Ricardo Dislich

Análise da vegetação arbórea e conservação na
Reserva Florestal da Cidade Universitária
“Armando de Salles Oliveira”,
São Paulo, SP

São Paulo

2002

Ricardo Dislich

Análise da vegetação arbórea e conservação na
Reserva Florestal da Cidade Universitária
“Armando de Salles Oliveira”,
São Paulo, SP

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da
Universidade de São Paulo, para a obtenção de
Título de Doutor em Ciências, na Área de
Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Vânia Regina Pivello

São Paulo

2002

Dislich, Ricardo
Análise da vegetação arbórea e conservação na
Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando
de Salles Oliveira”, São Paulo, SP
251 páginas

Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da
Universidade de São Paulo. Departamento de
Ecologia.

1. Conservação biológica 2. Floresta tropical 3.
Ecologia espacial
I. Universidade de São Paulo. Instituto de
Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Profa. Dra. Vânia Regina Pivello
Orientadora

Para a Melina,
a mulher da minha vida

Agradecimentos

A Vânia Regina Pivello, pela orientação, colaboração e amizade. Sua calma e simpatia foram fundamentais.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa de estudo concedida (processo n°. 97/04495-0).

Ao assessor anônimo da FAPESP, pelas valiosas críticas e sugestões.

A Welington B. C. Delitti, pelo apoio e orientação no início do trabalho.

A Marico Meguro, pela autorização de entrada na Reserva da CUASO.

A Waldir Mantovani, pela identificação de material botânico, e por ceder o espaço e equipamento do Laboratório de Fitossociologia para o trabalho de campo.

A todos que me ajudaram no trabalho de campo: Alessandra Daniela Romagnoli, Renato Chimaso Yoshikawa, Ariel Renê Sampaio de Carvalho, Márcio Bernardino da Silva, Nabor Kisser, Fábio Pinheiro, João Paulo Vezzani Atui, Rogério Grof, Herbert Serafim de Freitas, Ana Paula Santana da Silva, Tainá Mosca, Pedro Fiaschi, Luciana Bastos Ferreira e Tatiana Pavão.

À Coordenadoria de Assistência Social (COSEAS) da Universidade de São Paulo, pela concessão de recursos, através do Programa Bolsa-Trabalho, para alguns dos auxiliares de campo.

Ao Sr. Vandromel e toda a equipe da marcenaria do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, pelo corte das estacas utilizadas na demarcação das parcelas em campo.

A Geraldo “Trisca” Neto, pela confecção das plaquetas de alumínio.

A Marcelo Matsumoto, pela instrução com os programas ERMMapper e ArcView.

A Dalva e Bernardete, da Secretaria do Departamento de Ecologia, pela eficiência e pelos muitos galhos quebrados em horas de desespero.

A todos os funcionários da Biblioteca do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Eles realizam um trabalho fundamental para a pesquisa científica.

Aos pesquisadores que enviaram dados sobre espécies arbóreas, possibilitando a parametrização do modelo de dinâmica da floresta: Alexandre Francisco da Silva (Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Federal de Viçosa), Ary Teixeira de Oliveira Filho (Universidade Federal de Lavras), Eduardo Pereira Cabral Gomes (Universidade Mackenzie e Universidade de Taubaté), Giselda Durigan (Instituto Florestal, SP), Marinez Ferreira de Siqueira (Base de Dados Tropical, Fundação André Tosello),

Geraldo Antônio Daher Corrêa Franco (Instituto Florestal, SP), Osmar Cavassan (Universidade Estadual Paulista, Bauru), Ricardo Ribeiro Rodrigues (Departamento de Ciências Biológicas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queirós, Universidade de São Paulo), Waldir Mantovani (Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo).

A Cristiane Villaça Teixeira, Daniela Kohly Ferraz e Eduardo Pereira Cabral Gomes, pela cessão de dados brutos de seus levantamentos de árvores.

A Ian Noble, Ian Davies, Margo Davies, Alison Saunders, Sandy Berry, Endah Sulistyawati e demais pessoas da Research School of Biological Sciences, Australian National University, Austrália. Graças a sua boa-vontade em me acolher, tive uma das experiências profissionais e pessoais mais enriquecedoras de toda minha vida.

A Marianne Pedersén e Birgitta Bergman, pela acolhida no Instituto de Botânica da Universidade de Estocolmo, e por me proporcionarem condições para lá escrever parte da tese. A Markus Klenell, por dividir sua sala comigo durante a estada em Estocolmo.

A minha família e amigos, próximos e distantes geograficamente, pelo apoio emocional e afetivo.

À Mãe, por compartilhar sua vida comigo, por perdoar meus defeitos e lembrar das minhas qualidades. Te amo muito.

Índice

Capítulo 1 - Introdução Geral.....	5
Conservação biológica em manchas de floresta tropical.....	5
Biologia da conservação e conservação biológica: ciência em favor de uma causa.....	5
Dinâmica florestal, mecanismos de manutenção da diversidade e conservação.....	7
Ameaças à conservação biológica em florestas tropicais.....	11
Fragmentação florestal e manchas de floresta	13
Ameaças à conservação em manchas de floresta.....	15
Local de estudo.....	26
Localização	26
Geologia e Geomorfologia	26
Solos	27
Clima	28
Histórico da região	30
Flora e vegetação	35
Objetivos	38
Referências bibliográficas.....	38
Capítulo 2 - Histórico das modificações da paisagem ao redor da Reserva da Cidade	
Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP - 1930 a 1994	56
Abstract.....	56
Resumo	56
Introdução	57
Materiais e Métodos.....	58
Resultados.....	60
Modificações na paisagem.....	60
A mancha de mata da Reserva da CUASO	68
Discussão.....	71
Referências bibliográficas.....	73
Capítulo 3 - Florística, estrutura e variações espaciais da comunidade arbórea na Reserva da	
Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”	76
Abstract.....	76
Resumo	76
Introdução	77

Material e métodos.....	78
Local de estudo.....	78
Coleta de dados.....	79
Análise dos dados.....	80
Resultados.....	81
Levantamento menos detalhado: árvores com DAP > 25 cm.....	81
Levantamento mais detalhado: árvores com DAP > 9,5 cm.....	89
Discussão.....	97
Referências bibliográficas.....	100
Capítulo 4 - Alterações na estrutura e composição arbórea de um fragmento urbano de floresta Atlântica (São Paulo, Brasil) em um intervalo de cinco anos	103
<i>Abstract</i>	103
Resumo	103
Introdução	104
Material e Métodos.....	105
Local de estudo.....	105
Coleta e análise de dados.....	107
Resultados.....	108
Análise da comunidade.....	108
Espécie exótica	112
Comunidade nativa	113
Grupos ecológicos.....	114
Espécies nativas mais abundantes.....	114
Discussão.....	116
Conclusões	119
Referências Bibliográficas	123
Capítulo 5 - A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana <i>Archontophoenix cunninghamiana</i> H. Wendl. & Drude.....	127
<i>Abstract</i>	127
Resumo	127
Introdução	128
Material e métodos.....	129
Espécie estudada	129
Local de estudo.....	130

Resultados.....	133
Discussão.....	139
Referências bibliográficas.....	142
Capítulo 6 - Um modelo de simulação da dinâmica sucessional florestal na Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP.....	146
Abstract.....	146
Resumo	146
Introdução	147
Material e Métodos.....	150
Ambiente computacional e descrição do modelo.....	150
Definição das espécies/tipos funcionais a serem modelados	151
Parametrização das espécies	151
Calibração	154
Resultados.....	157
Definição das espécies/tipos funcionais.....	157
Parametrização das espécies	157
Calibração	160
Discussão.....	171
Referências bibliográficas.....	174
Capítulo 7 - Análise de padrões de pontos de árvores na Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP.....	177
<i>Abstract</i>	177
Resumo	177
Introdução	177
Material e Métodos.....	179
Local de estudo.....	179
Coleta de dados.....	180
Métodos gerais de análise.....	181
Área 1	183
Área 2.....	184
Resultados.....	184
Área 1	184
Área 2.....	191
Discussão.....	193

Referências bibliográficas.....	195
Capítulo 8 - Zoneamento da Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP, com base na distribuição de espécies arbóreas.....	198
<i>Abstract</i>	198
Resumo	198
Introdução	198
Material e Métodos.....	199
Local de estudo.....	199
Coleta de dados.....	199
Análise de dados	200
Resultados.....	200
Discussão.....	213
Referências bibliográficas.....	215
Capítulo 9 - Discussão geral: recomendações de manejo para a Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP	217
Introdução	217
Objetivos para a Reserva da CUASO: uma proposta.....	218
Manejo para a conservação de espécies arbóreas na Reserva da CUASO.....	219
Espécies arbóreas invasoras, exóticas e nativas introduzidas	219
Espécies raras.....	220
Reintrodução de espécies	221
Manejo do entorno.....	223
Referências bibliográficas.....	224
Resumo	226
Abstract.....	228
Anexos e Apêndices.....	230

Capítulo 1 - Introdução Geral

Conservação biológica em manchas de floresta tropical

Biologia da conservação e conservação biológica: ciência em favor de uma causa

A biota da Terra sofre atualmente uma grave crise (Myers & Knoll 2001, Novacek & Cleland 2001), com uma taxa de extinção global comparável aos grandes eventos de extinção em massa da história de nosso planeta (Chapin *et al.* 2000). As taxas de extinção recentes são estimadas em 100 a 1000 vezes maiores que as de tempos pré-humanos (Pimm *et al.* 1995). Esta crise se deve à ação antrópica, principalmente através da destruição direta de habitats naturais em consequência do uso e ocupação de terras, mas também de formas mais indiretas de perturbação, tais como poluição, extração inadequada de recursos naturais, introdução de espécies exóticas e mudanças climáticas através da modificação de ciclos biogeoquímicos globais (Novacek & Cleland 2001).

Tal crise biótica resulta, em grande parte, da destruição das florestas tropicais do globo, consideradas os ecossistemas terrestres de maior diversidade biológica no planeta. Estas têm sido destruídas em ritmo alarmante, desaparecendo a uma taxa anual de 15,4 milhões de hectares (0,8 %) (Whitmore 1997).

A região coberta por florestas ao longo da costa leste do Brasil, genericamente conhecidas como “Mata Atlântica” (Ab' Sáber 1950, 1977, Joly *et al.* 1991, Leitão-Filho 1993) é considerada um dos “pontos quentes” (*hotspots*) mundiais para conservação da diversidade biológica (Myers *et al.* 2000), aliando grandes quantidades de espécies endêmicas (Mori *et al.* 1981, Thomas *et al.* 1998) a grande perda de área de habitat. No Estado de São Paulo, esta formação vegetal se estende para o interior, tendo ocupando originalmente estimados 81,8 % da superfície total do Estado (Victor 1975). A partir da segunda metade do século XIX, a Mata Atlântica paulista passou a sofrer drástica redução em sua superfície, e entre os anos de 1920 e 1935 o ritmo de perda de área florestal natural chegou a 310000 hectares (1,5% da área original) por ano (Figura 1). Este ritmo diminuiu desde então, mas mesmo durante os anos 80 e 90 ainda houve diminuição da área coberta por formações florestais naturais no Estado (Fundação SOS Mata Atlântica 1998). Em 1995, apenas 7,64% da superfície do Estado (9,34% da área original) eram cobertos por florestas naturais, incluindo matas de restinga e manguezais (Fundação SOS Mata Atlântica 1998). Na região coberta pela carta topográfica 1 : 250 000 do IBGE que inclui a região metropolitana de São Paulo, a área

coberta por formações florestais naturais diminuiu de 155.236 ha em 1985 para 151.214 ha em 1990 e 138.662 ha em 1995 (Fundação SOS Mata Atlântica 1998).

Grande parte das florestas naturais no Estado de São Paulo ocupa locais pouco acessíveis, de topografia acidentada e declividade acentuada, como as encostas da Serra do Mar (Mantovani 1993), ou regiões do Estado pouco desenvolvidas economicamente, como o Vale do Ribeira. Além disso, é muito difícil saber que proporção dessas áreas poderiam ser consideradas maduras ou pouco perturbadas, e não florestas regeneradas há apenas algumas décadas.

Figura 1. Evolução histórica da porcentagem de cobertura florestal natural no Estado de São Paulo, na segunda metade do século XX (gráfico principal) e desde 1500 (gráfico menor). Dados de Victor (1975) (1500-1973) e Fundação SOS Mata Atlântica (1998) (1985-1995).

A percepção da destruição e perturbação dos habitats naturais pelo homem levou ao reconhecimento, por parte da comunidade científica assim como da sociedade em geral, da necessidade de ações que visassem a conservação dos processos e estrutura desses ecossistemas. Surgiu, assim, a disciplina da Biologia da Conservação (Soulé 1986, Fiedler & Jain 1992, Meffe & Carroll 1997), na qual a Ecologia tem um dos papéis principais (Brussard 1991).

A Biologia da Conservação é uma ciência aplicada (Holling 1998), que busca a geração de conhecimento que possa ser utilizado na conservação biológica (Gawlik 1992, Barbault 2000). Esta aplicação exige a definição de valores éticos e morais (Gawlik 1992, Angermeier 2000). É necessário definir exatamente o que se deseja preservar, e estabelecer uma escala de valores que possibilite a definição de prioridades, dada a limitação de recursos existente para ações de manejo com fins de conservação.

Alguns princípios são geralmente aceitos como valores fundamentais da conservação biológica. Julga-se desejável, por exemplo, a manutenção da diversidade biológica, a

manutenção dos processos naturais do ecossistema, e, em muitos casos, a similaridade com a comunidade original. Em contrapartida, a extinção de espécies (local e global), as perturbações antrópicas e a invasão por espécies exóticas são consideradas indesejáveis. De forma geral, a maior ênfase é dada na conservação da diversidade biológica ou “biodiversidade”, embora estes termos abranjam uma multiplicidade de aspectos (Purvis & Hector 2000) nem sempre definidos explicitamente.

No texto a seguir, a principal preocupação será a conservação biológica de plantas, especialmente árvores, em manchas de floresta de alta diversidade. Em várias instâncias, porém, os processos ligados à manutenção da diversidade das plantas depende também da conservação da fauna, especialmente a de mamíferos e aves que atuam como polinizadores e dispersores de sementes, e a de insetos polinizadores. Assim, freqüentemente será abordada também a conservação dessa fauna de dispersores e polinizadores.

Dinâmica florestal, mecanismos de manutenção da diversidade e conservação

As teorias acerca do funcionamento das comunidades formam a base para o desenvolvimento de idéias relacionadas a sua conservação e manejo. Assim, o entendimento dos processos relacionados à dinâmica da comunidade em florestas tropicais é muito importante para um efetivo manejo para fins de conservação (Primack 1992).

As noções sobre a dinâmica de comunidades florestais são dominadas pelas idéias relativas à sucessão ecológica e ao mosaico sucessional (Remmert 1991) criado pela formação constante de clareiras, através da morte de indivíduos arbóreos de grande porte. Grande parte da regeneração de árvores ocorre em clareiras formadas pela queda de árvores. Nesta visão da dinâmica da comunidade, a floresta está constantemente sujeita a um processo de sucessão ecológica em uma escala local, de tamanho da área ocupada por uma ou poucas árvores de grande porte (Primack 1992). Outras perturbações em escala mais abrangente, como as causadas por furacões e ciclones, escorregamentos de terras, terremotos, erupções vulcânicas, surtos de pestes e patógenos e mudanças climáticas de curto prazo, como secas pronunciadas, podem se sobrepor à dinâmica de clareiras (Primack 1992, Attiwill 1994).

As espécies iniciais na sucessão, exigentes de luz, crescem nas clareiras (ou em áreas recentemente perturbadas por qualquer outro motivo), formando um dossel, sob o qual espécies tardias, tolerantes à sombra, crescem para formar a floresta madura. As espécies iniciais tipicamente possuem alta fecundidade, produzindo muitas sementes pequenas, capazes de dispersão a longa distância, e crescimento rápido quando os recursos (especialmente luz) são abundantes e crescimento lento quando recursos são escassos. Sua

capacidade de crescimento rápido ocorre às custas de madeira e folhas pouco protegidos contra herbivoria, implicando baixa sobrevivência. Já as espécies tardias têm baixa fecundidade, sementes grandes (mas vide Souza & Válio 2001), dispersão a curta distância, crescimento lento e habilidade de crescer, sobreviver e competir sob condições de recursos escassos (Rees *et al.* 2001). Espécies tardias tendem a excluir competitivamente as iniciais na ausência de perturbação, reduzindo os recursos disponíveis abaixo dos níveis exigidos pelas espécies iniciais. Espécies iniciais persistem na comunidade porque são capazes de colonizar locais recentemente perturbados antes das tardias, por sua alta fecundidade e capacidade de dispersão (o chamado *trade-off* entre competição e colonização, Tilman 1994, Levin 2000), e também porque seu rápido crescimento sob condições de abundância de recursos lhes permite ganhar temporariamente a competição com as espécies tardias, mesmo que ambas estejam presentes simultaneamente em um local recentemente perturbado (o “nicho sucessional” (Pacala & Rees 1998)). É provável que o *trade-off* entre competição e colonização não seja importante na dinâmica de clareiras em florestas tropicais, porque as espécies tardias, como grupo, são abundantes nesses sistemas, e também colonizam rapidamente as clareiras recém-formadas (Rees *et al.* 2001).

O estudo da dinâmica de arbóreas em florestas avançou muito recentemente (Rees *et al.* 2001), com o maior desenvolvimento da modelagem teórica desses sistemas (Alvarez-Buylla & Garcia-Barrios 1993, Pacala *et al.* 1993, Pacala *et al.* 1996, Chave 2000, 2001), em conjunto com o monitoramento de longo prazo de mortalidade e recrutamento de árvores em grandes parcelas permanentes (Condit 1995, Condit *et al.* 1999).

Estes avanços têm contribuído para o estudo de um dos problemas mais importantes relacionados à dinâmica florestal, tanto em termos teóricos quanto práticos: a manutenção da alta diversidade de espécies nas florestas tropicais. O conhecimento sobre os mecanismos que permitem coexistência entre muitas espécies são essenciais para um completo entendimento dos efeitos da destruição de habitats sobre a extinção de espécies (Tilman *et al.* 1997). Grande esforço tem sido despendido em desvendar tais mecanismos (Connell *et al.* 1984, Pacala & Rees 1998, Chesson 2000, Hill & Hill 2001, Whittaker *et al.* 2001), e discussões muito ativas ainda são travadas sobre o assunto na literatura.

Tradicionalmente, duas linhas de pensamento têm tentado explicar a manutenção de alta diversidade em florestas tropicais. Uma considera que a composição de espécies da comunidade esteja usualmente em equilíbrio, retornando a sua composição inicial em caso de perturbação, enquanto segundo a outra, as comunidades raramente estão em equilíbrio

(Hubbell & Foster 1986a), a diversidade se mantendo apenas com a modificação contínua da composição de espécies (Connell 1978, Primack & Hall 1992, Zagt & Werger 1998).

Entre as hipóteses de equilíbrio estão as de diversificação de nichos e sua partição entre as espécies, por exemplo através do nicho de regeneração (Grubb 1977). Diferentes espécies poderiam estar adaptadas à regeneração em diferentes tamanhos de clareiras ou em diferentes regiões no interior da clareira. Dessa forma, a dinâmica de clareiras promoveria a coexistência entre diferentes espécies de árvores (Brokaw & Busing 2000). Dados de campo não suportam essa hipótese como uma explicação geral para a grande diversidade de árvores (Brokaw & Busing 2000), embora apresentem evidências de que clareiras mantêm a diversidade de espécies de árvores pioneiras e de lianas (Schnitzer & Carson 2001).

Outra hipótese de equilíbrio é a da existência de mecanismos de mortalidade dependentes de frequência/densidade, também conhecidos como hipótese de Janzen-Connell (Janzen 1970, Connell 1971). Segundo esta hipótese, a atividade de patógenos, parasitas e predadores de sementes e plântulas seria responsável por uma maior mortalidade nas proximidades de indivíduos da mesma espécie. Testes de campo do modelo de Janzen-Connell apresentaram resultados variados. Alguma evidência para a existência desses “mecanismos compensatórios” foi encontrada em florestas tropicais e sub-tropicais na Austrália (Connell *et al.* 1984) e em florestas no Panamá e na Malásia (Wills *et al.* 1997, Wills & Condit 1999). Na Ilha Barro Colorado, no Panamá, algumas populações de árvores exibem efeitos dependentes de densidade (Condit *et al.* 1992), mas modelos de simulação levaram a concluir que apenas duas entre 12 dessas espécies têm população efetivamente regulada por esses efeitos (Hubbell *et al.* 1990). Burkey (1994) não encontrou este efeito na espécie que estudou. Gilbert *et al.* (2001) encontraram mortalidade densidade-dependente entre plântulas da espécies que estudaram. Grau (2000) encontrou, para a espécie arbórea que estudou, padrões espaciais de adultos e juvenis coerentes com a hipótese de Janzen-Connell.

Entre as hipóteses de não-equilíbrio estão a hipótese de perturbação intermediária (Connell 1978). Segundo esta hipótese, alta diversidade seria mantida sob regimes de perturbação de intensidade e/ou frequência nem muito altos nem muito baixos, garantindo a coexistência de espécies de sucessão inicial e de sucessão tardia e tornando a diversidade maior do que em condições muito perturbadas ou pouco perturbadas. Esta teoria não é facilmente testada, pois um teste exigiria a medição acurada do regime de perturbação (Hill & Hill 2001).

Segundo outro modelo de não-equilíbrio (Hubbell 1979), nenhuma espécie apresentaria dependência de densidade. O tamanho de cada população variaria ao acaso, com flutuações climáticas e outras perturbações reduzindo as maiores populações antes de ocorrer exclusão competitiva (Hubbell & Foster 1986a).

Mais recentemente, Tilman (1999) resumizou as teorias sobre a diversidade em florestas tropicais. Segundo o autor, a alta diversidade de espécies de árvores pode ser explicada por quatro tipos de teorias diferentes, dados os *trade-offs* apropriados nas características das espécies: (1) heterogeneidade espacial local (Tilman 1982), (2) condições de não-equilíbrio, (3) interações entre pelo menos três níveis tróficos (por exemplo, plantas, herbívoros e parasitas) ou (4) por limitação de recrutamento (ausência local de indivíduos jovens de espécies competitivamente superiores) (Horn & Mac Arthur 1972, Tilman 1994, Hurtt & Pacala 1995).

