2000.

WILLS, C. et al. Non randon processes maintain diversity in tropical forests. **Science**, v. 311, n. 5760, p. 527-531, 2006. http://dx.doi.org/10.1126/science.1117715. PMid:16439661.