Hubbell *et al.* (1999) testaram a hipótese de perturbação intermediária e a hipótese de limitação de recrutamento com dados obtidos em parcelas permanentes de floresta tropical. Seus dados favorecem a limitação de recrutamento. Em combinação com estudos em outros tipos de habitats, parece que a limitação de recrutamento local pode ser uma característica universal das espécies sésseis, e existe um consenso crescente sobre sua importância na manutenção da diversidade (Hurtt & Pacala 1995, Tilman 1999, Brokaw & Busing 2000, Chave 2001). Existem, porém, pelo menos três hipóteses alternativas, todas envolvendo limitação de recrutamento, para explicar a alta diversidade local desses habitats (Tilman 1999): (1) manutenção de diversidade através de *trade-off* entre habilidade de recrutamento e habilidade competitiva (Tilman 1994) (mas vide Yu & Wilson 2001); (2) limitação de recrutamento permitindo a coexistência local de espécies já capazes de coexistir regionalmente (Hurtt & Pacala 1995); (3) limitação de recrutamento diminuindo a taxa de deslocamento competitivo de forma tão intensa que alta diversidade local possa ser mantida, sem qualquer um desses *trade-offs*, por um equilíbrio regional entre extinção e evolução de novas espécies (Hubbell 1997).

Com tantos mecanismos postulados, é possível que vários ocorram simultaneamente. Segundo Burslem *et al.* (2001), as mais novas evidências obtidas em parcelas permanentes de floresta tropical suportam contribuição de pelo menos quatro processos à manutenção de alta diversidade de árvores em florestas tropicais: diferenciação de nichos, inimigos naturais, limitação de dispersão de sementes e equivalência competitiva. Não foram obtidas evidências de que perturbação de habitat ou recrutamento flutuante sejam fatores importantes (Burslem *et al.* 2001).

A ocorrência ou não destes mecanismos tem importantes implicações para o manejo com fins de conservação. Por exemplo, em havendo rígida partição de nichos entre espécies, o manejo deveria ser realizado de acordo com o nicho de cada espécie. Não adiantaria, por exemplo, plantar uma árvore em uma clareira que não apresentasse as características (tamanho, tipo de solo, etc.) adequadas. Se a limitação de recrutamento é importante, e se isto faz com que haja previsão de diminuição de diversidade em áreas pequenas e isoladas, a dispersão e recrutamento artificial, através de plantio de mudas ou semeadura, poderia assegurar a manutenção de diversidade mesmo em áreas pequenas e isoladas (às custas de alto custo de manejo, portanto). A própria questão do equilíbrio ou não-equilíbrio das comunidades florestais tropicais têm importantes conseqüências para o manejo destas comunidades para fins de conservação. Se não houver mecanismos que levem ao equilíbrio, a conservação da diversidade de árvores será uma tarefa diferente e mais difícil do que se houver equilíbrio (Hubbell & Foster 1986b).

Ameaças à conservação biológica em florestas tropicais

Diversos fenômenos contribuem para a degradação de áreas de florestas tropicais, ameaçando sua biodiversidade (Phillips 1997, Novacek & Cleland 2001). Alguns deles, discutidos a seguir, se aplicam a todas as áreas florestadas. Outros ocorrem especificamente em paisagens fragmentadas, em que as áreas de floresta estão cercadas por outros tipos de habitat ou uso das terras, e serão discutidas posteriormente. Os diversos mecanismos potencialmente causadores de extinções provavelmente interagem sinergisticamente (Pimm 1996).

Destruição e conversão de habitat

A destruição direta de habitat pelo homem e sua conversão em áreas de agricultura, pastagem ou áreas urbanizadas é a principal ameaça à conservação biológica de florestas tropicais (Dobson *et al.* 1997). Através dela, as áreas de habitat disponível para a biota diminuem em área e se fragmentam, acarretando uma série de efeitos deletérios (vide abaixo).

Invasão por espécies exóticas

A atividade humana tem contribuído, ao longo de séculos, para uma maior mobilidade de muitas espécies e sua dispersão ao redor do globo (Carlton 1999). Algumas dessas espécies translocadas para novos habitats são capazes de se estabelecer e aumentar sua densidade e área de distribuição, eventualmente causando modificações consideráveis nas comunidades que invadem. Este fenômeno, as invasões biológicas (Pysek 1995), tem

recebido atenção crescente do ponto de vista da conservação biológica, sendo considerado uma das principais ameaças à biodiversidade em escala mundial (Cronk & Fuller 1995, Pysek *et al.* 1995, Williamson 1996, Meffe & Carroll 1997). De fato, em algumas regiões, como por exemplo a Nova Zelândia (Craig *et al.* 2000), a invasão por espécies exóticas é considerado o maior problema de conservação.

As invasões biológicas podem causar impactos em diversos níveis, incluindo efeitos sobre indivíduos (morfologia, comportamento, mortalidade, crescimento), efeitos genéticos (alteração de padrões de fluxo gênico, hibridização), efeitos sobre a dinâmica de populações (abundância, crescimento populacional, extinção), a comunidade (riqueza de espécies, diversidade, estrutura trófica) e processos do ecossistema (disponibilidade de nutrientes, produtividade, regime de perturbações) (Parker *et al.* 1999).

Existem plantas invasoras de todas as principais formas de vida, de ervas a árvores, ocorrendo nos mais diversos tipos de ecossistemas (Cronk & Fuller 1995). Florestas tropicais pouco perturbadas parecem ser raramente invadidas (Laurance & Bierregaard Jr. 1997), embora haja exceções a esta regra (Cronk & Fuller 1995, Peters 2001). Ainda em florestas tropicais pouco perturbadas, lianas e trepadeiras exóticas podem ter efeito importante nas bordas, sendo também freqüente a ocorrência de plantas exóticas colonizando clareiras. Estas, porém, geralmente têm existência efêmera e vão progressivamente se retirando da comunidade, com o fechamento do dossel (Laurance & Bierregaard Jr. 1997). Habitats florestais perturbados parecem ser muito mais suscetíveis às invasões biológicas. Muitas invasoras são heliófitas, encontrando mais oportunidades de estabelecimento nestes locais perturbados. Em geral, fragmentos pequenos de habitats naturais são mais suscetíveis a invasão biológica do que grandes áreas contínuas (Cronk & Fuller 1995, Laurance & Bierregaard Jr. 1997). Invasões biológicas também podem ser facilitadas pela diminuição da biodiversidade em determinada comunidade (Knops *et al.* 1999).

Outras ameaças

Diversos tipos de poluição, decorrente da produção e deposição no ambiente (ar, água e solo) de formas de matéria e energia não presentes naturalmente, são efeito da atividade humana. A poluição atmosférica (Mayer *et al.* 2000), por exemplo, pode ter efeitos nocivos variados sobre florestas tropicais, como o grande aumento da mortalidade de árvores e a conseqüente desestruturação física da floresta (Klumpp *et al.* 2002).

A atividade madeireira é responsável pelo corte e extração seletiva de indivíduos de determinadas espécies arbóreas, muitas vezes tolerantes à sombra, devido à qualidade de sua

madeira. Este tipo de atividade, além de remover indivíduos, também danifica indivíduos próximos, causando a “perfuração” da floresta (Nepstad *et al.* 1999).

Em diversas regiões de florestas tropicais também ocorre a extração seletiva de árvores para outros produtos. No caso da Mata Atlântica do sudeste do Brasil, a retirada de palmito (*Euterpe edulis* Mart.) é especialmente importante (Galetti & Fernandez 1998, dos Reis *et al.* 2000).

A caça, por esporte ou como forma de obtenção de alimento de populações humanas, pode ter influências profundas sobre populações, causando diretamente sua diminuição, e conseqüentemente sobre a estrutura de comunidades de vertebrados em florestas tropicais (Cullen *et al.* 2001).

O fogo é comumente utilizado como ferramenta para a conversão de florestas em áreas de agricultura e pastagens. Pode, também, invadir áreas de floresta mesmo que isso não seja originalmente intencionado.

Mudanças climáticas podem alterar a composição e causar perda de diversidade em florestas tropicais, especialmente se relacionadas a uma diminuição da precipitação e aumento de temperatura, levando a períodos de seca mais longos e pronunciados (Condit & Hubbell 1992). É possível que a própria diminuição de área coberta por floresta em nível regional tenha um efeito deste tipo.

Ocorrem também interações entre as diferentes ameaças. Florestas que sofreram corte seletivo de madeira, por exemplo, são mais suscetíveis a incêndios que a floresta intacta (Holdsworth & Uhl 1997), especialmente em anos de baixa pluviosidade (Nepstad *et al.* 1999).

Sabendo-se das ameaças à biodiversidade colocadas por ação antrópica direta ou indireta, uma das ações de conservação mais óbvias é o estabelecimento de áreas protegidas. Uma ampla literatura se ocupa da questão de como escolher estas áreas (p. ex. MacKinnon *et al.* 1986, Shafer 1999). Uma vez estabelecida determinada área de conservação, porém, o trabalho de conservação não está terminado. Áreas de conservação normalmente são manchas de habitat natural cercadas por outros tipos de cobertura (habitat, uso das terras), e estão sujeitas a influências do exterior que podem ser consideradas ameaças a sua conservação (Janzen 1986a). Estas ameaças, derivadas da própria condição de mancha de habitat, são revisadas a seguir.

Fragmentação florestal e manchas de floresta

Uma das conseqüências da destruição de habitats naturais pelo homem é a fragmentação, ou seja, a subdivisão de áreas originalmente contínuas desses habitats em

fragmentos (ilhas, manchas) rodeados por terras dominadas pela atividade humana (Saunders *et al.* 1991). A fragmentação de habitats é um fenômeno extremamente comum como consequência do uso da terra por sociedades humanas, em todo o globo (Dobson *et al.* 1997, Novacek & Cleland 2001). É, porém, especialmente importante pelos efeitos deletérios que tem sobre as florestas tropicais do planeta, tendo em vista a grande importância destes ecossistemas (biodiversidade, efeitos sobre o clima, entre outros) (Laurance 1999b).

Embora haja grande ênfase na literatura sobre os efeitos deletérios da fragmentação em florestas (Saunders *et al.* 1991) e suas implicações para a conservação biológica (Harris & Silva-Lopez 1992, Noss & Csuti 1997), é importante ressaltar que a fragmentação de áreas de floresta contínua não é o único mecanismo através do qual manchas ou ilhas de floresta podem ser formadas. Forman (1995) reconheceu cinco diferentes tipos de manchas (*patches*) de vegetação, de acordo com sua causa ou origem. Quatro deles podem ser utilizados como possíveis explicações para a origem de manchas florestais:

1. Mancha remanescente (*remnant patch*): ocorre quando uma pequena área escapa de perturbação que a rodeia. É produto de fragmentação florestal.
2. Mancha ambiental (*environmental patch*): é causada pela heterogeneidade (*patchiness*) do ambiente, como por exemplo do tipo de solo.
3. Mancha regenerada (*regenerated patch*): proveniente de regeneração da floresta em local previamente perturbado.
4. Mancha introduzida (*introduced patch*): criada por ação humana, através de plantio. Usualmente apresenta composição florística bastante diferente de manchas de floresta naturais.

É preciso lembrar que as perturbações capazes de produzir/manter manchas remanescentes podem também ser naturais, como o fogo que mantém manchas de floresta em matriz de savana (Kellman & Tackaberry 1993, Meave & Kellman 1994, Kellman & Meave 1997, Brokaw 1998).

Independentemente de sua origem, manchas florestais em meio a ambientes mais abertos estão sujeitos a uma série de efeitos que podem ter influência sobre as populações e comunidades ali existentes. Entender estes efeitos pode ser muito útil do ponto de vista da conservação biológica, auxiliando no manejo das manchas e da paisagem como um todo para conservação e recuperação. Uma série de estudos teóricos, observacionais e até mesmo experimentais têm contribuído para o avanço no entendimento dos processos que ocorrem em manchas de floresta e paisagens fragmentadas. Entre as abordagens teóricas importantes neste sentido estão a teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1963, 1967),

posteriormente a teoria de metapopulações, especialmente em suas variantes espacialmente explícitas (Hanski & Simberloff 1997, Hanski 1998, 1999b), e outros estudos de modelagem, incluindo grande diversidade de abordagens. O ponto de vista adotado pela Ecologia da Paisagem (Forman & Godron 1986, Forman 1995), com seu foco nas relações espaciais entre os diversos tipos de ecossistemas que compõem qualquer paisagem regional, também foi responsável por contribuições importantes. Entre os estudos experimentais sobre a fragmentação de habitats (Debinski & Holt 2000) destacam-se aqueles associados ao projeto “Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais” (*Biological Dynamics of Forest Fragments*, BDFFP) (Bierregaard *et al.* 1992), realizado próximo a Manaus, na Amazônia brasileira.

Ameaças à conservação em manchas de floresta

A existência em manchas espacialmente isoladas de habitat originalmente contínuo acarreta uma série de efeitos que podem ser considerados problemáticos do ponto de vista da conservação biológica desses ecossistemas (Saunders *et al.* 1991). A seguir são apontados os principais efeitos reconhecidos na literatura. Esses efeitos estão aqui didaticamente divididos em quatro tópicos distintos. No entanto, é preciso ter em mente que não ocorrem de forma isolada e que podem apresentar interações, com alguns dos efeitos afetando a maneira como outros se expressam.

Efeitos da diminuição da área

Extinção local

Um dos padrões mais estudados na ecologia se refere à relação encontrada entre o número de espécies que podem ser encontradas em determinada comunidade e o tamanho da área analisada, descrita pelas chamadas “curvas espécies-área” (Condit *et al.* 1996, Ney-Nifle & Mangel 2000, Plotkin *et al.* 2000a, Plotkin *et al.* 2000b, Lomolino 2001).

A função mais comumente utilizada para a descrição do comportamento das curvas espécies-área é a função de potência:

$$S = c.A^z$$

sendo S o número de espécies e A a área; c e z são constantes. O valor de z é menor que 1, ficando geralmente entre 0,1 e 0,4 (Ney-Nifle & Mangel 2000), e freqüentemente próximo a 0,25 (Plotkin *et al.* 2000b). Como $z < 1$, o número de espécies aumenta com a área em uma taxa decrescente: áreas grandes tem proporcionalmente menos espécies que áreas pequenas (Ney-Nifle & Mangel 2000).

O padrão descrito pelas curvas espécies-área tem importante implicação para o número de espécies suportado por determinada mancha de habitat: quanto menor a área de habitat, menor o número de espécies suportado. Curvas espécies-área, assim, formam a base para muitas das estimativas de extinção devido à perda de habitat (Brooks *et al.* 1997, Pimm & Raven 2000, Plotkin *et al.* 2000a). A teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1963, 1967) também já levava em conta o tamanho da ilha como fator determinante da diversidade capaz de suportar.

No entanto, nem sempre a diversidade de espécies encontradas em fragmentos florestais concorda com o esperado através das curvas espécies-área (Turner *et al.* 1994b). De fato, a diversidade de animais pode até aumentar logo após a fragmentação, pois os indivíduos se deslocam das áreas de habitat destruído para os remanescentes. Pode ocorrer atraso (*time-lag*) na ocorrência de extinções, ou seja, um intervalo de tempo entre a fragmentação e a extinção propriamente dita (Tilman *et al.* 1994, Turner *et al.* 1994a, Brooks *et al.* 1999). Com o tempo, porém, há uma tendência de extinção local de espécies, até que haja um equilíbrio, conhecida como “relaxamento” (*relaxation*) (Brooks *et al.* 1999). Turner *et al.* (1994b) interpretou seu caso em que as extinções ocorridas não concordaram com o previsto pela curva espécies-área, como ainda não tendo havido tempo para se alcançar o equilíbrio. Brooks & Balmford (1996) acharam ser essa a explicação mais plausível para explicar a similaridade entre o número de espécies ameaçadas de extinção e aquele previsto para serem extintas segundo relações espécies-área.

A extinção de espécies após fragmentação pode ocorrer gerações depois de ter ocorrido a destruição de habitat, configurando uma “dívida de extinção” (*extinction debt*) a ser paga no futuro (Tilman *et al.* 1994). Populações pequenas correm grande risco de extinção. Variações estocásticas nas condições ambientais e os próprios efeitos probabilísticos decorrentes da distribuição de eventos de nascimento e morte estão relacionados a este risco (Ripa & Lundberg 2000).

Entre as espécies mais vulneráveis a extinções decorrentes da fragmentação estão aquelas com exigências de grandes extensões de floresta, de recursos especializados, possivelmente não preservados em manchas pequenas, ou intolerantes às condições no exterior das manchas (Turner 1996). Além disso, espécies menos abundantes e de menor densidade em florestas contínuas são tidas como mais susceptíveis à extinção em pequenas manchas de habitat. Estas são as espécies com menores populações remanescentes nos fragmentos, o que aumentaria sua chance de, através de flutuações estocásticas no tamanho da população, alcançarem o tamanho mínimo viável da população e uma conseqüente

extinção (Turner 1996, Turner & Corlett 1996). No entanto, o modelo apresentado por Tilman *et al.* (1994) e Tilman *et al.* (1997) prevê que as espécies competitivamente dominantes são as primeiras a se extinguirem, como consequência da diminuição da área de habitat disponível, em habitats espaciais com comunidades cuja diversidade é mantida pelo *trade-off* entre competição e colonização (Pacala & Rees 1998).

O tempo para extinção também depende da longevidade dos indivíduos da espécie. Como consequência, entre outros, da grande longevidade de muitas árvores, pequenas manchas (< 100 ha) remanescentes de floresta tropical são capazes de manter proporção considerável de sua diversidade de plantas por décadas, embora não sejam efetivas na conservação de grandes mamíferos (Turner & Corlett 1996). No entanto, esta situação não é sustentável a longo prazo. Muitas das árvores que continuam existindo nestas condições podem ser considerados “mortos-vivos” (*living dead*) (Janzen 1986b) dentro da própria floresta¹ - persistem em virtude de sua grande longevidade, mas contribuem pouco para a regeneração florestal.

Em ecossistemas em que existem relações inter-específicas muito específicas e importantes, a extinção de uma determinada espécie pode eventualmente acarretar a extinção de outras espécies, dando origem a uma cascata de extinções.

Efeitos genéticos

Com a diminuição da área e a consequente diminuição do tamanho das populações, ocorrem diversos efeitos genéticos, aumentando os riscos de extinção destas pequenas populações (Alvarez-Buylla *et al.* 1996, Turner & Corlett 1996). Um destes efeitos é a depressão de endocruzamento (*inbreeding depression*) (Hedrick & Kalinowski 2000), ou seja, a redução de fitness em prole resultante de endocruzamentos, em comparação com prole resultante de fecundação cruzada (*outcrossing*). A depressão de endocruzamento é causada principalmente pela segregação de alelos letais parcialmente recessivos. Outro efeito genético é a perda de variação potencialmente adaptativa em caracteres quantitativos, devido a deriva genética. Ocorre também o efeito de novas mutações levemente danosas, que se acumulam e podem ser fixadas por deriva genética (Hedrick & Kalinowski 2000).

Efeitos de borda

Um dos efeitos mais estudados em manchas florestais se refere a modificações em determinadas características biológicas ou do ambiente físico relacionadas à distância da

¹ O conceito original de “morto-vivo” de Janzen (1986b) se referia a árvores isoladas em meio a pastagens, remanescentes individuais da floresta original em paisagens desmatadas.

borda do fragmento, em direção ao seu interior, os chamados efeitos de borda (*edge effects*) (Laurance 1991, Laurance & Yensen 1991, Murcia 1995, Stevens & Husband 1998, Williams-Linera *et al.* 1998). No caso de fragmentos florestais recém-formados, a existência de efeitos de borda implica em modificações das condições nas proximidades da borda, eventualmente implicando na diminuição do tamanho efetivo de habitat disponível para determinadas espécies (Laurance 1991, Laurance & Yensen 1991). No caso de fragmentos antigos ou manchas regeneradas, a presença desses efeitos acarreta heterogeneidade ambiental e biótica na área ocupada pela mancha, descritos por gradientes borda-interior.

Cada variável física ou biótica pode se comportar de forma diferente com relação à distância da borda. Além disso, podem ser utilizadas diversas funções matemáticas, umas mais simples, outras mais refinadas, para se descrever o efeito de borda em determinada situação (tudo ou nada, função de parede, funções monotônicas e funções não-monotônicas, Rodrigues 1998). A maioria dos efeitos de borda provavelmente age a menos de 150 m para o interior da floresta, mas têm-se acumulado evidências de que em alguns casos estes efeitos podem ocorrer a distâncias bem maiores, da ordem de quilômetros (Laurance 2000).

A importância de dado efeito de borda em determinada mancha florestal, medida através da proporção entre a superfície alterada por tais efeitos e a superfície não-alterada, deve depender tanto de seu tamanho quanto de sua forma (Laurance & Yensen 1991). Em manchas menores ou de formato mais irregular ou recortado, espera-se que a importância dos efeitos de borda seja maior do que em manchas maiores e com formato mais próximo do circular. Uma maior proporção perímetro/área também deve facilitar a entrada de elementos nocivos ao ecossistema, como o fogo ou propágulos de exóticas, facilitando a invasão biológica.

Os efeitos de borda podem ser divididos em três tipos, dependendo do tipo de característica afetada (Murcia 1995): abióticos, bióticos e sobre interações bióticas.

Efeitos de borda abióticos

Uma série de variáveis abióticas que representam recursos ou condições ambientais importantes para muitos organismos variam com a distância da borda de manchas florestais (Cadenasso *et al.* 1997, Ferreira & Laurance 1997, Laurance *et al.* 1998).

As mais importantes são a quantidade de radiação luminosa, maior em áreas mais próximas à borda (Kapos 1989, Young & Mitchell 1994, Williams-Linera *et al.* 1998) (Rodrigues 1998), as temperaturas do ar e do solo, também maiores nesta região, e a umidade relativa do ar e do solo, menor (Kapos 1989, Young & Mitchell 1994, Malcolm 1998, Stevens & Husband 1998).

O vento tem pelo menos dois efeitos diferentes em relação às bordas de manchas florestais: vento que penetra para o interior da floresta contribui para o aumento da temperatura e diminuição da umidade relativa próximo à borda (Bierregaard *et al.* 1992) e o aprofundamento desses efeitos de borda para o interior da fragmento. Além disso, turbulências, causadas especialmente no encontro de ventos com bordas de floresta abruptas, pode causar danos diretos às árvores.

Efeitos de borda bióticos

As modificações causadas no ambiente físico refletem na abundância e distribuição dos seres vivos no interior da mancha florestal. As comunidades de aves (Baldi 1996, McCollin 1998), mamíferos (Laurance 1997, Stevens & Husband 1998, Manson *et al.* 1999, Goosem 2000) e insetos (Didham *et al.* 1998, Carvalho & Vasconcelos 1999) se apresentam modificadas nas proximidades da borda da floresta, de forma geral apresentando diversidade mais baixa que no interior.

Em fragmentos recém-formados de floresta tropical, a modificação das condições microambientais leva a uma série de modificações na estrutura e composição da floresta próximo à borda (Gascon *et al.* 2000). O aumento da incidência de luz próximo às bordas estimula o crescimento das plantas. Embora o estrato da floresta que exibe tal resposta de biomassa seja diferente entre florestas (Murcia 1995), freqüentemente ocorre um aumento da abundância de lianas próximo à borda (Laurance 1991, Laurance *et al.* 1997, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Laurance *et al.* 2001), especialmente as de diâmetros pequenos (Laurance *et al.* 2001). O aumento da luminosidade também estimula a germinação de sementes fotossensíveis, do banco de sementes do solo (Williams-Linera 1990a), alterando os padrões de recrutamento de plântulas (Gascon *et al.* 2000, Oosterhoorn & Kappelle 2000). A queda de folhas é alterada (Gascon *et al.* 2000), e a densidade de folhagem aumenta no sub-bosque (alturas < 5 m) e diminui no dossel (10-30 m) (Malcolm 1994). A abertura do dossel também pode aumentar nas proximidades da borda (Williams-Linera 1990a).

Ocorre também um aumento da dinâmica árvores, com maior mortalidade (Ferreira & Laurance 1997, Laurance *et al.* 1998), danos e taxas de reposição (*turnover*), provavelmente como resultado das mudanças microclimáticas e do aumento dos ventos (Murcia 1995, Laurance *et al.* 1998). Estas modificações são especialmente marcadas até 60 m da borda e moderadas entre 60 e 100 m da borda em fragmentos na Amazônia (Laurance *et al.* 1998). Estes processos levam a uma modificação na composição de espécies próximo à borda, com a substituição de espécies tolerantes à sombra por espécies pioneiras (Oliveira-Filho *et al.* 1997, Tabanez *et al.* 1997, Oosterhoorn & Kappelle 2000). Podem, ainda, levar a uma

marcada diminuição da biomassa arbórea (Laurance *et al.* 1997), embora frequentemente ocorram densidades de indivíduos arbóreos e áreas basais mais altas nos 20 metros mais próximos à borda (Williams-Linera 1990b, Matlack 1994, Young & Mitchell 1994). Benitez-Malvido (1998) encontrou uma menor densidade de plântulas de espécies arbóreas tolerantes à sombra próximo à borda, e explicou isso por diminuição da chuva de sementes devido à mortalidade de árvores grandes, diminuição da produção e dispersão de sementes, e elevada predação de sementes nessa região.

Em alguns casos, os processos relacionados às bordas de manchas florestais levam ao recuo das bordas e conseqüente diminuição da área do fragmento, dependendo, entre outras coisas, das condições da matriz (Gascon *et al.* 2000). No entanto, o processo contrário, de avanço das bordas, também é concebível (Oosterhoorn & Kappelle 2000). No caso de fragmentos regenerados, por exemplo, ocorre justamente isso, uma regeneração de floresta em área antes ocupada por outro tipo de habitat.

Efeitos sobre interações bióticas

Havendo efeito de borda sobre a distribuição e a dinâmica populacional de boa parte dos organismos, também é de se esperar que ocorram modificações nas interações entre estes diferentes organismos (Murcia 1995). Foram encontradas, por exemplo, diferenças entre regiões de borda e interior nos padrões de herbivoria (Cadenasso & Pickett 2000, Meiners *et al.* 2000) e de predação de sementes, maior próximo à borda (Burkey 1994).

Efeitos das relações espaciais entre manchas

Embora as manchas florestais se apresentem fisicamente isoladas, elas frequentemente não o estão geneticamente e demograficamente (Laurance 1999a). Mesmo organismos sésseis como as plantas podem se movimentar entre elas, através de sementes ou outros propágulos e pólen. Este movimento promove fluxo gênico entre manchas, permite a recolonização daquelas em que ocorreu extinção local, e talvez impeça que tais extinções ocorram, através do chamado “efeito de resgate” (*rescue effect*) (Brown & Kodric-Brown 1977, Gyllenberg & Hanski 1997). A teoria de metapopulações (Hanski & Simberloff 1997, Hanski 1998, 1999b, 2001) analisa a dinâmica de tais “populações de populações”, com a possibilidade de extinção local em cada mancha e de recolonização de manchas vazias através de movimento de indivíduos entre elas. Em metapopulações, o limiar (*threshold*) de extinção de uma espécie em uma paisagem fragmentada é influenciado pela relação entre a distância média de migração da espécie e a escala espacial de agregação do habitat disponível (Hanski 2001). A teoria de biogeografia de ilhas já levava em conta um efeito da distância

entre as ilhas e o continente, postulando a diminuição da imigração nas ilhas com o aumento da distância destas ao continente (MacArthur & Wilson 1963, 1967).

De grande importância, neste contexto, é a informação sobre a possibilidade de movimentação dos organismos, seus propágulos ou pólen entre manchas de floresta na paisagem. É esta possibilidade de movimentação, ou a ausência dela, que determina a conectividade (Taylor *et al.* 1993, With *et al.* 1997, Hanski 1999a, Tischendorf & Fahrig 2000, Moilanen & Hanski 2001) entre manchas, ou seu isolamento. Dada uma determinada configuração espacial das manchas, sua conectividade/isolamento devem ser diferentes para cada espécie que se está considerando, dependendo de suas características (de comportamento para animais, modo de dispersão para plantas). Bunn *et al.* (2000) apresentam um exemplo de como duas espécies de animais com capacidade de dispersão diferentes percebem a mesma paisagem real, e as consequências para a conservação de cada uma das espécies.

Alguns estudos indicam que uma distância de 80 m entre trechos de floresta é suficiente para funcionar como uma barreira importante para o movimento de alguns insetos e mamíferos e para a grande maioria de aves do sub-bosque (Bierregaard *et al.* 1992). Também existem evidências de que áreas de pasto separando trechos de floresta na Amazônia por distâncias entre 80 m e 250 m podem funcionar como barreiras à movimentação de pequenos marsupiais e roedores (Malcolm 1991, Bierregaard *et al.* 1992), embora possam haver diferenças entre espécies, com generalistas de habitat sendo menos afetados. Aves de sub-bosque também demonstram relutância em cruzar trechos curtos (80-100 m) de pasto entre áreas de floresta. Quatro entre quinze espécies de abelhas euglossíneas estudadas não foram capazes de se movimentar entre trechos de floresta separados por 100 m de pastagem na Amazônia (Powell & Powell 1987). Quarenta por cento das espécies de aves e mamíferos em uma paisagem fragmentada no México não foram encontradas fora das manchas de floresta (Estrada *et al.* 1993).

No caso de plantas, a conservação a longo prazo em paisagens com manchas de habitat pode depender de dois tipos de fluxo entre elas: o movimento de pólen e a dispersão de sementes. A polinização entre indivíduos de manchas diferentes possibilita o fluxo gênico entre as duas populações, diminuindo os efeitos que levam à perda da diversidade genética em populações pequenas e isoladas. Para árvores de florestas tropicais, em especial, o movimento de pólen entre manchas pode ser crucial para sua viabilidade a longo prazo, uma vez que muitas delas exigem polinização cruzada, ao mesmo tempo em que são raras (Laurance 1999a). A dispersão de sementes entre manchas e o estabelecimento de indivíduos

a partir dessas manchas, além de possibilitar fluxo gênico, viabiliza a dinâmica de metapopulação da espécie na paisagem.

Tanto a polinização quanto a dispersão de sementes de plantas podem ou não ser dependentes de vetores animais (mamíferos, aves e insetos). Em florestas tropicais, porém, grande parte das plantas de estágios sucessionais tardios são polinizadas e dispersas por animais, eventualmente através de relações espécie-específicas. Se o movimento entre manchas for muito dificultado pelo seu arranjo espacial (grandes distâncias, matriz desfavorável à movimentação), podem ser esperadas falhas na polinização e dispersão, acelerando a perda de espécies vegetais (Bond 1994, Kearns & Inouye 1997).

Dispersão de sementes

De forma geral, sementes dispersas pelo vento tendem a ter distâncias de dispersão menores do que aquelas dispersas por animais (Condit *et al.* 2000). Sementes de ambos os tipos, porém, se distribuem de forma restrita e desigual ao redor da planta-mãe, com grande parte das sementes ficando muito próxima dela (Guariguata & Pinard 1998, Nathan & Mueller-Landau 2000).

Sementes dispersas pelo vento podem ser levadas até a 100 m ou mais da planta-mãe (Guariguata & Pinard 1998), dependendo de fatores como velocidade vertical e horizontal do vento, a velocidade de queda das sementes em ar calmo, e a altura de que a semente é liberada (Nathan *et al.* 2001). Existe, porém, uma tendência maior de caírem em clareiras do que no sub-bosque da floresta, porque a deposição em clareiras é favorecida pelas turbulências de ar nesses locais (Guariguata & Pinard 1998).

A dispersão das sementes de cada espécie vegetal zoocórica depende das características físicas e comportamentais de seu(s) dispersor(es). Na região indomalaia, e isto vale provavelmente também para outras regiões tropicais, frutos pequenos, assim como frutos grandes, macios e com muitas sementes pequenas, são consumidos por uma grande variedade de potenciais dispersores, incluindo espécies que vivem em pequenos fragmentos florestais e paisagens degradadas. Frutos maiores e com sementes maiores são consumidos por progressivamente menos dispersores, e os maiores dependem de umas poucas espécies de mamíferos muito vulneráveis à caça, fragmentação e perda de habitat (Corlett 1998).

Além disso, a deposição da semente sob a planta-mãe é mais provável para sementes maiores que não são engolidas ou são rapidamente regurgitadas. Para sementes dispersas passando pelo tubo digestivo de um vertebrado, as distâncias de dispersão serão determinadas principalmente pelo padrão de movimentação do agente dispersor, mais do que por tempo de passagem pelo tubo digestivo ou velocidades de deslocamento do animal,

porque a distância máxima teórica de dispersão (tempo de passagem multiplicada por velocidade de deslocamento) tipicamente excede em muito a largura máxima da área de vida diária normal. Exceções provavelmente são aves e morcegos que dormem em colônias e espécies nômades ou migratórias, que podem se deslocar por longas distâncias em linha reta (Corlett 1998).

Megaherbívoros com amplas áreas de movimentação podem, às vezes, dispersar sementes a longas distâncias em paisagens florestadas, mas somente aves e morcegos frugívoros se movimentam entre fragmentos florestais separados por grandes distâncias. Por exemplo, aves e morcegos foram responsáveis pela dispersão de sementes para ilhas do arquipélago de Krakatoa, atravessando trechos de mar (Whittaker & Jones 1994). Aves com ampla abertura de bico, vôo rápido, longos tempos de passagem pelo trato digestivo e grandes áreas de vida são provavelmente particularmente significativas. Aves com essas características tiveram provavelmente grande significado na dispersão de espécies com sementes grandes para Krakatoa e as ilhas do Pacífico tropical (Corlett 1998).

Polinização

A polinização pode ser reduzida se o isolamento espacial entre as populações fragmentadas de plantas se tornarem maiores do que as distâncias percorridas pelos polinizadores para coleta de alimento, ou se polinizadores de longas distâncias evitarem populações pequenas de plantas (Kearns *et al.* 1998). Assim, espera-se que plantas polinizadas por animais sofram declínio reprodutivo em consequência da distância entre populações.

No entanto, há pouca informação sobre a capacidade de movimento de polinizadores nativos entre manchas de floresta por polinizadores. Abelhas euglossíneas, polinizadoras de muitas orquídeas, aparentemente não são capazes de atravessar áreas desmatadas de 100 m de largura entre fragmentos florestais na Amazônia (Powell & Powell 1987). Por outro lado, há estimativas de movimento de pólen a distâncias de até 14 km entre *Ficus* spp. (Nason & Hamrick 1997, Nason *et al.* 1998). É provável que o vento tenha papel importante no movimento das pequenas (1-2 mm) vespas que polinizam estas espécies (Nason *et al.* 1998).

Sabe-se que a fragmentação florestal facilita a substituição de espécies polinizadoras nativas por exóticas, especialmente por *Apis mellifera* (Aizen & Feinsinger 1994, Kearns & Inouye 1997). Esta espécie, porém, pode não ser capaz de polinizar todas as espécies que visita (Kearns & Inouye 1997). No entanto, o sucesso reprodutivo da árvore *Dinizia excelsa* aumentou com a fragmentação florestal na Amazônia e a substituição dos insetos polinizadores nativos pela abelha africana, *Apis mellifera scutellata* (Dick 2001). Neste caso,

análises de paternidade identificaram a ocorrência de polinização entre indivíduos separados por 3,2 km de pasto, a maior distância de polinização precisamente medida para qualquer espécie de planta (Dick 2001).

Usualmente, plantas polinizadas por animais sofrem declínio reprodutivo em consequência da fragmentação, se seus polinizadores são incapazes de se movimentar entre fragmentos de habitat. Em pelo menos um caso isto levou ao aumento, porém, foi documentado o oposto.

Embora normalmente se considere o isolamento espacial entre manchas de habitat como sendo algo indesejável do ponto de vista da conservação, devido aos seus efeitos sobre os fluxos de genes e indivíduos entre populações, ele também pode ter aspectos positivos (Shafer 2001). Perturbações como o fogo, por exemplo, se espalham mais facilmente em paisagens mais fragmentadas (Miller & Urban 2000). O mesmo acontece com patógenos.

Efeitos da matriz e estrutura da paisagem

Recentemente têm-se reconhecido que os habitats que cercam manchas florestais (a matriz de paisagens fragmentadas) têm profunda influência sobre a dinâmica e composição no interior das manchas (Gascon & Lovejoy 1998, Laurance 1999a). A matriz é importante por diversas razões.

Uma delas é que a matriz frequentemente atua como filtro seletivo (e não necessariamente como barreira absoluta) para os movimentos de espécies florestais pela paisagem. O tipo de cobertura ou uso das terras na matriz determina o tamanho dos “poros” do “filtro”. Nesta analogia, determinados tipos de matriz seriam mais porosos que outros (floresta secundária seria mais porosa que campo aberto, por exemplo), possibilitando maior movimento de espécies através dela. Espécies florestais provavelmente variam em seus requisitos de porosidade da matriz, com espécies que toleram menor porosidade tendo maior chance de persistência em paisagens fragmentadas (Gascon *et al.* 1999).

Uma segunda razão é que espécies abundantes na matriz, frequentemente exóticas, podem vir a invadir as manchas florestais, influenciando a dinâmica da comunidade nas manchas (Janzen 1986a).

Tipos diferentes de matriz também podem influenciar os efeitos de borda. Estes tendem a ser menos pronunciados quando a matriz é estruturalmente similar ao interior da mancha. Mesquita *et al.* (1999), por exemplo, mostraram que diferentes tipos de matriz (vegetação secundária de *Cecropia* spp., vegetação secundária de *Vismia* spp. e pasto) têm efeitos diferentes na mortalidade de árvores próximas à borda de fragmentos recentes, esta sendo mais elevada em bordas com pasto em relação a bordas com vegetação secundária.

Não necessariamente a cobertura do terreno entre manchas florestais em uma paisagem real é homogênea, composta apenas por um único tipo de habitat. A consideração do efeito de uma mistura de diversos tipos de habitat entre manchas florestais em uma mesma paisagem nos leva a considerar a estrutura da paisagem como um todo. Dunning *et al.* (1992) descreveram quatro processos importantes para a dinâmica de populações de animais que seriam afetados pela estrutura da paisagem: (1) “complementação” (*landscape complementation*) e (2) “suplementação” (*landscape supplementation*) ocorreriam quando indivíduos se movem entre manchas na paisagem para utilizar recursos não-substituíveis ou substituíveis, respectivamente. (3) Dinâmica de *source-sink*, descrevendo as conseqüências da ocupação de manchas de habitat de qualidades diferentes. (4) O efeito de vizinhança descreve como efeitos de paisagem podem ser amplificados quando os recursos críticos se encontram na paisagem imediatamente circundante de determinada mancha.

Talvez como conseqüência dos efeitos da estrutura da paisagem sobre a fauna de dispersores de sementes, Metzger (1997) encontrou correlação entre grau de fragmentação (ou complexidade) da paisagem e a diversidade de árvores em fragmentos florestais antigos no interior do Estado de São Paulo.

No entanto a relação entre a comunidade de arbóreas a estrutura da paisagem pode sofrer *time-lag*. Metzger (1998) analisou a relação entre estrutura da paisagem e riqueza de espécies de árvores do presente e do futuro. Encontrou pouca relação entre as previsões de modificação futura da riqueza de cada fragmento e a estrutura da paisagem ao redor dos fragmentos e sua modificação recente (desde 1962). A riqueza da comunidade de árvores mais jovens se apresentou mais correlacionada com características da paisagem atual do que as mais velhas.

A importância dos efeitos da matriz sobre as comunidades no interior de manchas tem implicação direta sobre a conservação de habitats fragmentados (Laurance 1999a): não basta conservar reservas isoladas. É preciso também atuar em seus arredores, de forma a minimizar os efeitos deletérios do isolamento. A implantação de corredores e *stepping-stones* pode ser útil neste sentido, assim como a manutenção de uma alta complexidade da matriz.

Efeitos diferenciais sobre organismos

A fragmentação da paisagem afeta de forma diferente as diferentes espécies de organismos (Dale *et al.* 1994, Laurance 1997). Algumas espécies são prejudicadas, enquanto outras são favorecidas pela fragmentação. Diferentes espécies de aves, por exemplo, são afetadas diferentemente pela perturbação causada por extração seletiva de madeira e a abertura de estradas em floresta tropical (Thiollay 1999). Algumas poucas espécies de árvores

passaram a dominar as ilhas que foram criadas no Lago Gatun, no Panamá, provavelmente devido ao efeito aumentado do vento e à ausência de mamíferos (Leigh *et al.* 1993). Turner *et al.* (1996) também verificaram um aumento de abundância de uma espécie de árvore de sub-bosque em um fragmento em Singapura, levando à dominância por esta espécie. Na Amazônia, beija-flores de sub-bosque são pouco afetados, em comparação com insetívoros (Stouffer & Bierregaard 1995, Borgella *et al.* 2001).

Noss & Csuti (1997) reconheceram três estratégias que permitiriam a uma espécie sobreviver a longo prazo em uma paisagem fragmentada: (1) capacidade de sobrevivência na matriz; (2) capacidade de manutenção em cada uma das manchas de habitat disponíveis, isoladamente; (3) mobilidade entre manchas de habitat.

Local de estudo

Localização

O presente estudo foi realizado na Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, campus da Universidade de São Paulo (USP) na cidade de São Paulo - SP. A Cidade Universitária ocupa uma área de 4.434.025 m² (Höfling & Camargo 1996) no Bairro do Butantã, zona oeste da área urbana de São Paulo. Seus terrenos estão limitados pelo canal do ribeirão Jaguaré (Av. Escola Politécnica) a noroeste, pelo canal do rio Pinheiros (Av. Marginal Pinheiros) a nordeste, pela Rua Alvarenga a leste, pela Adutora de Cotia (Instituto Butantã) ao sul, e pela Avenida Corifeu de Azevedo Marques a oeste (Höfling & Camargo 1996).

A Reserva está localizada entre a Rua do Matão e a Rua do Lago, nas proximidades do Instituto de Biociências e do Instituto de Química da USP, entre as coordenadas 23°33'44" e 23°34'02" S e 46°43'38" e 46°43'49" W, e ocupa 102.100 m², em altitudes entre 730 m e 775 m. Representa atualmente uma das poucas áreas de floresta natural protegidas dentro da cidade de São Paulo.

Geologia e Geomorfologia

A área de estudo se localiza na província geomorfológica do Planalto Atlântico, situado no reverso das serras costeiras do Estado de São Paulo. O Planalto Atlântico se caracteriza por possuir um relevo de terras altas (acima de 700 m), embasado principalmente por rochas cristalinas. Esta província contém a maior variação geomorfológica do Estado (Mantovani 1993). Sua topografia apresenta as mais variadas feições, tais como planícies aluviais (várzeas), colinas, morros e serras e maciços em diversas orientações (Tarifa &

Armani 2000). Ab' Sáber (1957) descreveu em detalhes a geomorfologia da região coberta pela cidade de São Paulo.

Dentro do Planalto Atlântico, a Reserva está localizada na interface entre o compartimento geológico da Bacia Sedimentar de São Paulo (IPT 1981a), formada por depósitos do Terciário e Quaternário, e seu rebordo granito-xisto-gnaíssico pré-cambriano. Mais especificamente, a área da Reserva se localiza em parte sobre a Formação São Paulo e em parte sobre os xistos do Complexo Embu (segundo o mapa apresentado por Rodriguez 1998). A Formação São Paulo, de origem terciária, apresenta predominância de depósitos arenosos, subordinadamente argilosos e conglomerados (Rodriguez 1998), assentados sobre rochas graníticas e gnáissicas do pré-cambriano (Joly 1950).

Do ponto de vista geomorfológico, segundo a classificação adotada pelo IPT (1981b), a Reserva se situa na zona do Planalto Paulistano, subzona das Colinas de São Paulo. Esta é caracterizada pelo sistema colinas pequenas com espigões locais, que se desenvolvem indistintamente sobre a Bacia Sedimentar e as áreas pré-cambrianas próximas (IPT 1981b).

A Reserva ocorre na região de colinas que constitui a vertente oeste do vale do Rio Pinheiros, ocupando o vale de um pequeno riacho, com orientação S-N, afluente de primeira ordem do Pinheiros. A superfície da Reserva não preenche toda a bacia drenada pelo riacho: porções mais altas do terreno ocorrem em boa parte dos arredores, especialmente a oeste e sul. O riacho originalmente contribuía para a formação de um brejo (Joly 1950), ao encontrar as regiões mais planas representadas pelos terraços do Rio Pinheiros. Com a construção de uma barragem, foi formado um pequeno lago artificial no extremo norte da Reserva. Alguns afloramentos rochosos podem ser encontrados no interior da Reserva, em sua porção nordeste.

Solos

No Planalto Paulistano é encontrado o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, associado ao Cambissolo distrófico e ao Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico. (Mantovani 1993). Embora haja grande heterogeneidade nos solos de São Paulo, estes são geralmente pobres em matéria orgânica, ácidos, com alta capacidade de retenção de água e baixa porosidade (Setzer 1955, 1956). Os horizontes mais comuns e espessos são argilosos (Setzer 1956).

Varanda (1977) apresentou uma análise química e granulométrica de amostras de solo coletadas na Reserva da CUASO, até a profundidade de 100 cm. O solo apresentou-se argiloso até 60 cm e muito argiloso abaixo dessa profundidade; rico em matéria orgânica até a profundidade de 70 cm, provavelmente em função da vegetação que suporta; ácido até 10

cm e fortemente ácido nas demais camadas. Os teores de alumínio são muito altos abaixo de 10 cm e os de cálcio, magnésio e potássio são baixos, com exceção da camada superficial, onde esses valores são mais altos; o mesmo acontece com o fósforo, que apresenta teores médios entre 50 e 60 cm. A capacidade de campo é de 40,4 g/100 ml de solo.

O solo da Reserva apresenta-se parcialmente alterado, principalmente nas camadas superficiais das regiões mais periféricas, devido à remoção ou soterramento do solo original durante as terraplanagens realizadas para a construção das edificações e arruamentos vizinhos, e, mais recentemente, ao carreamento, pelas águas das chuvas, de material proveniente dos arredores alterados (Varanda 1977).

Clima

A região metropolitana de São Paulo está localizada junto ao trópico de Capricórnio, implicando em uma realidade climática de transição, entre os Climas Tropicais Úmidos de Altitude, com período seco definido, e os Subtropicais permanentemente úmidos do Brasil meridional (Tarifa & Armani 2000). A essa condição latitudinal se soma outra característica do clima regional, mediada pelo relevo: no Planalto Atlântico os climas são mais secos que na Província Costeira, devido à ocorrência de chuvas orográficas na Serrania Costeira e a diminuição da umidade das massas de ar provenientes do oceano, mas ainda mais úmidos que aqueles do interior do Estado (Mantovani 1993).

A condição transicional do clima na região foi também descrita por (Aragaki & Mantovani 1998), que consideraram que poderia ser classificado como qualquer um dos tipos Cfa, Cfb, Cwa e Cwb da classificação de (Köppen 1948), dependendo do período observado para análise.

Os dados climáticos disponíveis mais próximos à Reserva são os da Estação Meteorológica da Cidade Universitária (23°34'S e 46°44'W, 795 m de altitude, São Paulo, SP), obtidos pelo Departamento de Água e Energia Elétrica (D.A.E.E.) no período de janeiro de 1975 a dezembro de 1990 e apresentados por Gorresio-Roizman (1993) na forma de climadiagrama de Walter & Lieth e gráfico de balanço hídrico de Thornthwaite (Figura 2, Figura 3).

Os dados indicam temperatura média anual de 19,2°C e precipitação média anual de 1207 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 14°C (junho) e 23°C (fevereiro); as precipitações médias mensais vão de 230 mm (janeiro) a 40 mm (agosto). Estes dados apontam para um clima do tipo Cwa, de Köppen (1948), ou seja, temperado chuvoso (média de temperatura do mês mais quente superior a 22°C, temperatura média do mês mais frio entre 3°C e 18°C, pluviosidade anual maior que 1000 mm) (Gorresio-Roizman 1993).

Figura 2. Diagrama climático de Walter & Lieth elaborado para a Reserva da CUASO, São Paulo, S.P., de janeiro de 1975 a dezembro de 1990. Dados obtidos do Departamento de Água e Energia Elétrica (D.A.E.E.) na Estação Meteorológica da Cidade Universitária (23°34'S e 46°44'W, 795 m de altitude, São Paulo, S.P.) Modificado de Gorresio-Roizman (1993).

Figura 3. Balanço hídrico de janeiro de 1975 a dezembro de 1990 para a Reserva da CUASO, São Paulo, SP. Dados obtidos do Departamento de Água e Energia Elétrica (D.A.E.E.) na Estação Meteorológica da Cidade Universitária (23°34'S e 46°44'W, 795 m de altitude, São Paulo, S.P.). P: precipitação pluviométrica média mensal; EP: evapotranspiração potencial; ER: evapotranspiração real. Modificado de Gorresio-Roizman (1993).

Segundo a classificação climática de Walter (1986), a Reserva fica no zonoecotono V/I, de transição entre o clima temperado quente e úmido e o tropical úmido sem estação seca.

Segundo o gráfico de balanço hídrico (Figura 3), há, em média, excedente hídrico durante praticamente o ano inteiro, com exceção do mês de agosto. A situação do balanço hídrico, porém, pode variar de ano a ano, levando eventualmente a longos períodos sem deficiência hídrica no solo. Durante o período de outubro de 1993 a outubro de 1996, por exemplo, somente os meses de setembro e outubro de 1994 apresentaram deficiência hídrica no solo (Ferraz 1999), segundo dados da Estação Meteorológica Mirante de Santana.

A média de umidade relativa do ar fica ao redor de 80%. Durante todo o ano predominam os ventos de origem marítima, de direção SE (Varanda 1977).

Histórico da região

No início do século XVI, quando os portugueses chegaram ao atual Estado de São Paulo, seu território já era ocupado por índios tupi-guaranis. Na faixa litorânea que se estende de São Sebastião a Cananéia, e se expandindo consideravelmente para o interior, viviam os Tupiniquim ou Guaianá (Petrone 1995). Como em muitos outros ambientes tropicais, estas populações originais provavelmente tiveram impactos sobre os habitats naturais (Primack 1992), através da agricultura itinerante (coivara), caça, pesca e coleta de produtos vegetais que constituíam suas atividades de subsistência (Petrone 1995) e a utilização de fogo associada. Sendo seminômades, provavelmente ocupavam amplos espaços, com densidades populacionais relativamente baixas (Petrone 1995).

O núcleo principal do mundo Guaianá se localizava no planalto. Quando os europeus aí chegaram, a vegetação já não era totalmente florestal, o que se pode depreender da ampla utilização do termo “campos de Piratininga” pelos jesuítas que forneceram as primeiras descrições da região. O primeiro povoamento europeu no planalto foi chamado de Santo André da Borda do Campo ou Santo André da Borda da Mata, marcando um ponto de transição entre uma vegetação predominantemente florestal e outra de característica mais campestre. Os campos de Piratininga não se tratavam, porém, de uma área de campo contínua. Manchas de mata provavelmente ocorriam em meio à matriz campestre (Petrone 1995). É provável que esta paisagem encontrada pelos europeus no planalto já fosse resultado da ação antrópica (índigena) sobre a cobertura vegetal original, provavelmente predominantemente florestal (Ab' Sáber 1963, 1970).

As características de povoamento indígena, que representava fonte de abundante mão de obra e de material humano para catequização, assim como da paisagem, que dificultava ataques de surpresa por inimigos (Abreu 2000), levaram ao estabelecimento do primeiro núcleo estável de povoamento europeu no interior do Brasil: São Paulo de Piratininga foi fundada como missão jesuítica em 25 de janeiro de 1554.

Pouco depois, provavelmente em 1560, foi fundado o aldeamento de Pinheiros, à margem leste do rio de mesmo nome. Assim como outros aldeamentos ao redor do núcleo principal de São Paulo (São Miguel, Barueri, Carapicuíba, Guarulhos, Embu, entre outros), tinha como função a concentração de indígenas catequizados e seu isolamento dos índios ainda “selvagens”. Várias características do modo de vida indígena, porém, continuavam preservadas pelos índios catequizados, como provavelmente a própria agricultura itinerante (Petrone 1995).

No século XVI, a abundância de terra desocupada possibilitava a qualquer pessoa livre ocupar a terra devoluta. Isso se tornou uma forma generalizada, embora não reconhecida pela Coroa, de conseguir a posse da terra. Na medida em que esta fosse pacífica, poderia haver considerável atraso na apresentação de uma petição para transformar a posse em sesmaria, única forma legal de obter propriedade de terra desocupada (Dean 1997).

Em 1584, Affonso Sardinha recebeu por carta de sesmaria as terras localizadas “além do rio Pinheiros entre os Ribeirões Pirajussara e Jaguaré ou Jaguarahé”, da estrada de Sorocaba para baixo (segundo o Vereador Pereira Machado, em 1852) (Pacce 1980).

Em 1607, foi feito o registro de uma data de terra em que consta que o capitão e ouvidor da Capitania de São Vicente, Gaspar Conqueiro, concedeu a Affonso Sardinha as terras próximas ao Rio Jerobotiba (atual Rio Pinheiros), pois este havia requerido a posse dessas terras, que já habitava e onde havia um trapiche² de açúcar. No auto de posse aparece a primeira referência ao nome da fazenda, ainda que truncada, pois o original se encontra danificado:

“Auto de posse que foi dada a Affonso Sardinha da terra e capão nesta carta.

1607” “... e no termo da villa de São Paulo que se diz Ubat..... onde mora Affonso Sardinha (...) Affonso Sardinha lhe pediu o mettesse de posse dos alagadiços e campos conteúdos.....” (São Paulo 1921)

Depreende-se que o primeiro uso econômico das terras na região (uma vez que foram ocupadas “em matts bravios”, Pacce 1980) foi o cultivo de cana de açúcar, usado na manufatura de açúcar. Embora o principal interesse de Sardinha, ao requerer as terras que

² **Trapiche:** pequeno engenho de açúcar, movido por animais (Ferreira 1999).

havia ocupado, fosse nos “alagadiços e campos”, ou seja, as várzeas ao longo do Rio Jerobotiba (Pinheiros), não se pode descartar que também tenham sido desmatados trechos dos morros vizinhos à várzea para o cultivo. Solos sob floresta eram considerados bons para o cultivo da cana (Dean 1997), e os solos em São Paulo não suportavam esta cultura por muito tempo, exaurindo-se após cerca de 15 anos, sendo então abandonados para a agricultura de subsistência ou pastagens (Dean 1997). Além disso, grandes quantidades de lenha eram necessárias para a manufatura do açúcar (Abreu 2000).

Em 1615, Affonso Sardinha doou toda a sua fazenda à Companhia de Jesus (Pacce 1980). Aparentemente não existe informação disponível sobre que tipo de uso das terras os jesuítas fizeram na região.

Em meados do século XVII foi feita a descoberta de ouro em Minas Gerais. Com isso, passou a haver intenso tráfego de tropas de muares (mulas) para o abastecimento das Gerais com bens de subsistência. A necessidade de grandes quantidades de muares levou a um aumento de fluxo de tropas originárias de Viamão (RS), dirigindo-se à feira de Sorocaba, e daí a São Paulo, via Pinheiros. Charque também passou a ser trazido do sul do país (Karoauk 1994). Neste contexto, o povoado de Pinheiros servia como localidade-ponte, devido a sua posição espacial privilegiada. Neste ponto da margem do rio Pinheiros ocorre um estreitamento da várzea, por conta da aproximação dos terraços, terrenos mais elevados, do leito normal do rio. Isto permitiu o estabelecimento do povoado a pequena distância do rio sem as desvantagens da várzea, periodicamente inundada nos períodos de chuva. Este estreitamento da várzea também transformava este ponto em local propício para se atravessar o rio. No século XVI, a região servia como rota de passagem de bandeirantes e jesuítas em direção ao forte de Emboacava e daí para o interior. Pelo menos desde o século XVIII, existe no local uma ponte sobre o Pinheiros. Esta ponte foi, durante a história de Pinheiros, construída e reconstruída inúmeras vezes, pois freqüentemente era danificada ou destruída pelas cheias do rio.

Em 1750, o “Sítio Butantan”, um dos 19 sítios em que foi dividida a área doada por Sardinha para os jesuítas, foi arrendado a Ignácio Xavier César que, em 1755, doou o “Sítio Ubutantan” a seus filhos, os padres Rodrigues Xavier Moreira e Antonio Ribeiro de Cerqueira. A escritura de patrimônio da propriedade (Pacce 1980) apresenta uma descrição do Sítio, indicando a presença, na propriedade, de um capão (porção de mata isolada em meio a campo), sugerindo a existência de uma paisagem regional com cobertura vegetal predominantemente aberta, com manchas de mata.

Em três de setembro de 1754, uma carta de lei declarou a expulsão dos jesuítas do Reino de Portugal e seus domínios. O Sítio Ubutantan foi então a leilão público e arrematado por Bárbara do Espírito Santo em 19 de outubro de 1799 (Pacce 1980). Esta viveu parte de sua vida na fazenda e a deixou em testamento para suas sobrinhas Maria Garcia Paes e Anna Rodrigues de Oliveira. Ambas cederam uma parte da propriedade, “sítio e terras até a estrada que vem da cidade de SP para a Villa de Ithú”, ao Sargento mor Policarpo Joaquim de Oliveira (Pacce 1980).

Em 27 de abril de 1816, Maria Garcia Paes vendeu uma parte de suas terras, os “Campos do Butantan” (conforme o título da escritura) para o Padre Bento Manoel dos Passos. O texto da escritura, reproduzido a seguir, dá algumas informações sobre a paisagem existente na propriedade, à época:

“Sou senhora e possuidora dos Campos e Capões denominado Butantã na estrada que vai para a Villa de Ithú para a ponte da casa até imbuir com as Sesmarias e Capões...” (Pacce 1980)

Em 2 de julho de 1817, Maria Garcia Paes doou outra parte de suas terras a seu escravo Francisco de Paula:

“campos e alguns capões de Mattos que ela possui no bairro de Jaraguá, (...) entre a estrada que segue para a Villa de Ithú e o córrego que serve de divisa as terras e campos que ella outorgante tem vendido ao Rev^o Vigário Bento Manoel dos Passos” (Pacce 1980)

Segundo uma escritura de 1º de abril de 1821, Anna Rodrigues Garcia vendeu a seu sobrinho João de Oliveira Preto

“os Capões e Vertentes seguindo Capão das Pederneiras e Votorantim Pirajussara Mirim e as vertentes pertencentes aos ditos Capões ficando a minha irmã com as vertentes a parte Jaguarahé e para cujo fim dou todos os poderes” (Pacce 1980)

Um registro paroquial de 28 de maio de 1856 atesta que Marciano Gomes de Andrade era dono de uma propriedade com os seguintes limites:

“princiando no Ribeirão de Pirajussara seguindo pela estrada de Itu adiante até o córrego de Pirajussaramirim d’ahi a rumo direito de um capão onde morou a vendedora Maria Garcia e Francisco de Paula, dahi desde ao córrego dos índios e descendo pelo dito córrego abaixo até o Ribeirão de Jaguarahé e subindo por este acima até a passagem de Jaguarahé de cima onde atravessa a estrada de Cutia fazendo com os vallos do falecido coronel César e dahi volta ao logar d’onde principiou” (Pacce 1980)

Todos estes registros indicam uma paisagem campestre, pontuada por ilhas de mata.

Depois de 1856, há um vazio documental, superado apenas em 11 de setembro de 1899, quando Dona Gertrudes Avelina Jordão de Camargo vendeu para Arnaldo de Oliveira Barreto a propriedade denominada Butantan, dez partes do potreiro Joaquim Antonio (das onze que a compunham) e um potreirinho³ denominado Jaguaré, localizado entre a estrada para Sorocaba e a estrada para Itu (Pacce 1980).

Em 1899 foram registrados em São Paulo casos de peste bubônica, o que motivou a montagem de um Instituto capaz de produzir as vacinas necessárias ao combate à doença (Brazil 1941). Devido ao temor popular em relação à doença, decidiu-se por escolher um lugar bem distante da cidade, “Butantan, uma chácara situada à margem esquerda do Rio Pinheiros, a cerca de 9 km da cidade, ela propriedade que ocupa uma área de 300 hectares” (Brazil 1941). Em 8 de novembro de 1899 a Fazenda do Estado de São Paulo comprou a Fazenda Butantan de Arnaldo de Oliveira Barreto. As divisas da propriedade eram então as seguintes: Rio dos Pinheiros, Ribeirão Pirajussara, Ribeirão Joaquim Antonio, Estrada de Itu e Ribeirão Jaguaré, e a fazenda compreendia casas de moradia, olaria, estábulos, cocheiras, plantações, caixa d’água, pastos, cercados e outras benfeitorias (Pacce 1980). Segundo a escritura de compra e venda, “a Fazenda do Estado permittira a extração de lenha na área de quatro alqueires (correspondente a 9,68 ha) até trinta e um de dezembro do corrente ano”. Aparentemente, havia, na propriedade, portanto, uma área de mata de cerca de 10 ha.

O “Instituto Serumtherapico” foi instalado no local imediatamente, funcionando a princípio em instalações improvisadas:

“Butantan, propriedade agrícola a cerca de nove quilômetros do centro urbano da capital paulista, à qual estava ligada por péssima estrada, já era conhecido, naquela época, pela excelência de seus produtos laticínios, vendidos por um depósito na Rua Direita, junto à antiga igreja de Santo Antônio. (...) O pessoal técnico era transportado diariamente, por veículo de tração animal (tróli), único capaz de vencer as dificuldades de péssima estrada tráfegada por numerosas carroças carregadas de tijolos, areia e de lenha para o abastecimento da capital.” (Brazil 1941)

A urbanização da região do Butantã se deu a partir da década de 20, depois da venda de terrenos, por parte da família Vieira de Carvalho, para a Companhia City de Terrenos e Melhoramentos, em 1915. A partir de 1920 se instalaram os bairros de Vila Butantã, Vila Lageado e Cidade Jardim, os primeiros da região.

³ **Potreiro:** 1. Lugar cercado, pouco extenso, nos arredores duma estância, no qual se guardam os animais empregados nos trabalhos quotidianos (cavalos de montaria, vacas de leite, etc.) e os animais doentes que necessitam cuidados diários. 2. Pátio ou apêndice onde se guardam potros para adestrar (Ferreira 1999).

Em 25 de janeiro de 1934, foi criada a Universidade de São Paulo, através do Decreto Estadual nº. 6238 (Pacce 1980). Em 1935, durante a gestão do então governador de São Paulo Armando de Salles Oliveira, iniciaram-se os estudos para a definição de um local para a instalação da Cidade Universitária da recém-criada Universidade. Em 1941, o Decreto Estadual nº. 12.401 reservou para a Cidade Universitária toda a área entre a adutora de Cotia e o Ribeirão Jaguaré, com cerca de 170 alqueires paulistas (400 hectares) (Marques 1998). Em 1941, grande parte da área do Instituto Butantan foi cedida para este fim. A área total original do Instituto Butantan, que era de 160 alqueires (387 ha), foi assim reduzida para 30 alqueires (73 ha) (Vaz 1949). Em 22 de setembro de 1942 foi expedido o decreto nº. 14.190, desapropriando 180 ha na zona entre a nova estrada de Itu (atual Av. Corifeu de Azevedo Marques) e a velha estrada de Itu para anexá-los à Cidade Universitária, completando 200 alqueires paulistas (480 ha) (Marques 1998).

Segundo Joly (1950), os terrenos da Cidade Universitária podiam ser assim delimitados: Adutora de Cotia, Canal do Rio Pinheiros, Canal do Ribeirão Jaguaré e “tope dos morros com particulares”, esses limites contendo uma área aproximada de 470 hectares.

A área tinha uma pequena região de mata, que foi então destinada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade com o intuito de transformá-la em um jardim botânico (Campos 1954), o que acabou não se concretizando. Através da Portaria nº 81 de 4 de maio de 1973, no entanto, o então Reitor Dr. Miguel Reale declarou esta “reserva florestal” como “área de preservação permanente”.

Em agosto de 1979 a reserva foi fechada e cercada por tela de arame (Rossi 1994), para evitar a perturbação da área causada pela entrada de pessoas.

Flora e vegetação

As características da cobertura vegetal original no Planalto Paulistano são pouco conhecidas e difíceis de serem reconstituídas, em face do longo histórico de perturbação antrópica a que foi submetida (Dislich *et al.* 2001). Acredita-se, porém que a paisagem original fosse predominantemente florestal, às vezes com indivíduos *Araucaria angustifolia* - o pinheiro-do-paraná - e com a ocorrência de cerrado ou campos confinados a áreas com condições de solo particulares (Ab' Sáber 1963, 1970).

A região se situa no domínio das florestas ombrófilas densas (*sensu* Veloso *et al.* 1991). Dadas as características transicionais do clima na região, as florestas existentes na Grande São Paulo podem ser consideradas como tendo características ecotonais entre a floresta ombrófila densa (*sensu* Veloso *et al.* 1991) presente na encosta da Serra do Mar e na planície litorânea e a floresta estacional semidecidual (*sensu* Veloso *et al.* 1991) do interior do Estado

de São Paulo (Gomes 1992, Aragaki & Mantovani 1998, Garcia 2001). Análises das relações da composição de espécies arbóreas das matas paulistanas com outras florestas no Estado (Salis *et al.* 1995, Torres *et al.* 1997, Scudeller *et al.* 2001) confirmam essa visão.

Em 1917, com a criação da Seção de Botânica do Instituto Butantã, sob comando de Frederico Carlos Hoehne, começou uma série de coletas botânicas nas regiões próximas ao Instituto, que deram origem ao acervo do atual Herbário do Instituto de Botânica de São Paulo (SPF) (Hoehne 1919, 1925, 1937).

Os primeiros estudos específicos sobre a vegetação na mancha de mata que mais tarde se transformaria na Reserva da CUASO foram realizados na segunda metade da década de 1940 por Carlos A. Joly, como parte de sua Tese de Doutorado sobre os campos do Butantã (Joly 1950). O autor apresentou, na verdade, não mais que uma pequena descrição fisionômico-florística das bordas da mata, em seus limites com o campo e o brejo que a circundavam, seguida de uma lista de espécies.

Aparentemente não existia, então, um limite abrupto entre mata e campo, havendo um aumento do número de espécies arbustivas na vizinhança da mata. Entre os arbustos e pequenas árvores nos bordos de mata, destacavam-se especialmente *Croton floribundus* e *Diplusodon virgatus*, além de outros como *Tibouchina sellowiana*, *Mimosa invisa*, *Cordia corymbosa*, *Myrcia prunifolia*, *Myrcia rostrata*, *Baccharis mesoneura*, *Eupatorium vauthierianum* e *Maytenus pseudocasearia* (Joly 1950). Entre os “típicos representantes arbóreos que podem ocorrer nesta faixa de transição” estavam *Luehea speciosa*, *Vochysia tucanorum*, *Metrodorea nigra*, *Rapanea umbellata*, *Guarea macrophylla* (citada como *Guarea tuberculata*), *Senna multijuga* (citada como *Cassia multijuga*), *Senna splendida* (citada como *Cassia splendida*), *Alchornea sidifolia* (citada como *Alchornea pycnogyne*), entre outras. Trepadeiras e lianas também eram abundantes.

Quase 40 anos após a publicação do trabalho de Joly (1950) foi publicada a primeira flora da Reserva, sobre as espécies arbóreo-arbustivas, primeiro sob a forma de dissertação de mestrado, e mais tarde de artigo (Rossi 1994). Esta relaciona 149 espécies, entre nativas e exóticas.

Estudos quantitativos sobre a vegetação foram realizados somente a partir da década de 90, e envolveram a estrutura fitossociológica da comunidade arbórea (Cersósimo 1993, Gorresio-Roizman 1993, Dislich *et al.* 2001), a dinâmica de populações de plântulas (Cersósimo 1993) e do banco de sementes no solo (Gorresio-Roizman 1993). Em comparação com outros trechos de floresta no Planalto Paulistano, o componente arbóreo nos trechos estudados no interior da Reserva apresenta densidade, riqueza de espécies e porcentagem de espécies raras relativamente baixos (Dislich *et al.* 2001). Estes estudos,

porém, foram realizados em locais restritos no interior da Reserva e dizem relativamente pouco sobre a Reserva como um todo. Em estudo sobre a influência da proximidade da borda (distâncias até 21 m) sobre a vegetação (indivíduos com altura maior ou igual a 50 cm) (Teixeira 1998), foram identificadas mudanças na composição de formas de crescimento, síndromes de dispersão e de categorias sucessionais em direção ao interior da Reserva. A faixa mais próxima à borda (entre 0 e 3 m) apresenta as maiores variações na estrutura e na composição florística (Teixeira 1998).

As epífitas vasculares também foram estudadas sob diversos aspectos, desde a florística (Dislich & Mantovani 1998) até a estrutura espacial da comunidade (Dislich 1996).

Algumas espécies arbustivo-árvores particulares foram objeto de pesquisa sob o ponto de vista ecológico ou ecofisiológico, no interior da Reserva. Na década de 70 foram realizados estudos sobre a anatomia foliar e o balanço hídrico de *Actinostemon concolor*, *Sebastiania serrata*, *Endlicheria paniculata*, *Protium widgrenii* e *Sorocea bonplandii* (Varanda 1977, 1990, 1992, 1995). *Psychotria suterella*, um dos arbustos mais abundantes no sub-bosque da mata na Reserva, teve sua biologia reprodutiva analisada no local (Grandisoli 1997). Os dados indicaram uma grande importância de crescimento clonal para a reprodução da espécie, e uma tendência de diminuição de sua abundância na Reserva.

Seis espécies arbóreas - *Alchornea sidifolia*, *Cedrela fissilis*, *Cordia ecalyculata*, *Croton floribundus*, *Cecropia glazionii* e *Cupania oblongifolia* - as mais abundantes no trecho estudado por Gorresio-Roizman (1993) foram estudadas com relação a sobrevivência e crescimento (plântulas e plantas jovens) e estrutura e distribuição espacial (plântulas a adultos) (Ferraz 1997). Sua fenologia também foi estudada (Ferraz 1997, 1999). Em *A. sidifolia*, *C. fissilis* e *C. floribundus*, plântulas e plantas jovens de tamanhos maiores apresentaram maior tempo de sobrevivência. Plântulas de *C. fissilis* apresentaram maior probabilidade de morrer em meses com menor precipitação, enquanto plântulas de *C. floribundus* tiveram maior risco de morrer em épocas mais quentes. *C. glazionii* e *C. fissilis* apresentaram os maiores tempos de sobrevivência. *C. glazionii* apresentou a maior taxa de crescimento. As distribuições de freqüências de altura e diâmetro sugerem população auto-regenerativa e em expansão para *C. fissilis*, *C. ecalyculata* e *C. oblongifolia*, mas declínio populacional para *A. sidifolia*. *C. floribundus* e *C. glazionii* também estão se regenerando na área de estudo, mas parecem ser dependentes de microssítios. Plântulas e plantas jovens de todas as espécies possuíram distribuição espacial agregada. *A. sidifolia*, *C. fissilis*, *C. ecalyculata* e *C. floribundus* apresentaram alta sincronia intraespecífica na floração, com pico na mesma época que a maioria das espécies da comunidade, ao contrário de *C. glazionii* (Ferraz 1999). *C. oblongifolia* não floresceu ou

frutificou nos três anos de acompanhamento, mostrando um padrão supra-anual. Apenas *C. fissilis* apresentou deciduidade foliar marcada. A maioria das espécies arbóreo-arbustivas na Reserva floresce na transição entre a época seca e a úmida, de setembro a novembro (Rossi 1994, Ferraz 1997).

Com o levantamento florístico de suas espécies herbáceas, de subarbustos, lianas e hemiepífitas, somando 163 espécies (120 gêneros, 56 famílias) (Groppo Jr. 1999), a Reserva é hoje a única área de vegetação natural no Município de São Paulo a possuir uma lista florística completa. São conhecidas ali 368 espécies de plantas vasculares, entre nativas e exóticas. Árvores e arbustos são responsáveis por 48% do número de espécies, lianas e trepadeiras, por 21%, ervas e subarbustos terrestres por 22%. O restante são epífitas (Dislich & Mantovani 1998), saprófitas e hemiparasitas (Groppo Jr. 1999).

Uma parte da diversidade de fungos da Reserva também já é conhecida. Fonsêca (1994) fez o levantamento taxonômico de Aphyllophorales, um grupo de fungos basidiomicetos, encontrando 23 espécies pertencentes a 16 gêneros e 5 famílias. Cinco destas espécies foram citadas pela primeira vez para o Estado de São Paulo. Apenas entre os Hyphomycetes decompositores de folhas de *Cedrela fissilis*, foram encontrados 19 táxons, com quatro novas citações para o Brasil (Grandi *et al.* 1995).

Objetivos

Os trabalhos apresentados nos Capítulos a seguir, embora possuam cada um seus objetivos específicos, são unidos por objetivos comuns. São eles:

- A produção de conhecimento sobre a estrutura e dinâmica da comunidade arbórea na Reserva da CUASO, em diversas escalas temporais e espaciais.
- A geração, a partir dos dados específicos obtidos, e da teoria geral pertinente, de propostas de manejo para fins de conservação da comunidade arbórea na Reserva da CUASO.

Referências bibliográficas

- Ab' Sáber, A.N. 1950. A Serra do Mar e a Mata Atlântica em São Paulo. *Boletim Paulista de Geografia* 2.
- _____. 1957. Geomorfologia do sítio urbano de S. Paulo. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Geografia* 219.
- _____. 1963. Originalidade do sítio da cidade de São Paulo. *Acrópole* 295/296: 239-246.
- _____. 1970. O mosaico primário de matas e cerrados do Planalto Paulistano. *Cadernos de Ciências da Terra* 6: 24-26.

- _____. 1977. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul: primeira aproximação. *Geomorfologia* 52: 1-21.
- Abreu, C. 2000. *Capítulos de história colonial, 1500-1800*, 7a. edição. Itatiaia/Publifolha, Belo Horizonte.
- Aizen, M.A. & Feinsinger, P. 1994. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey-bees in Argentine Chaco Serrano. *Ecological Applications* 4: 378-392.
- Alvarez-Buylla, E.R. & Garcia-Barrios, R. 1993. Models of patch dynamics in tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 8: 201-204.
- Alvarez-Buylla, E.R., Garcia-Barrios, R., Lara-Moreno, C. & Martínez-Ramos, M. 1996. Demographic and genetic models in conservation biology: Applications and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 387-421.
- Angermeier, P.L. 2000. The natural imperative for biological conservation. *Conservation Biology* 14: 373-381.
- Aragaki, S. & Mantovani, W. 1998. Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal no Planalto Paulistano (SP). In Watanabe, S., ed. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, p. 25-36. ACIESP, São Paulo.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems - the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Baldi, A. 1996. Edge effects in tropical versus temperate forest bird communities: Three alternative hypotheses for the explanation of differences. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 42: 163-172.
- Barbault, R. 2000. Fundamental research and conservation practices: An indispensable dialogue. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*: 11-17.
- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380-389.
- Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E., Kapos, V., dos Santos, A.A. & Hutchings, R.W. 1992. The Biological Dynamics of Tropical Rain-Forest Fragments. *Bioscience* 42: 859-866.
- Bond, W.J. 1994. Do mutualisms matter - assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 344: 83-90.
- Borgella, R., Snow, A.A. & Gavin, T.A. 2001. Species richness and pollen loads of hummingbirds using forest fragments in southern Costa Rica. *Biotropica* 33: 90-109.
- Brazil, V. 1941. *Memória histórica do Instituto Butantan*. E. Pocaí, São Paulo.

- Brokaw, N. 1998. Fragments past, present and future. *Trends in Ecology & Evolution* 13: 382-383.
- Brokaw, N. & Busing, R.T. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 183-188.
- Brooks, T. & Balmford, A. 1996. Atlantic Forest extinctions. *Nature* 380: 115.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L. & Collar, N.J. 1997. Deforestation predicts the number of threatened birds in insular southeast Asia. *Conservation Biology* 11: 382-394.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L. & Oyugi, J.O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13: 1140-1150.
- Brown, J.H. & Kodric-Brown, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Brussard, P.F. 1991. The role of ecology in biological conservation. *Ecological Applications* 1: 6-12.
- Bunn, A.G., Urban, D.L. & Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59: 265-278.
- Burkey, T.V. 1994. Tropical tree species-diversity - a test of the Janzen-Connell model. *Oecologia* 97: 533-540.
- Burslem, D.F.R.P., Garwood, N.C. & Thomas, S.C. 2001. Tropical forest diversity: the plot thickens. *Science* 291: 606-607.
- Cadenasso, M.L. & Pickett, S.T.A. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology* 88: 31-44.
- Cadenasso, M.L., Traynor, M.M. & Pickett, S.T.A. 1997. Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 27: 774-782.
- Campos, E.S. 1954. *Cidade Universitária da Universidade de São Paulo: aspectos gerais do planejamento e execução*. Comissão da Cidade Universitária da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Carlton, J.T. 1999. A journal of biological invasions. *Biological Invasions* 1: 1.
- Carvalho, K.S. & Vasconcelos, H.L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation* 91: 151-157.
- Cersósimo, L.F. 1993. *Variações espaciais e temporais no estabelecimento de plântulas em trecho de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Diaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Chave, J. 2000. Spatio-temporal dynamics of the tropical rain forest. *Annales De Physique* 25: 1-+.
- _____. 2001. Spatial patterns and persistence of woody plant species in ecological communities. *American Naturalist* 157: 51-65.
- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 343-366.
- Condit, R. 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 18-22.
- Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R. & Yamakura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288: 1414-1418.
- Condit, R., Ashton, P.S., Manokaran, N., LaFrankie, J.V., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1999. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 354: 1739-1748.
- Condit, R. & Hubbell, S.P. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest. *BioScience* 42: 822-828.
- Condit, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1992. Recruitment near conspecific adults and the maintenance of tree and shrub diversity in a neotropical forest. *The American Naturalist* 140: 261-286.
- Condit, R., Hubbell, S.P., LaFrankie, J.V., Sukumar, R., Manokaran, N., Foster, R.B. & Ashton, P.S. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. *Journal of Ecology* 84: 549-562.
- Connell, J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In Den Boer, P.J. & Gradwell, G., eds. *Dynamics of populations*, p. 298-312. PUDOC, New York.
- _____. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Connell, J.H., Tracey, J.G. & Webb, L.J. 1984. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. *Ecological Monographs* 54: 141-164.

- Corlett, R.T. 1998. Frugivory and seed dispersal by vertebrates in the Oriental (Indomalayan) Region. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 73: 413-448.
- Craig, J., Anderson, S., Clout, M., Creese, B., Mitchell, N., Ogden, J., Roberts, M. & Ussher, G. 2000. Conservation issues in New Zealand. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 61-78.
- Cronk, Q.C.B. & Fuller, J.L. 1995. *Plant invaders*. Chapman & Hall, London.
- Cullen, L., Bodmer, E.R. & Valladares-Padua, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. *Oryx* 35: 137-144.
- Dale, V.H., Pearson, S.M., Offerman, H.L. & Oneill, R.V. 1994. Relating Patterns of Land-Use Change to Faunal Biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8: 1027-1036.
- Dean, W. 1997. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.
- Debinski, D.M. & Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- Dick, C.W. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268: 2391-2396.
- Didham, R.K., Lawton, J.H., Hammond, P.M. & Eggleton, P. 1998. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 353: 437-451.
- Dislich, R. 1996. *Florística e estrutura do componente epifítico vascular na mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira", São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Dislich, R., Cersósimo, L.F. & Mantovani, W. 2001. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano - SP. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 321-332.
- Dislich, R. & Mantovani, W. 1998. A flora de epífitas vasculares da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 17: 61-83.
- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. & Baker, A.J.M. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515-522.
- dos Reis, M.S., Fantini, A.C., Nodari, R.O., Reis, A., Guerra, M.P. & Mantovani, A. 2000. Management and conservation of natural populations in Atlantic rain forest: The case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica* 32: 894-902.

- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169-175.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Meritt, D., Montiel, S. & Curiel, D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los-Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 108: 245-257.
- Ferraz, D.K. 1997. *Dinâmica de seis populações de árvores em fragmento de mata em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- _____. 1999. Fenologia de árvores em um fragmento de mata em São Paulo, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 305-317.
- Ferreira, A.B.H. 1999. *Novo Dicionário Aurélio - Século XXI*. Editora Nova Fronteira, São Paulo.
- Ferreira, L.V. & Laurance, W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology* 11: 797-801.
- Fiedler, P.L. & Jain, S.K. (eds.) 1992. *Conservation biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman & Hall, New York.
- Fonsêca, M.P. 1994. *Aphyllophorales da Reserva Florestal Armando de Salles Oliveira, São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Fundação SOS Mata Atlântica. 1998. *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995*. Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Instituto Socioambiental, São Paulo.
- Galetti, M. & Fernandez, J.C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology* 35: 294-301.
- Garcia, R.J.F. 2001. Estudo florístico dos componentes arbóreo e arbustivo da mata do Parque Santo Dias, São Paulo, SP, Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 19: 15-42.
- Gascon, C. & Lovejoy, T.E. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology-Analysis of Complex Systems* 101: 273-280.

- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Gascon, C., Williamson, G.B. & da Fonseca, G.A.B. 2000. Ecology - Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- Gawlik, D.E. 1992. Conservation biology and the evolution of a land ethic. *Journal of Raptor Research* 26: 179-183.
- Gilbert, G.S., Harms, K.E., Hamill, D.N. & Hubbell, S.P. 2001. Effects of seedling size, El Nino drought, seedling density, and distance to nearest conspecific adult on 6-year survival of *Ocotea whitei* seedlings in Panama. *Oecologia* 127: 509-516.
- Gomes, E.P.C. 1992. *Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Goosem, M. 2000. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. *Wildlife Research* 27: 151-163.
- Gorresio-Roizman, L. 1993. *Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Grandi, R.A.P., Grandi, A.C. & Delitti, W.B.C. 1995. Hyphomycetes sobre folhas em decomposição de *Cedrela fissilis* Vell. *Hoehnea* 22: 27-37.
- Grandisoli, E.A.C. 1997. *Biologia reprodutiva e estrutura da população de Psychotria suterella Muell. Arg. (Rubiaceae) em um fragmento de mata secundária em São Paulo (SP)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Grau, H.R. 2000. Regeneration patterns of *Cedrela lilloi* (Meliaceae) in northwestern Argentina subtropical montane forests. *Journal of Tropical Ecology* 16: 227-242.
- Grosso Jr., M. 1999. *Levantamento florístico das espécies de ervas, subarbustos, lianas e hemiepífitas da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira", São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 52: 107-145.
- Guariguata, M.R. & Pinard, M.A. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: implications for natural forest management. *Forest Ecology and Management* 112: 87-99.

- Gyllenberg, M. & Hanski, I. 1997. Habitat deterioration, habitat destruction, and metapopulation persistence in a heterogenous landscape. *Theoretical Population Biology* 52: 198-215.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- _____ 1999a. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87: 209-219.
- _____ 1999b. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- _____ 2001. Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften* 88: 372-381.
- Hanski, I. & Simberloff, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In Hanski, I., ed. *Metapopulation biology*, p. 5-26. Academic Press, San Diego.
- Harris, L.D. & Silva-Lopez, G. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In Fiedler, P.L. & Jain, S.K., eds. *Conservation biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management*, p. Chapman & Hall, New York.
- Hedrick, P.W. & Kalinowski, S.T. 2000. Inbreeding depression in conservation biology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 139-162.
- Hill, J.L. & Hill, R.A. 2001. Why are tropical rain forests so species rich? Classifying, reviewing and evaluating theories. *Progress in Physical Geography* 25: 326-354.
- Hoehe, F.C. 1919. *Catálogo do herbário e das espécies cultivadas no Horto Osvaldo Cruz, do Instituto Butantan*, São Paulo.
- _____ 1925. *Album da Seção de Botânica do Museu Paulista e suas dependências*. Imprensa Methodistista, São Paulo.
- _____ 1937. *Resenha histórica para a comemoração do vigésimo aniversário da Seção de Botânica e Agronomia anexa ao Instituto Biológico de São Paulo*. Secretaria da Agricultura, Indústria e Commercio do Estado de São Paulo, São Paulo.
- Höfling, E. & Camargo, H.F.A. 1996. *Aves no Campus: Cidade Universitária Armando de Salles Oliveira*, 2a. ed. edição. Edusp, São Paulo.
- Holdsworth, A.R. & Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications* 7: 713-725.
- Holling, C.S. 1998. Two cultures of ecology. *Conservation Ecology* 2: 4. [online] URL: <http://www.consecol.org/Journal/vol2/iss2/art4>.
- Horn, H.S. & Mac Arthur, R.H. 1972. Competition among fugitive species in a harlequin environment. *Ecology* 53: 749-752.

- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309.
- _____. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs* 16: S9-S21.
- Hubbell, S.P., Condit, R. & Foster, R.B. 1990. Presence and absence of density dependence in a neotropical tree community. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 330: 269-281.
- Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1986a. Biology, chance, and the history and structure of tropical rain forest tree communities. In Case, T.J. & Diamond, J., eds. *Community Ecology*, p. 314-329. Harper & Row, New York.
- Hubbell, S.P., Foster, R.B., O'Brien, S.T., Harms, K.E., Condit, R., Wechsler, B., Wright, S.J. & de Lao, S.L. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283: 554-557.
- Hubbell, S.T. & Foster, R.B. 1986b. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In Soulé, M.E., ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, p. 205-231. Sinauer, Sunderland.
- Hurt, G.C. & Pacala, S.W. 1995. The consequences of recruitment limitation - reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology* 176: 1-12.
- IPT. 1981a. *Mapa geológico do Estado de São Paulo. Escala 1:500.000*. IPT, Divisão de Minas e Geologia Aplicada, São Paulo.
- _____. 1981b. *Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo*. IPT, Divisão de Minas e Geologia Aplicada, São Paulo.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-528.
- _____. 1986a. The eternal external threat. In Soulé, M.E., ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, p. 286-303. Sinauer, Sunderland.
- _____. 1986b. The future of tropical ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 305-324.
- Joly, A.B. 1950. Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 8: 5-68.
- Joly, C.A., Leitão-Filho, H.F. & Silva, S.M. 1991. O patrimônio florístico. In Câmara, I.G., ed. *Mata Atlântica*, p. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.

- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Karoauk, L. 1994. *Os caminbos de São Paulo*. Trabalho de graduação individual. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Kearns, C.A. & Inouye, D.W. 1997. Pollinators, flowering plants, and conservation biology. Much remains to be learned about pollinators and plants. *BioScience* 47: 297-307.
- Kearns, C.A., Inouye, D.W. & Waser, N.M. 1998. Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 83-112.
- Kellman, M. & Meave, J. 1997. Fire in the tropical gallery forests of Belize. *Journal of Biogeography* 24: 23-34.
- Kellman, M. & Tackaberry, R. 1993. Disturbance and tree species coexistence in tropical riparian forest fragments. *Global Ecology and Biogeography Letters* 3: 1-9.
- Klumpp, A., Domingos, M. & Klumpp, G. 2002. Foliar nutrient contents in tree species of the Atlantic rain forest as influenced by air pollution from the industrial complex of Cubatao, SE-Brazil. *Water Air and Soil Pollution* 133: 315-333.
- Knops, J.M.H., Tilman, D., Haddad, N.M., Naeem, S., Mitchell, C.E., Haarstad, J., Ritchie, M.E., Howe, K.M., Reich, P.B., Siemann, E. & Groth, J. 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters* 2: 286-293.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Economica, Mexico.
- Laurance, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments - application of a model for the design of Nature-Reserves. *Biological Conservation* 57: 205-219.
- _____. 1997. Responses of mammals to rainforest fragmentation in tropical Queensland: a review and synthesis. *Wildlife Research* 24: 603-612.
- _____. 1999a. Ecology and management of fragmented tropical landscapes - Introduction and synthesis. *Biological Conservation* 91: 101-107.
- _____. 1999b. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* 91: 109-117.
- _____. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology & Evolution* 15: 134-135.
- Laurance, W.F. & Bierregaard Jr., R.O. (eds.) 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.

- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032-2040.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Gascon, C. & Lovejoy, T.E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117-1118.
- Laurance, W.F., Perez-Salicrup, D., Delamonica, P., Fearnside, P.M., D'Angelo, S., Jerozolinski, A., Pohl, L. & Lovejoy, T.E. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82: 105-116.
- Laurance, W.F. & Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77-92.
- Leigh, E.G., Wright, S.J., Herre, E.A. & Putz, F.E. 1993. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands - a test of a null hypothesis and some Implications. *Evolutionary Ecology* 7: 76-102.
- Leitão-Filho, H.F. 1993. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. UNICAMP, Campinas.
- Levin, S.A. 2000. Multiple scales and the maintenance of biodiversity. *Ecosystems* 3: 498-506.
- Lomolino, M.V. 2001. The species-area relationship: new challenges for an old pattern. *Progress in Physical Geography* 25: 1-21.
- MacArthur, R.R. & Wilson, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- _____. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- MacKinnon, J., MacKinnon, K., Child, G. & Thorsell, J. 1986. *Managing protected areas in the tropics*. IUCN, Cambridge.
- Malcolm, J.R. 1991. Comparative abundances of neotropical small mammals by trap height. *Journal of Mammalogy* 72: 188-192.
- _____. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75: 2438-2445.
- _____. 1998. A model of conductive heat flow in forest edges and fragmented landscapes. *Climatic Change* 39: 487-502.
- Manson, R.H., Ostfeld, R.S. & Canham, C.D. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. *Landscape Ecology* 14: 355-367.
- Mantovani, W. 1993. *Estrutura e dinâmica da Floresta Atlântica na Juréia, Iguape - SP*. Tese de Livre Docência. Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Marques, V.A.A.M. 1998. *A inserção do campus da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" na malha urbana da cidade de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Matlack, G.R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge - trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82: 113-123.
- Mayer, R., Liess, S., Lopes, M. & Kreutzer, K. 2000. Atmospheric pollution in a tropical rain forest: Effects of deposition upon biosphere and hydrosphere I. Concentrations of chemicals. *Water Air and Soil Pollution* 121: 59-78.
- McCollin, D. 1998. Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* 21: 247-260.
- Meave, J. & Kellman, M. 1994. Maintenance of rain-forest diversity in riparian forests of tropical savannas - implications for species conservation during Pleistocene drought. *Journal of Biogeography* 21: 121-135.
- Meffe, G.K. & Carroll, C.R. (eds.) 1997. *Principles of conservation biology*, 2a. edição. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Meiners, S.J., Handel, S.N. & Pickett, S.T.A. 2000. Tree seedling establishment under insect herbivory: edge effects and interannual variation. *Plant Ecology* 151: 161-170.
- Mesquita, R.C.G., Delamonica, P. & Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.
- Metzger, J.P. 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning* 37: 29-35.
- _____. 1998. Landscape structure changes and species richness in forest fragments of south-east Brazil. *Comptes Rendus De L'Academie Des Sciences Serie Iii-Sciences De La Vie-Life Sciences* 321: 319-333.
- Miller, C. & Urban, D.L. 2000. Connectivity of forest fuels and surface fire regimes. *Landscape Ecology* 15: 145-154.
- Moilanen, A. & Hanski, I. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95: 147-151.
- Mori, S.A., Boom, B.M. & Prance, G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* 33: 233-245.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58-62.

- Myers, N. & Knoll, A.H. 2001. The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 5389-5392.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nason, J.D. & Hamrick, J.L. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: Two case studies of neotropical canopy trees. *Journal of Heredity* 88: 264-276.
- Nason, J.D., Herre, E.A. & Hamrick, J.L. 1998. The breeding structure of a tropical keystone plant resource. *Nature* 391: 685-687.
- Nathan, R. & Mueller-Landau, H.C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 278-285.
- Nathan, R., Safriel, U.N. & Noy-Meir, I. 2001. Field validation and sensitivity analysis of a mechanistic model for tree seed dispersal by wind. *Ecology* 82: 374-388.
- Nepstad, D.C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. & Brooks, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- Ney-Nifle, M. & Mangel, M. 2000. Habitat loss and changes in the species-area relationship. *Conservation Biology* 14: 893-898.
- Noss, R.F. & Csuti, B. 1997. Habitat Fragmentation. In Meffe, G.K. & Carroll, C.R., eds. *Principles of conservation biology*, p. 269 - 304. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Novacek, M.J. & Cleland, E.E. 2001. The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 5466-5470.
- Oliveira-Filho, A.T., Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131: 45-66.
- Oosterhoorn, M. & Kappelle, M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge- exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* 126: 291-307.

- Pacala, S.W., Canham, C.D., Saponara, J., Silander, J.A., Kobe, R.K. & Ribbens, E. 1996. Forest models defined by field measurements - estimation, error analysis and dynamics. *Ecological Monographs* 66: 1-43.
- Pacala, S.W., Canham, C.D. & Silander, J.A. 1993. Forest models defined by field measurements .1. the design of a northeastern forest simulator. *Canadian Journal of Forest Research Journal Canadien de la Recherche Forestiere* 23: 1980-1988.
- Pacala, S.W. & Rees, M. 1998. Models suggesting field experiments to test two hypotheses explaining successional diversity. *American Naturalist* 152: 729-737.
- Pacce, M.R. 1980. A propósito da Casa do Bandeirante. *Revista do Arquivo Municipal de São Paulo* 43.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E. & Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1: 3-19.
- Peters, H.A. 2001. *Clidemia birta* invasion at the Pasoh Forest Reserve: an unexpected plant invasion in an undisturbed tropical forest. *Biotropica* 33: 60-68.
- Petrone, P. 1995. *Aldeamentos paulistas*. EDUSP, São Paulo.
- Phillips, O.L. 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 6: 291-311.
- Pimm, S.L. 1996. Lessons from a kill. *Biodiversity and Conservation* 5: 1059-1067.
- Pimm, S.L. & Raven, P. 2000. Biodiversity - Extinction by numbers. *Nature* 403: 843-845.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L. & Brooks, T.M. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347-350.
- Plotkin, J.B., Potts, M.D., Leslie, N., Manokaran, N., LaFrankie, J. & Ashton, P.S. 2000a. Species-area curves, spatial aggregation, and habitat specialization in tropical forests. *Journal of Theoretical Biology* 207: 81-99.
- Plotkin, J.B., Potts, M.D., Yu, D.W., Bunyavejchewin, S., Condit, R., Foster, R., Hubbell, S., LaFrankie, J., Manokaran, N., Seng, L.H., Sukumar, R., Nowak, M.A. & Ashton, P.S. 2000b. Predicting species diversity in tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97: 10850-10854.
- Powell, A.H. & Powell, G.V.N. 1987. Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 19: 176-179.
- Primack, R.B. 1992. Tropical community dynamics and conservation biology. *BioScience* 42: 818-821.

- Primack, R.B. & Hall, P. 1992. Biodiversity and forest change in Malaysian Borneo. *BioScience* 42: 829-837.
- Purvis, A. & Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405: 212-219.
- Pysek, P. 1995. On the terminology used in plant invasion studies. In Pysek, P., Prach, K., Rejmánek, M. & Wade, M., eds. *Plant invasions: general aspects and special problems*, p. 71-81. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Pysek, P., Prach, K., Rejmánek, M. & Wade, M. (eds.) 1995. *Plant invasions: general aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Rees, M., Condit, R., Crawley, M., Pacala, S. & Tilman, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science* 293: 650-655.
- Remmert, H. (ed.) 1991. *The mosaic-cycle concept of ecosystems*. Springer, Berlin.
- Ripa, J. & Lundberg, P. 2000. The route to extinction in variable environments. *Oikos* 90.
- Rodrigues, E. 1998. *Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil*. Tese de doutorado. Harvard University, Cambridge, Massachusetts.
- Rodriguez, S.K. 1998. *Geologia Urbana da Região Metropolitana de São Paulo*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Rossi, L. 1994. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando Salles de Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9: 1-105.
- Salis, S.M., Shepherd, G.J. & Joly, C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio* 119: 155-164.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation - a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Schnitzer, S.A. & Carson, W.P. 2001. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology* 82: 913-919.
- Scudeller, V.V., Martins, F.R. & Shepherd, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152: 185-199.
- São Paulo. 1921. *Sesmarias vol. 1, Documentos do Arquivo do Estado de São Paulo*. Departamento do Arquivo do Estado de São Paulo, São Paulo.
- Setzer, J. 1955. Os solos do município de São Paulo (Primeira parte). *Boletim Paulista de Geografia* 20: 3-30.

- _____. 1956. Os solos do município de São Paulo (Segunda parte). *Boletim Paulista de Geografia* 22: 26-54.
- Shafer, C.L. 1999. National park and reserve planning to protect biological diversity: some basic elements. *Landscape and Urban Planning* 44: 123-153.
- _____. 2001. Inter-reserve distance. *Biological Conservation* 100: 215-227.
- Soulé, M.E. (ed.) 1986. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland.
- Souza, R.P. & Válio, I.F.M. 2001. Seed size, seed germination, and seedling survival of Brazilian tropical tree species differing in successional status. *Biotropica* 33: 447-457.
- Stevens, S.M. & Husband, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1-8.
- Stouffer, P.C. & Bierregaard, R.O. 1995. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 9: 1085-1094.
- Tabanez, A.A.J., Viana, V.M. & Dias, A.S. 1997. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto em Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 57: 47-60.
- Tarifa, J.R. & Armani, G. 2000. *Unidades climáticas urbanas da Cidade de São Paulo*, São Paulo.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-572.
- Teixeira, C.V. 1998. *Florística e estrutura da borda de um fragmento florestal em São Paulo (SP)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Thiollay, J.M. 1999. Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiversity and Conservation* 8: 513-534.
- Thomas, W.W., de Carvalho, A., Amorim, A.M.A., Garrison, J. & Arbelaez, A.L. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 7: 311-322.
- Tilman, D. 1982. *Resource competition and community structure*. Princeton University Press, Princeton.
- _____. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology* 75: 2-16.
- _____. 1999. Ecology - Diversity by default. *Science* 283: 495-496.
- Tilman, D., Lehman, C.L. & Yin, C.J. 1997. Habitat destruction, dispersal, and deterministic extinction in competitive communities. *American Naturalist* 149: 407-435.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.

- Tischendorf, L. & Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Torres, R.B., Martins, F.R. & Kinoshita, L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 41-49.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: A review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Turner, I.M., Chua, K.S., Ong, J.S.Y., Soong, B.C. & Tan, H.T.W. 1996. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology* 10: 1229-1244.
- Turner, I.M. & Corlett, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 330-333.
- Turner, I.M., Tan, H.T.W., Wee, Y.C., Ibrahim, A.B., Chew, P.T. & Corlett, R.T. 1994a. A Study of Plant-Species - Extinction in Singapore - Lessons for the Conservation of Tropical Biodiversity. *Conservation Biology* 8: 705-712.
- _____ 1994b. A study of plant-species extinction in Singapore - lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology* 8: 705-712.
- Varanda, E.M. 1977. *Balanço hídrico de espécies da Mata do Butantã*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- _____ 1990. Contribuição ao estudo da anatomia foliar de espécies de mata secundária semidecídua. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 12: 101-103.
- _____ 1992. Balanço hídrico de espécies de mata secundária semidecidual - I. *Actinostemon concolor* (Spreng.) Muell. Arg. e *Sebastiania serrata* (Baill.) Muell. Arg. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 13: 11-21.
- _____ 1995. Balanço hídrico de espécies de mata secundária semidecidual - II. *Endlicheria paniculata* (Spreng.) Macbride (Lauraceae), *Protium widgrenii* Engler (Burseraceae) e *Sorocea bonplandii* (Baill.) Burger. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 14: 81-89.
- Vaz, E. 1949. *Fundamentos da história do Instituto Butantan*, São Paulo.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Victor, M.A.M. 1975. *A devastação florestal*. Sociedade Brasileira de Silvicultura, São Paulo.
- Walter, H. 1986. *Vegetação e zonas climáticas*. E.P.U, São Paulo.

- Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In Laurance, W.F. & Bierregaard Jr., R.O., eds. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, p. 3-12. University of Chicago Press, Chicago.
- Whittaker, R.J. & Jones, S.H. 1994. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. *Journal of Biogeography* 21: 245-258.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.
- Williams-Linera, G. 1990a. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. *Biotropica* 22: 235-241.
- _____. 1990b. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-373.
- Williams-Linera, G., Dominguez-Gastelu, V. & Garcia-Zurita, M.E. 1998. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* 12: 1091-1102.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.
- Wills, C. & Condit, R. 1999. Similar non-random processes maintain diversity in two tropical rainforests. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 266: 1445-1452.
- Wills, C., Condit, R., Foster, R.B. & Hubbell, S.P. 1997. Strong density- and diversity-related effects help to maintain tree species diversity in a neotropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94: 1252-1257.
- With, K.A., Gardner, R.H. & Turner, M.G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151-169.
- Young, A. & Mitchell, N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented Podocarp-broadleaf forest in New-Zealand. *Biological Conservation* 67: 63-72.
- Yu, D.W. & Wilson, H.B. 2001. The competition-colonization trade-off is dead; Long live the competition-colonization trade-off. *American Naturalist* 158: 49-63.
- Zagt, R.J. & Werger, M.J.A. 1998. Community structure and the demography of primary species in tropical rain forest. In Newbery, D.M., Prins, H.T.T. & Brown, N.D., eds. *Dynamics of tropical communities*, p. 193-219. Blackwell Science, Oxford.

Capítulo 2 - Histórico das modificações da paisagem ao redor da Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP - 1930 a 1994

Abstract

The regional context of a reserve and its historical development can help to define conservation strategies. This work describes the changes in landscape structure around the Reserve of the Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP, and land use/cover changes inside the area of the present Reserve, in the 1930 to 1994 period. Topographic maps (1930) and aerial photographs (1962, 1973, 1986, 1994) were used as information sources. The analysis shows the transformation of a rural landscape in an urban one, fully incorporated in the metropolitan area of São Paulo. As a consequence, the area covered by grasslands was reduced and the area covered by buildings increased. Forested areas declined and recovered partially afterwards. Big differences in the development of the landscape were found between the areas belonging to the Cidade Universitária and the Instituto Butantan and the areas belonging to private owners. In private owned lands, severe reduction of all vegetation cover types occurred as a result of urbanization. Roughly 40% of the area of the Reserve encompasses vegetation more than 70 years old and 22% are areas less than 27 years old, located near the edges.

Resumo

O contexto regional de uma reserva e seu desenvolvimento histórico podem auxiliar na definição de estratégias para conservação. Este trabalho descreve as modificações ocorridas na estrutura da paisagem (330 ha) ao redor da Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP (ca. 10 ha) e as modificações no uso e cobertura das terras no interior da atual Reserva no período de 1930 a 1994. Foram utilizadas cartas topográficas (1930) e fotografias aéreas (1962, 1973, 1986, 1994) como fonte de informações. A análise mostra a transformação de uma paisagem essencialmente rural em urbana, completamente integrada à mancha metropolitana de São Paulo, com conseqüente diminuição de área coberta por vegetação herbácea e aumento da área coberta por construções. As áreas florestadas sofreram declínio e posterior recuperação parcial. Houve grandes diferenças no desenvolvimento da paisagem entre as áreas pertencentes à Cidade Universitária e ao Instituto Butantan e a área pertencente a particulares. Na área de particulares ocorreu redução drástica de todos os tipos de cobertura vegetal, como conseqüência da urbanização. Cerca de 40% da área da Reserva tem vegetação com mais de 70 anos de idade, e 22% são áreas com menos de 27 anos de idade, localizadas próximo às bordas.

Introdução

A conversão de habitats é a ameaça mais importante à biodiversidade no planeta (Dobson *et al.* 1997), levando à destruição de habitats naturais e à fragmentação dos remanescentes. O reconhecimento desta ameaça aos habitats naturais leva ao que é talvez o primeiro passo na conservação biológica *in situ*, o estabelecimento de áreas protegidas ou unidades de conservação (reservas, parques, etc.).

A conservação biológica em uma reserva não se resolve definitivamente somente com o seu estabelecimento e proteção de agressões diretas pelo homem (Janzen 1986). Os impactos da conversão de habitats podem ocorrer em escala de tempo mais alongada, à medida que espécies individuais se tornam ameaçadas e finalmente vão à extinção (Dobson *et al.* 1997). Muitos destes impactos derivam da relação entre a reserva e seu exterior e dependem, assim, das condições encontradas externamente à reserva (Janzen 1986).

Recentemente, em se tratando de conservação biológica, tem se dado mais atenção à estrutura da paisagem (Lavorel *et al.* 1993, Gustafsson 1998) e seu desenvolvimento histórico (Dale *et al.* 1994, Fox *et al.* 1995, Sanchez-Azofeifa *et al.* 1999, Pascarella *et al.* 2000, Pirnat 2000, Zhang *et al.* 2000, Ochoa-Gaona 2001), devido a sua importância na estimativa de impactos da destruição de habitats e fragmentação sobre a diversidade biológica (Steininger *et al.* 2001). A estrutura da paisagem, uma vez conhecida, pode ser utilizada, por exemplo, na previsão de dinâmica (meta)populacional, dependendo das características da espécie (Moilanen & Hanski 1998, Hanski 1999, Hanski & Ovaskainen 2000). Mapas de paisagens criados com sistemas de informação geográfica (SIGs) podem servir de base para modelos de simulação cruciais para o desenvolvimento de estratégias de manejo em resposta a mudanças no uso regional das terras e processos de mudanças globais (Dunning *et al.* 1995).

Boa parte dos efeitos da existência em manchas florestal sofre *time-lag*, afetando as comunidades aí existentes apenas décadas depois da ocorrência de fragmentação (Turner *et al.* 1994, Brooks *et al.* 1999). A riqueza da comunidade de árvores mais velhas, por exemplo, pode apresentar pouca relação com a estrutura da paisagem atual, enquanto esta relação é mais evidente com as árvores mais jovens (Metzger 1998). Como consequência, informações sobre a estrutura pretérita da paisagem e suas modificações ao longo do tempo também são importantes do ponto de vista da conservação.

A abordagem regional e histórica é especialmente importante no caso de pequenas áreas protegidas em paisagens altamente fragmentadas, como é o caso da Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), em São Paulo, SP, objeto deste estudo.

De forma geral, a dinâmica de paisagens antropizadas pode ser interpretada basicamente como resultado de processos decorrentes de ação humana, como perturbações de diversos tipos (destruição de habitat, corte periódico da vegetação, utilização de fogo) e abandono, permitindo a regeneração natural da vegetação (Chatelain *et al.* 1996, Dobson *et al.* 1997, Foster *et al.* 1998). As perturbações a que são submetidos os ecossistemas são fatores importantes na definição da composição e estrutura da comunidade, e devem ser levadas em conta ao se realizar seu manejo para fins de conservação (Attiwill 1994, Dale *et al.* 1998). No caso específico da Reserva da CUASO, as modificações no uso e cobertura das terras ao longo do tempo, na área atualmente ocupada pela Reserva, certamente têm influência sobre a vegetação atualmente encontrada no local. Rossi (1994) notou a existência, no interior da Reserva, de um “mosaico de áreas em diversos estádios de degradação e regeneração”, determinando heterogeneidade na comunidade arbóreo-arbustiva.

O presente trabalho descreve as modificações ocorridas, ao longo das últimas décadas, na estrutura da paisagem na região ao redor da Reserva da CUASO, assim como as modificações históricas no uso e cobertura das terras na área atualmente ocupada pela Reserva da CUASO.

Materiais e Métodos

A área analisada está localizada no Bairro do Butantã, região oeste do Município de São Paulo. É delimitada por um retângulo de 2200 m por 1500 m (totalizando 330 hectares), entre as coordenadas UTM (Zona 23K) 322450 e 324650 E, 7393500 e 7392000 N. Esta área compreende parte da atual Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO) (218,2 ha) e a quase totalidade do terreno atual do Instituto Butantan (58,9 ha), além de uma área pertencente a particulares (52,9 ha). A Reserva da CUASO, uma área de cerca de 10 ha, colocada sob proteção em 1973, se situa aproximadamente no centro da área analisada.

Cartas topográficas e fotografias aéreas produzidas em diferentes datas foram utilizadas como fonte de informações sobre cobertura e uso das terras na área de estudo. Estas cobrem o período de 1930 a 1994. A fonte de informações mais antiga utilizada foi a carta topográfica produzida pela empresa SARA BRASIL S.A. (1930, escala 1:5000, folhas 34, 35 e 48), realizada com base em levantamento aerofotogramétrico (infelizmente, as próprias fotografias não estão disponíveis). Esta carta indica edificações, assim como áreas cobertas por mata, capoeira e jardins.

A carta topográfica reproduzida por Joly (1950), produzida em 1945, forneceu informações sobre parte da área estudada, aquela situada dentro dos terrenos da futura Cidade Universitária de então. Foram também utilizadas as seguintes fotografias aéreas,

todas em preto e branco: ano 1954, escala 1:25000; ano 1962, escala 1:25000; ano 1973, escala 1:8000 (necessárias duas fotografias para cobrir toda a área analisada); ano 1986, escala 1:10000 (duas fotografias); ano 1994, escala 1:25000.

Cartas topográficas e fotografias aéreas foram digitalizadas em *scanner* (tons de cinza, resolução de 300 pontos por polegada) e georeferenciadas no programa ER Mapper, utilizando como mapa-base carta topográfica da EMPLASA (Empresa Metropolitana de Planejamento da Grande São Paulo S. A.) (Sistema Cartográfico Metropolitano, escala 1:10000, folha 3313 - Pinheiros), também previamente digitalizada em *scanner*.

Para cada uma das datas (1930, 1945, 1962, 1973, 1986 e 1994), a área de análise foi dividida em polígonos, segundo seu uso/cobertura das terras (fotointerpretação). Para tanto, foram definidas oito classes de uso/cobertura das terras (UCT). Na fotointerpretação, manchas ou faixas com largura < 10 m foram ignoradas, e incorporadas na classe de UCT dominante localmente. As classes de UCT utilizadas são descritas a seguir:

- Área urbana: prédios, casas, asfalto, ou outras construções que impermeabilizam o solo
- Solo nu: áreas com solo exposto, normalmente por ação de máquinas, na preparação do terreno para construção (terraplanagem)
- Ajardinamento: áreas de vegetação cultivada artificialmente, contendo elementos lenhosos (arbustivos e arbóreos). Além de praças e jardins ornamentais, esta classe também inclui cultivos de lenhosas, como pomares. Exclui reflorestamento com *Eucalyptus* sp. (vide abaixo)
- Água: represas, lagos e rios
- Vegetação herbácea: área coberta por vegetação herbácea, essencialmente sem elementos lenhosos, seja ela nativa (campos, brejos) ou introduzida (capinzais, gramados), natural ou cultivada, com plantas nativas ou exóticas
- Bosque de eucalipto: área de plantio denso e homogêneo (“reflorestamento”) de *Eucalyptus* sp., com dossel composto uniformemente por espécie do gênero, independente da composição do sub-bosque
- Capoeira: floresta secundária, ainda não plenamente desenvolvida estruturalmente; copas das árvores pequenas e uniformes
- Mata: vegetação de fisionomia florestal de porte alto, copas das árvores heterogêneas, algumas de grande porte

A classificação de UCT apresentada acima foi definida de forma a descrever a paisagem do ponto de vista da fisionomia dos tipos de UCT que a compõem.

Os limites entre classes de UCT foram digitalizados diretamente na tela, sobre os mapas e fotografias digitalizados e georeferenciados. Digitalização e posterior análise dos dados foi feita utilizando o programa ArcView 3.1 para Windows NT.

Os mesmos materiais gráficos (fotografias e cartas) e ferramentas foram utilizados para se realizar a delimitação dos limites da mancha de mata correspondente à atual Reserva da CUASO, em cada um dos anos para os quais havia informação., foi realizada através dos mesmos métodos e ferramentas, apenas com escaneamento em maior resolução e georeferenciamento cuidadoso apenas da área de interesse.

Resultados

Modificações na paisagem

Na paisagem mais antiga analisada (1930), 70,9% da área analisada eram cobertos, provavelmente, por vegetação herbácea (áreas não indicadas como cobertas por mata, capoeira, jardins ou área urbana na carta da SARA). Esta classe de UCT formava nitidamente a matriz da paisagem, contendo manchas de capoeira (18,3% da área), mata (5,7%) e pequenas manchas de área urbana e ajardinamento, correspondendo às instalações (prédios e jardins) do Instituto Butantan (Figura 4). Também havia uma mancha de bosque de eucalipto adjacente às instalações do Instituto, cobrindo 2,7% da área total.

Entre 1930 e 1962, ocorreram grandes mudanças na paisagem. Sessenta e sete por cento da área de vegetação herbácea foi convertida em outras classes de UCT, especialmente solo nu (39,3%), ajardinamento (11,1%) e área urbana (10,3%) (Tabela 1). Também ocorreu grande destruição de habitats florestais naturais (mata e capoeira) no período.

Apenas 14,1% das áreas de capoeira em 1930 se transformaram em mata no período, enquanto outros 82,4% foram convertidos em outras classes de UCT, principalmente área urbana (33,9%), vegetação herbácea (18,5%), ajardinamento (14,1%) e solo nu (12,9%). Com isso as manchas de capoeira existentes em 1930 diminuíram muito, tanto em número quanto em tamanho. Apenas 4,9% da área de mata existente em 1930 se mantinham como tal em 1962. O restante foi convertido em outras classes de UCT, principalmente de vegetação herbácea (41,7%), solo nu (27,5%) e área urbana (11,0%) (Tabela 1). Enquanto isso, apenas muito pouco de outras classes de UCT foi convertido em capoeira ou mata.

Figura 4. Estrutura da paisagem no bairro do Butantã, São Paulo, SP, em 1930 (a partir da carta topográfica da SARA Brasil) e em 1962 (a partir de fotografias aéreas). Coordenadas UTM (zona 23K).

Tabela 1. Matrizes de transição Conversão das áreas ocupadas por cada uma das classes de uso e cobertura das terras (em % do total da área ocupada em 1930)

1930	1962							
	área urbana	solo nu	ajardinamento	água	herbácea	eucalipto	capoeira	mata
área urbana	87.4	0.0	8.4	0.0	2.1	0.0	0.0	2.1
solo nu	-	-	-	-	-	-	-	-
ajardinamento	10.5	0.0	84.8	0.0	0.0	0.0	0.0	4.6
água	0.0	63.9	8.5	0.0	26.2	1.4	0.0	0.0
herbácea	10.3	39.3	11.1	0.0	33.0	3.9	1.2	1.3
eucalipto	1.3	0.0	11.4	0.0	0.0	87.3	0.0	0.0
capoeira	33.9	12.9	14.1	0.0	18.5	2.9	3.5	14.1
mata	11.0	27.5	7.2	0.0	41.7	0.9	6.8	4.9

1962	1973							
	área urbana	solo nu	ajardinamento	água	herbácea	eucalipto	capoeira	mata
área urbana	99.1	0.5	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
solo nu	20.1	28.4	16.1	0.0	33.7	0.8	0.3	0.6
ajardinamento	5.3	5.4	57.6	0.0	13.0	4.4	5.6	8.7
água	-	-	-	-	-	-	-	-
herbácea	7.4	27.5	5.1	0.3	56.1	0.1	3.3	0.2
eucalipto	2.0	0.3	1.7	0.0	5.1	90.9	0.0	0.0
capoeira	2.0	7.0	0.0	0.0	13.6	0.0	62.1	15.3
mata	0.2	1.0	0.4	0.0	2.8	0.0	4.0	91.6

1973	1986							
	área urbana	solo nu	ajardinamento	água	herbácea	eucalipto	capoeira	mata
área urbana	97.7	0.7	0.8	0.0	0.3	0.0	0.5	0.1
solo nu	43.1	3.6	15.7	0.0	33.4	0.8	2.1	1.3
ajardinamento	8.4	1.6	61.5	0.2	5.0	2.0	1.6	19.7
água	0.0	0.0	0.0	70.9	4.1	0.0	0.0	25.0
herbácea	17.1	1.6	25.8	0.7	40.1	1.0	11.6	2.1
eucalipto	0.0	0.1	2.3	0.0	3.5	93.8	0.2	0.1
capoeira	3.3	2.9	6.7	0.0	4.2	0.4	33.1	49.4
mata	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	1.2	98.6

1986	1994							
	área urbana	solo nu	ajardinamento	água	herbácea	eucalipto	capoeira	mata
área urbana	99.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
solo nu	17.1	56.9	9.5	0.0	16.5	0.0	0.0	0.0
ajardinamento	1.9	1.3	95.3	0.0	0.7	0.1	0.4	0.3
água	0.0	37.0	4.9	54.4	3.8	0.0	0.0	0.0
herbácea	13.5	9.2	17.1	0.0	57.4	0.7	2.1	0.1
eucalipto	4.1	0.0	0.4	0.0	0.0	95.6	0.0	0.0
capoeira	7.9	3.2	4.0	0.0	18.3	0.0	65.5	1.1
mata	0.2	0.5	2.1	0.0	0.0	0.3	0.0	96.9

Figura 5. Modificações na porcentagem de cobertura de cada classe de uso/cobertura das terras ao longo do tempo, na paisagem total analisada (330 ha) no bairro do Butantã, São Paulo, SP.

Estes processos de conversão resultaram, no período 1930-1962, em uma drástica diminuição da área coberta por vegetação herbácea e por capoeira, e um aumento pronunciado da proporção de área coberta por ajardinamento, área urbana e, principalmente, solo nu (Figura 5). Como resultado, a paisagem apresentava, em 1962, a maior parte da área coberta por solo nu (32,1%), além de 29,3% de vegetação herbácea, 15,3% de área urbana, 11,9% de ajardinamento, 5,7% de bosque de eucalipto, 3,8% de mata e 1,9% de capoeira (Figura 4).

De 1962 a 1973, 71,6% da área de solo nu foi convertida em outras classes de UCT, principalmente vegetação herbácea (33,7%), área urbana (20,1%) e ajardinamento (16,1%). Vegetação herbácea foi convertida principalmente em solo nu (27,5%). Área urbana, bosque de eucalipto e mata praticamente não foram convertidos em outras classes de UCT, permanecendo com respectivamente 99,1%, 90,9% e 91,6% de sua área em 1962 sem transformação. Quarenta e dois por cento da área de ajardinamento foi transformada em outras classes, principalmente vegetação herbácea (13%). A área de capoeira permaneceu com 62,1% inalterados, com 15,3% sendo transformados em mata e 13,6% em vegetação herbácea (Tabela 1).

Com isto, ocorreu, no período 1962-1973, uma diminuição importante da área de solo nu, e um aumento da área de todas as outras classes de UCT, em especial a de área urbana. Esta aumentou em taxa ainda maior que no período anterior, chegando a cobrir 24,6% da paisagem. Em 1973, vegetação herbácea cobria 29,5% da paisagem, voltando a ser a classe mais abundante, solo nu cobria 18,1%, ajardinamento, 13,7 %, eucalipto, 6,0%, mata, 5,0% e capoeira, 3,0% (Figura 5, Figura 6).

Entre 1973 e 1986, a classe de UCT com maior porcentagem de conversão em outras classes continuou a ser a de solo nu. Somente 3,6% da área de solo nu em 1973 continuaram nesta mesma classe em 1986, com 43,1% sendo transformados em área urbana, 33,4% em vegetação herbácea e 15,7% em ajardinamento. Áreas de vegetação herbácea foram convertidas principalmente em ajardinamento (25,8%) e área urbana (17,1%). Áreas de capoeira transformaram-se, na maior parte (49,4%), em mata. Áreas de ajardinamento também se transformaram, em boa parte (19,7%), em mata. Assim como no período anterior, área urbana, bosque de eucalipto e mata praticamente não foram convertidos em outras classes de UCT, permanecendo com respectivamente 97,7%, 93,8% e 98,6% de sua área em 1973 sem transformação (Tabela 1).

Com as conversões ocorridas, a proporção da paisagem coberta por solo nu diminuiu ainda mais, chegando a 1,6%, maior apenas que a proporção coberta por água. Também diminuiu a porcentagem coberta por vegetação herbácea, para 19,0%. As classes ajardinamento e área urbana aumentaram sua porcentagem de cobertura, para 19,4% e 38,1% da paisagem total, respectivamente. Com isso, a área urbana passou a ser a classe de UCT mais abundante na paisagem. Capoeira e mata também tiveram sua porcentagem de cobertura aumentada, para 5,2% e 10,1% (Figura 5, Figura 6).

De 1986 a 1994, ocorreu relativamente pouca conversão entre classes de UCT. Solo nu foi a classe que sofreu maior conversão em outras classes: 17,1% em área urbana, 16,5% em vegetação herbácea e 9,5% em ajardinamento.

Vegetação herbácea foi convertida principalmente em ajardinamento (17,1%), área urbana (13,5%) e solo nu (9,2%). Capoeira foi convertida principalmente em vegetação herbácea (18,3%) e área urbana (7,9%). Área urbana, ajardinamento, eucalipto e mata sofreram conversão de menos de 5% em outras classes (1%, 4,7%, 4,4% e 3,1%, respectivamente) (Tabela 1).

Figura 6. Estrutura da paisagem no bairro do Butantã, São Paulo, SP, em 1973 e 1986 (a partir de fotografias aéreas). Coordenadas UTM (zona 23K).

Figura 7. Estrutura da paisagem no bairro do Butantã, São Paulo, SP, em 1994 (a partir de fotografias aéreas). Coordenadas UTM (zona 23K).

Figura 8. Modificações na porcentagem de cobertura de cada classe de uso/cobertura das terras ao longo do tempo, na área da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" (CUASO) (218,2 ha), do Instituto Butantan (58,9 ha) e na área pertencente a particulares (52,9 ha). Bairro do Butantã, São Paulo, SP.

Conseqüentemente, a área de vegetação herbácea diminuiu ainda mais de 1986 para 1994, chegando ao nível mais baixo na série histórica analisada: 12,3% da paisagem. As superfícies cobertas por capoeira e mata também diminuíram um pouco neste período, pela primeira vez desde 1962, passando a ocupar, respectivamente, 3,9% e 9,9% da paisagem. Área urbana, ajardinamento e solo nu se expandiram no período, chegando a 41,6%, 22,7% e 3,3% da paisagem, respectivamente (Figura 5, Figura 7).

Uma análise, em separado, das três áreas sob diferentes status institucionais na paisagem de estudo (CUASO, Instituto Butantan e áreas pertencentes a particulares) revela a existência de grandes diferenças entre os processos de modificação da paisagem, especialmente no que se refere a áreas de capoeira e mata (Figura 8). Na área de particulares, capoeiras e matas desapareceram completamente entre 1930 e 1962 (com sua cobertura passando respectivamente de 43,7% a 0,5% e de 12,0% a 0%), justamente na região mais florestada dentro da paisagem analisada, em 1930. Na CUASO e no Instituto Butantan, embora também tenha havido uma redução expressiva da área coberta por capoeira e mata entre 1930 e 1962, houve, nas décadas seguintes, uma recuperação dessas áreas com florestas naturais, inclusive com aumento da cobertura de mata, mesmo em relação a 1930. Nas áreas de particulares, não ocorreu nenhuma recuperação expressiva de áreas de florestas naturais.

A Figura 9 apresenta a evolução da diversidade da paisagem, medida através do índice de Shannon (H'). Na paisagem como um todo, nota-se um aumento da diversidade entre 1930 e 1973, com a diminuição gradativa da dominância da classe de vegetação herbácea. A partir de 1973, há uma pequena diminuição da diversidade, ocorrendo em conjunto com uma certa dominância da área urbana na paisagem. CUASO e Instituto Butantan apresentaram evoluções de diversidade de paisagem não essencialmente diferentes deste padrão geral, ainda que a taxa de aumento de H' nas primeiras décadas tenha sido bem maior na CUASO do que no Instituto Butantan, devido principalmente às diferenças entre as duas regiões em 1930, quando a CUASO apresentava uma dominância muito nítida de vegetação herbácea, enquanto a área do Instituto Butantan já apresentava uma paisagem bem diversificada (Figura 8).

Figura 9. Modificações na diversidade H' de classes de uso/cobertura das terras ao longo do tempo, na paisagem total analisada, na área da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), do Instituto Butantan e na área pertencente a particulares. Bairro do Butantã, São Paulo, SP.

A mancha de mata da Reserva da CUASO

Ao longo do tempo, ocorreram mudanças consideráveis na forma da mancha florestal que corresponde à atual Reserva da CUASO, embora ela sempre tenha existido durante o período (1930-1994) e seu centro geográfico tenha se mantido sempre aproximadamente no mesmo ponto (Figura 10A). Essas mudanças na forma foram basicamente promovidas por perturbações a partir de suas bordas, com subsequente regeneração, natural ou incentivada pelo homem através de plantio.

A delimitação da mancha florestal nos diversos anos permitiu a identificação, no interior da área da atual Reserva da CUASO, de áreas com diferentes idades da vegetação (Figura 10B). É possível reconhecer, basicamente, uma região central mais antiga, e áreas mais recentes em direção à periferia da Reserva. Existem grandes diferenças entre o tamanho das superfícies com diferentes idades de vegetação (Figura 11). A área mais antiga, que já era coberta por capoeira em 1930 e manteve cobertura arbórea até os dias atuais, ocupa 4 ha.

Figura 10. A: Modificações, ao longo do tempo, na mancha florestal correspondente à atual Reserva da CUASO. A linha de 2000 corresponde à área (cercada) da Reserva. B: idades sucessionais da vegetação no interior da Reserva, derivadas de A.

Figura 11. Áreas ocupadas por vegetação com diferentes idades (tempos após a última perturbação drástica) na Reserva da CUASO (áreas de eucalipto e lago no norte da Reserva não são consideradas).

Isto corresponde a 45% da área da Reserva, descontando-se a área do lago e uma área de dossel constituído completamente por *Eucalyptus* sp., ao norte da Reserva (área em azul na Figura 10). Superfícies relativamente grandes são ocupadas pela área com idade entre 38 e 55 anos (2,03 ha, 22,9%) e pela área com idade de menos de 27 anos (1,94 ha, 21,9%). As áreas com idades entre 55 e 70 anos e entre 27 e 38 anos ocupam superfície relativamente pequena, com menos de 0,5 ha cada uma (Figura 11).

As perturbações que deram origem a essas áreas com diferentes idades, não foram, porém, sempre do mesmo tipo ao longo do tempo, como demonstrado por uma análise dos arredores imediatos da mancha florestal ao longo do tempo. Em 1930, a mancha era completamente cercada e separada de outras manchas florestais por áreas de vegetação herbácea (Figura 4). Em 1962, muitos dos limites da mancha de mata eram com áreas de solo nu, especialmente a leste, além de vegetação herbácea, ajardinamento e eucaliptal. Em 1973, com a transformação das áreas de solo nu ao redor, grande parte dos limites passaram a ser feitos com áreas de ajardinamento, vegetação herbácea e eucalipto. Em 1986, áreas construídas (urbanas) também passaram a fazer limite, e uma pequena região de contato com outra área de mata (surgida a partir da sucessão ecológica em áreas anteriormente ajardinadas) também passou a existir. Em 1994, estas mesmas classes de UCT faziam limite com a Reserva, porém muitos dos limites com áreas de vegetação herbácea foram substituídos por áreas ajardinadas.

Em 1930, a mancha de capoeira correspondente à atual Reserva estava ligada à maioria da área florestada da paisagem, em outras manchas florestais, por distâncias menores que 50 m (Figura 4). Estas manchas de floresta eram separadas por áreas de vegetação herbácea. Já em 1945, não havia na área então pertencente à Cidade Universitária nenhuma outra mancha florestal além daquela correspondente à Reserva. Em 1962, concomitantemente com a drástica diminuição de área florestada, a mancha da Reserva passou a estar a mais de 150 m da mancha florestal mais próxima (na área do Instituto Butantan) com as duas manchas separadas principalmente por solo nu. De modo geral, as (poucas) manchas florestadas na paisagem estavam separadas umas das outras por distâncias de mais de 100 m. A partir deste ano, nenhum movimento em linha reta entre a mancha da Reserva e outras manchas florestais podia ser realizado sem atravessar mais de um tipo de UCT. O isolamento espacial (distância de outras manchas) da Reserva não diminuiu em 1973, assim como as distâncias entre as manchas em geral. As áreas de separação entre a Reserva e as manchas florestais mais próximas, porém, provavelmente estavam mais propícios à movimentação entre manchas, com boa parte ocupada por manchas de

ajardinamento. Em 1986, com a transformação em mata de áreas de ajardinamento contíguas à Reserva, esta passou a ter continuidade espacial direta com o que antes era outra mancha, a oeste. Esta situação continuou em 1994. No entanto, esta mancha expandida continuou separada de outras manchas florestais por distâncias superiores a 100 m. Entre 1986 e 1994 estas áreas de separação se transformaram, em parte, de vegetação herbácea em área ajardinada.

Discussão

Em pouco mais de 60 anos, ocorreu uma transformação completa da paisagem na região estudada. A região foi convertida de área essencialmente rural, em 1930, em região urbana, completamente integrada à mancha metropolitana de São Paulo, em 1994.

A região estudada aqui era provavelmente completamente coberta por florestas, em seu estado original, antes da colonização européia (Joly 1950, Capítulo 1). Em 1930, 24% eram cobertos por formações florestais (18,3% por capoeira e 5,7% por mata). Na mesma época, a cobertura florestal no Estado de São Paulo como um todo estava em 39,6% da área de cobertura original, conforme estimado a partir dos dados de Victor (1975), um valor consideravelmente maior. Isto é explicado pelo histórico de perturbações nos séculos anteriores, fruto da proximidade da região com São Paulo e Pinheiros, dois dos núcleos de habitação européia mais antigos no Brasil (Capítulo 1).

A paisagem encontrada em 1930 era, aparentemente, muito parecida com a que existiu na região pelo menos desde meados do século XVIII (Capítulo 1): uma matriz de vegetação herbácea pontuada com manchas florestais, em diversos tamanhos, formatos e estágios sucessionais.

A partir de 1930, os padrões de modificação da paisagem encontrados podem ser diretamente associados ao desenvolvimento urbano da região (Capítulo 1). É importante que uma interpretação nesse sentido leve em conta as grandes diferenças observadas entre as áreas institucionais (Cidade Universitária e Instituto Butantan) e as áreas de particulares. Diferenças na dinâmica de modificação da paisagem de regiões sob diferentes status administrativos, como observado aqui, também já foram descritas em outros trabalhos (Sanchez-Azofeifa *et al.* 1999). De certa forma, a transformação da paisagem ocorrida nas áreas institucionais é atípica do ponto de vista da transformação da paisagem causada pelo processo de urbanização no restante da metrópole paulistana. Neste sentido, as áreas pertencentes a particulares ilustram melhor as tendências históricas do restante da mancha urbana: crescimento constante e de alta velocidade da área coberta por construções, assim como drástica diminuição de todas as formas de cobertura vegetal; áreas de solo nu,

usualmente associadas ao processo de construção, com um pico no período de mais intensa atividade de construção, depois diminuindo, com a ocupação cada vez maior dos espaços por zona urbana. A tendência de diminuição da diversidade (H') da paisagem nesta região também ilustra a dominância cada vez maior das áreas urbanizadas.

Já nas áreas ocupadas pela Cidade Universitária e pelo Instituto Butantan, responsáveis pela maior parte da paisagem analisada, o desenvolvimento histórico se deu de forma diferente e, em geral, mais favorável à manutenção da diversidade arbórea, especialmente em épocas mais recentes. O período de maior modificação da paisagem, entre 1930 e 1962, foi aquele em que começou a ser instalada a Cidade Universitária (Capítulo 1). Os trabalhos de construção de prédios e ruas, aliados às constantes modificações ocorridas nos projetos arquitetônicos e urbanísticos para a CUASO (Campos 1954, Marques 1998), foram largamente responsáveis pela transformação de vastas áreas de campos em áreas de solo nu. Depois dessa fase inicial, caracterizada também pela destruição de fragmentos florestais, desenvolveu-se, ao longo das décadas, uma paisagem mais propícia para a manutenção de (meta)populações de árvores. Entre as características que a tornam mais favorável do ponto de vista da conservação estão a manutenção de uma quantidade relativamente grande de superfícies florestadas, separadas por áreas com uma proporção considerável de áreas ajardinadas. Espera-se que estas permitam maior movimentação de aves do que grandes áreas sem árvores, que tendem a ser habitadas por aves pobres e restringir a dispersão de aves (Mortberg 2001). Aves são vetores de dispersão de sementes de grande número de espécies de árvores.

Ainda assim, a paisagem atual provavelmente não é capaz de sustentar, no longo prazo, espécies arbóreas de baixa densidade, com populações abaixo do tamanho mínimo viável da população em pequenas manchas florestais, e para as quais distâncias de mais de 100 m entre fragmentos não permitem movimento entre as manchas existentes. Neste sentido, algumas ações de manejo poderiam ser realizadas, no nível da paisagem, para facilitar o movimento entre manchas florestais. Estas seriam principalmente o estabelecimento de novas áreas de floresta entre as já existentes. A transformação de áreas ajardinadas em áreas de floresta, através do plantio de espécies arbóreas nativas e proteção de perturbações antrópicas (corte de vegetação, pisoteamento, movimento de terras, fogo), provavelmente seria a maneira mais simples de se obter tais novas manchas florestais.

As análises realizadas sobre as modificações ocorridas no interior da atual Reserva da CUASO permitiram descrever objetivamente o “mosaico de áreas em diversos estádios de degradação e regeneração” percebido subjetivamente por Rossi (1994). O padrão geral

observado, de áreas de idade mais recente localizadas em suas áreas mais externas, é provavelmente compartilhado com muitas outras manchas de vegetação em área urbana, devido à maior probabilidade de perturbações antrópicas (derrubada da mata, movimentos de terra e fogo provocado) se iniciarem na borda da mancha e daí se estenderem em direção ao interior. Eventos subsequentes de perturbação e abandono a partir da borda levaram, na Reserva, ao mosaico de idades da vegetação encontrado. No caso específico da Reserva, uma consequência importante desse padrão de áreas mais novas em suas regiões mais externas é seu potencial de *confounding* com outras variáveis de distribuição espacial similar, para efeito de explicação dos padrões espaciais atuais da vegetação (vide capítulos seguintes). Efeitos de borda abióticos, umidade do solo (devido à distância do riacho que corre no interior da Reserva) e características topográficas como elevação e declividade são algumas dessas variáveis explicativas alternativas.

Referências bibliográficas

- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems - the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L. & Oyugi, J.O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13: 1140-1150.
- Campos, E.S. 1954. *Cidade Universitária da Universidade de São Paulo: aspectos gerais do planejamento e execução*. Comissão da Cidade Universitária da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Chatelain, C., Gautier, L. & Spichiger, R. 1996. A recent history of forest fragmentation in southwestern Ivory Coast. *Biodiversity and Conservation* 5: 37-53.
- Dale, V.H., Lugo, A.E., MacMahon, J.A. & Pickett, S.T.A. 1998. Ecosystem management in the context of large, infrequent disturbances. *Ecosystems* 1: 546-557.
- Dale, V.H., Pearson, S.M., Offerman, H.L. & O'Neill, R.V. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8: 1027-1036.
- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. & Baker, A.J.M. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515-522.
- Dunning, J.B., Stewart, D.J., Danielson, B.J., Noon, B.R., Root, T.L., Lamberson, R.H. & Stevens, E.E. 1995. Spatially explicit population-models - current forms and future uses. *Ecological Applications* 5: 3-11.
- Foster, D.R., Motzkin, G. & Slater, B. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: Regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems* 1: 96-119.

- Fox, J., Krummel, J., Yarnasarn, S., Ekasingh, M. & Podger, N. 1995. Land-use and landscape dynamics in Northern Thailand - assessing change in 3 upland watersheds. *Ambio* 24: 328-334.
- Gustafsson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Hanski, I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87: 209-219.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404: 755-758.
- Janzen, D.H. 1986. The eternal external threat. In Soulé, M.E., ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, p. 286-303. Sinauer, Sunderland.
- Joly, A.B. 1950. Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 8: 5-68.
- Lavorel, S., Gardner, R.H. & O'Neill, R.V. 1993. Analysis of patterns in hierarchically structured landscapes. *Oikos* 67: 521-528.
- Marques, V.A.A.M. 1998. *A inserção do campus da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" na malha urbana da cidade de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Metzger, J.P. 1998. Landscape structure changes and species richness in forest fragments of south-east Brazil. *Comptes Rendus De L'Academie Des Sciences Serie Iii-Sciences De La Vie-Life Sciences* 321: 319-333.
- Moilanen, A. & Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics: Effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79: 2503-2515.
- Mortberg, U.M. 2001. Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. *Landscape Ecology* 16: 193-203.
- Ochoa-Gaona, S. 2001. Traditional land-use systems and patterns of forest fragmentation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 27: 571-586.
- Pascarella, J.B., Aide, T.M., Serrano, M.I. & Zimmerman, J.K. 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems* 3: 217-228.
- Pirnat, J. 2000. Conservation and management of forest patches and corridors in suburban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 52: 135-143.
- Rossi, L. 1994. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando Salles de Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9: 1-105.

- Sanchez-Azofeifa, G.A., Quesada-Mateo, C., Gonzalez-Quesada, P., Dayanandan, S. & Bawa, K.S. 1999. Protected areas and conservation of biodiversity in the tropics. *Conservation Biology* 13: 407-411.
- Steininger, M.K., Tucker, C.J., Townshend, J.R.G., Killeen, T.J., Desch, A., Bell, V. & Ersts, P. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environmental Conservation* 28: 127-134.
- Turner, I.M., Tan, H.T.W., Wee, Y.C., Ibrahim, A.B., Chew, P.T. & Corlett, R.T. 1994. A study of plant-species extinction in Singapore - lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology* 8: 705-712.
- Victor, M.A.M. 1975. *A devastaco florestal*. Sociedade Brasileira de Silvicultura, São Paulo.
- Zhang, Q.F., Pregitzer, K.S. & Reed, D.D. 2000. Historical changes in the forests of the Luce District of the Upper Peninsula of Michigan. *American Midland Naturalist* 143: 94-110.

Capítulo 3 - Florística, estrutura e variações espaciais da comunidade arbórea na Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”

Abstract

This work describes the structure and composition of the tree community in the Reserve of the Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), São Paulo, SP, and its internal spatial variation in relation to distance to edge and the differences between areas with different vegetation ages. We mapped, measured the dbh and identified all 1157 trees with dbh > 25 cm in 8.58 ha (Area 1, the total area of the Reserve excluding the lake and a 1.5 ha-area dominated by *Eucalyptus* sp.) and all 1270 trees with dbh > 9.5 cm in 2 ha (Area 2) in the Reserve. Area 1 and Area 2 were each divided in two sections, one of them older (a, vegetation more than 38 years old) and the other younger (r, less than 38 years old), according to aerial photograph analyses. In Area 1 we found 91 species (10.9% being exotic) and a Shannon index H' of 3.34 nats/ind., with 33.7% of the species being represented by only one individual. Exotic species and introduced natives were generally restricted to the regions near the edge, with the exception of *Archontophoenix cunninghamiana*. Total density, total basal area and species richness were higher in Area 1a than in Area 1r. There was also a big difference in species composition between Area 1a and Area 1r. No place inside the Reserve is more than 110 m away from the edge, due to the size and shape of the Reserve. Correspondence analyses showed important variation of the community (dbh > 25 cm) with distance to the edge up to 50 m, but suggest that age of vegetation is more important in defining the composition of the community. In Area 2 we found 103 species (10.7% exotic) and $H' = 3.54$ nats/ind. The results confirm the low tree diversity in the Reserve in comparison with other forests in the Paulistano Plateau, but show a higher proportion of rare species than formerly found in the Reserve. We suggest the enrichment of the tree flora of the Reserve by the introduction of native species.

Resumo

Este trabalho descreve a composição e estrutura da comunidade arbórea na Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), São Paulo, SP, e suas variações espaciais internas, com relação à distância da borda e a diferenças entre áreas com diferentes idades da vegetação. Foi realizado o mapeamento, medição de DAP e identificação de todas as 1157 árvores com DAP > 25 cm em 8,58 ha (Área 1, a área total da Reserva com exceção do lago e uma porção de 1,5 ha dominada por *Eucalyptus* sp.) e de todas as 1270 árvores com DAP > 9,5 cm em 2 ha (Área 2) no interior da Reserva. Área 1 e Área 2 foram divididas cada uma em duas porções, uma mais antiga (a, mais de 38 anos de idade da vegetação) e outra mais recente (r, menos de 38 anos) de acordo com

análise de fotografias aéreas. Na Área 1 foram encontradas 91 espécies (10,9% exóticas) e índice de Shannon $H' = 3,34$ nats/ind., com 33,7% das espécies sendo representadas por apenas um indivíduo. Espécies exóticas e nativas introduzidas estão, em geral, restritas às porções próximas à borda, com exceção de *Archontophoenix cunninghamiana*. Densidade total, área basal total e riqueza de espécies foram maiores na Área 1a do que na Área 1r. A diferença na composição de espécies entre Área 1a e Área 1r também foi grande. Não existem áreas na Reserva a mais de 110 m de distância da borda, devido ao seu tamanho e formato. Análises de correspondência mostram variação importante na comunidade ($DAP > 25$ cm) com a distância da borda até cerca de 50 m, mas sugerem maior importância da idade da vegetação na determinação da composição da comunidade. Na Área 2, foram encontradas 103 espécies (10,7% exóticas) e $H' = 3,54$ nats/ind. Os resultados confirmam a baixa diversidade arbórea da Reserva em comparação com outros trechos de mata no Planalto Paulistano, mas mostram uma proporção de espécies raras maior do que os anteriormente obtidos na Reserva. Sugere-se o enriquecimento da flora arbórea da Reserva através da introdução de espécies nativas.

Introdução

As árvores formam a estrutura básica de uma floresta, respondendo pela maior parte de sua biomassa, estabelecendo condições ambientais para o estabelecimento de outras formas de vida vegetais e oferecendo recursos alimentares e abrigo para a fauna. Isto torna esta forma de vida especialmente adequada para análises das variações existentes em determinada área de floresta.

Embora o trecho de mata que hoje em dia corresponde à Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO) tenha estado literalmente ao lado do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo desde que este se instalou na Cidade Universitária, no início da década de 1950, as análises quantitativas de sua vegetação arbórea foram relativamente poucas e recentes (a partir da década de 90), além de restritas espacialmente (Cersósimo 1993, Gorresio-Roizman 1993, Teixeira 1998, Dislich *et al.* 2001). Isto não permitiu uma descrição adequada das variações espaciais existentes na floresta, impossibilitando o estabelecimento de um zoneamento para fins de conservação. Estudos na área como um todo, que possam ser utilizadas na descrição da heterogeneidade espacial da vegetação na Reserva, poderiam contribuir em muito no entendimento da dinâmica sucessional da floresta e do efeito do isolamento da área sobre este processo.

Espera-se que algumas características da Reserva tenham influência sobre a estrutura da comunidade arbórea e sua organização espacial. Entre elas estão o fato de estar imersa em uma área urbana (Grimm *et al.* 2000), de ter sofrido um histórico de perturbações antrópicas

importantes nas últimas décadas (Capítulo 2), e de ser uma mancha de floresta isolada em um ambiente de características bem diferentes.

Florestas urbanas tendem a apresentar proporção importante de espécies exóticas e naturalizadas (McDonnell & Pickett 1990). Espécies exóticas são ativamente introduzidas na paisagem urbana pelo homem, especialmente como plantas ornamentais. Algumas dessas espécies podem também se espalhar, atuando como invasoras de manchas de habitats naturais.

Dada a existência, no interior da Reserva, de áreas com diferentes idades da vegetação (tempo decorrido após a última perturbação drástica), fruto de seu histórico de perturbações (Capítulo 2), espera-se que estas áreas estejam em estádios de sucessão diferentes, implicando em variações espaciais importantes na estrutura de sua comunidade arbórea. A condição da Reserva de mancha florestal imersa em ambiente essencialmente urbano (Capítulo 2) também sugere a existência de efeitos de borda (Grimm *et al.* 2000), com possível influência sobre a comunidade arbórea. De fato, foram identificadas mudanças na composição florística e na estrutura de plantas de diversas formas de crescimento vegetais nos primeiros 21 metros de distância da borda em direção ao interior da Reserva (Teixeira 1998).

Uma vez que as áreas de idade sucessional mais recente na Reserva também se encontram em suas porções mais externas (Capítulo 2), ocorre também a possibilidade de uma confusão entre as variáveis idade sucessional e distância da borda, para efeito de explicação das variações existentes na comunidade arbórea da Reserva.

O presente trabalho visa descrever a composição e estrutura da comunidade arbórea na Reserva da CUASO assim como suas variações espaciais internas, com relação a (1) variações com relação à distância da borda e (2) diferenças entre áreas com idades diferentes.

Material e métodos

Local de estudo

A Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), da Universidade de São Paulo (USP), localiza-se no bairro do Butantã, em São Paulo, SP. Em seu interior localiza-se a Reserva estudada neste trabalho (23°33'44” - 23°34'02” S, 46°43'38” - 46°43'49” W), com uma área de 102.100 m², situada no vale de um riacho que se estende na direção S-N, em terreno com altitudes entre 775 m e 735 m. Na parte mais baixa do terreno o represamento do riacho dá origem a um pequeno lago.

A área situa-se na Bacia de São Paulo, formada por depósitos do Terciário e Quaternário (Joly 1950). O solo é essencialmente argiloso, ácido, pobre em nutrientes e com

altos teores de alumínio (Varanda 1977). O clima apresenta média anual de temperatura de 19,2 °C e precipitação média anual de 1207 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 14 °C (junho) e 23 °C (fevereiro). As precipitações médias mensais variam de 230 mm em janeiro a 40 mm em agosto, quando pode ocorrer déficit hídrico no solo (Gorresio-Roizman 1993).

Grande parte da área da Reserva é coberta por mata secundária (Cersósimo 1993), considerada por (Rossi 1994) como um mosaico composto por áreas em diversos estádios de degradação e regeneração, efeito de seu histórico de perturbações antrópicas. A Reserva, cercada em 1979 para sua maior proteção, representa um dos poucos remanescentes da cobertura florestal na cidade de São Paulo, com cerca de 120 espécies arbustivo-arbóreas nativas (Rossi 1994). Situada no domínio das florestas ombrófilas densas, a mata apresenta relações florísticas com a floresta ombrófila densa e a floresta estacional semidecidual (*sensu* Veloso *et al.* 1991) do Estado de São Paulo.

Coleta de dados

O levantamento de indivíduos arbóreos na Reserva foi realizado em duas escalas de tamanho, uma mais ampla e menos detalhada, e outra mais restrita e mais detalhada:

a) Levantamento menos detalhado - cobriu a Reserva como um todo, excetuando-se o lago e uma porção de cerca de 1,5 ha ao norte, com presença exclusiva de *Eucalyptus* sp. (Figura 12). Nesta área, de 8,58 ha (Área 1), foram identificados em nível de espécie e mapeados todos os indivíduos arbóreos com caule de diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,30 m de altura) superior a 25 cm. Todos os indivíduos tiveram seu DAP (ou DAPs, no caso de ramificação abaixo de 1,30 m) medido(s) e receberam uma plaqueta de alumínio numerada. O levantamento foi realizado entre junho de 1997 e novembro de 1999.

b) Levantamento mais detalhado - realizado em uma área contínua de 2 ha (Área 2), inserida na Área 1, estendo-se do limite da Reserva até o riacho, no centro-oeste da Reserva (Figura 12). Aqui, todas as árvores com DAP > 9,5 cm foram mapeadas, identificadas, plaqueadas e tiveram seu DAP medido. Este levantamento foi realizado entre junho de 1997 e março de 2000.

A identificação das árvores foi feita através de material vegetal coletado com tesoura de poda alta, em associação com técnicas de escalada (Donahue & Wood 1995, Oliveira & Zaú 1995). O material coletado foi prensado e seco em estufa. A identificação foi feita com auxílio da chave publicada por Rossi (1994) e através da comparação com material depositado no Herbário do Instituto de Botânica de São Paulo (SP), com o auxílio do Prof. Dr. Waldir Mantovani (IBUSP). Foi adotado o sistema de Cronquist (1981). Material

identificado como espécie não observada por Rossi (1994) foi incluído no Herbário do Departamento de Botânica do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (SPF).

Figura 12. A Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”. Em negro, a área no extremo norte da Reserva não coberta pelo estudo. 1: Área 1, onde foi realizado o levantamento menos detalhado (DAP > 25 cm); 2 (em cinza claro): Área 2, levantamento mais detalhado (DAP > 9,5). A área irregular em cinza no interior da Reserva corresponde à área mais antiga. Externa a ela, a área mais recente.

Análise dos dados

Comunidade total

Descritores quantitativos das espécies (densidade absoluta e relativa, área basal, dominância absoluta e relativa) foram determinados de acordo com Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) para caracterizar a estrutura da comunidade. A diversidade de espécies foi calculada através do índice de Shannon e Wiener (H'), usando logaritmos naturais (Magurran 1988), e a equabilidade, através do índice de Pielou (J') (Pielou 1975). As análises referentes a curvas espécies $\times$ indivíduos e estimativas de riqueza média de espécies foram realizadas por meio do programa EcoSim 6.0 (Gotelli & Entsminger 2001).

Diferenças entre áreas com idades diferentes

Foram comparadas as estruturas, para árvores de DAP > 25 cm e de DAP > 9,5 cm, das comunidades que ocorrem em duas áreas de idades distintas. A área mais antiga (6,31 ha), corresponde à área de mais de 38 anos de idade, conforme a análise de fotografias aéreas realizada no Capítulo 2. A área mais recente (2,27 ha) corresponde a regiões que sofreram

perturbações antrópicas graves, como aterramento e corte raso da vegetação, nos últimos 38 anos (Capítulo 2, Figura 12). Tanto a Área 1 quanto a Área 2 possuem porções mais antigas e mais recentes, daqui em diante chamadas respectivamente de 1a, 1r, 2a e 2r.

Efeito da distância da borda

O mapeamento das árvores na Reserva possibilitou a análise do efeito da distância da borda sobre a densidade de cada espécie de árvore presente. Análises da abundância das espécies mais abundantes em faixas de largura de 10 metros de distância da borda foram realizadas para a área total da Reserva ($DAP > 25$ cm) e para a área de levantamento mais detalhado ($DAP > 9,5$ cm). Como medida de abundância, neste caso, foi utilizada a densidade relativa (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) por faixa de distância $DR_f = N_i/N_f$, sendo N_i o número de indivíduos da espécie e N_f o número total de indivíduos encontrados na faixa de distância analisada. No caso da Área 1, as duas faixas mais distantes da borda (80-90 m e 90-100 m) foram agrupadas em uma só faixa (80-100 m) para efeitos da análise, assegurando que nenhuma das faixas analisadas tivesse um número total de indivíduos menor que 50. As análises de efeito da distância da borda foram realizadas apenas para as espécies com mais de 15 indivíduos em cada levantamento (17 na Área 1 e 19 na Área 2). Os valores de DR_f correspondentes foram utilizados para ordenar espécies e faixas de distância, por meio de análise de correspondência (Hill 1973, 1974).

Uma análise da influência de distância da borda e idade sucessional sobre a comunidade arbórea foi realizada por meio de análise de correspondência, incluindo espécies com número de indivíduos > 1 ($DAP > 25$ cm) na Reserva como um todo. Para esta análise, a Reserva foi dividida em 15 unidades de área, correspondentes às faixas de distância da borda existentes em cada uma das duas áreas de idade sucessional diferente. Análises de correspondência foram realizadas pelo programa Statistica 6 (StatSoft 2001).

Resultados

Levantamento menos detalhado: árvores com $DAP > 25$ cm

Comunidade total

Na Área 1 (8,58 ha) foram registrados 1157 indivíduos com $DAP > 25$ cm, pertencentes a 91 espécies (Apêndice 1). Cinco indivíduos não puderam ser identificados. O índice de Shannon (H') obtido foi de 3,34 nats/ind. e o de equabilidade de Pielou (J), de 0,737. Amostras aleatórias de 100 indivíduos apresentaram média ($\pm$ interv. conf. 95%) de 34,26 ($\pm$ 6,42) espécies e amostras de 500 indivíduos, 68,72 ($\pm$ 6,41) espécies (Figura 13). A

dominância absoluta (área basal por unidade de área de terreno) total encontrada foi de 14,6 m².ha⁻¹, e a densidade total de 134,9 ind.ha⁻¹ (Apêndice 2).

Cinco espécies (*Alchornea sidifolia*, *Piptadenia gonoacantha*, *Croton floribundus*, *Cordia ecalyculata* e *Eucalyptus* sp.), ou 5,4% do número total de espécies, foram responsáveis por 50,9% do número total de indivíduos e por 50,9% da área basal total (Apêndice 2). Trinta e uma espécies (33,7%) foram representadas por apenas um indivíduo, e outras 11 (12,0%) por apenas dois indivíduos (Apêndice 1).

Dez das espécies (10,9%) encontradas são exóticas: *Eucalyptus* sp., *Archontophoenix cunninghamiana*, *Tipuana tipu*, *Ficus microcarpa*, *Hovenia dulcis*, *Persea americana*, *Ficus elastica*, *Spathodea campanulata* e duas outras espécies não identificadas, dentre elas uma palmeira. Todas são cultivadas como ornamentais e utilizadas na arborização de praças, ruas e jardins em São Paulo. Estas espécies exóticas foram responsáveis por 10,1% do número total de indivíduos e 14,5% da área basal total encontrada. As espécies exóticas, com exceção de *Archontophoenix cunninghamiana*, se encontraram, de forma geral, restritas à Área 1r ou apresentaram poucos indivíduos áreas mais marginais da Área 1a (Figura 14). Uma exceção foi um indivíduo de *Hovenia dulcis*, encontrado próximo ao riacho no norte da Reserva.

Figura 13. Linhas contínuas: curva número de espécies × número de indivíduos para amostras aleatórias (A) de árvores com DAP > 25 cm na Área 1 e (B) árvores com DAP > 9,5 cm na Área 2 da Reserva da CUASO. As linhas mais finas representam intervalos de confiança (95%) para as médias (linhas mais grossas). Linhas pontilhadas: (A) média para árvores com DAP > 9,5 cm na Área 2 e (B) a média para árvores com DAP > 25 cm na Área 1.

Outras cinco espécies encontradas (*Pseudobombax grandiflorum*, *Chorisia speciosa*, *Centrolobium tomentosum*, *Caesalpinia pluviosa* e *Tibouchina granulosa*) são nativas do Brasil, mas provavelmente foram introduzidas na Reserva. Elas freqüentemente são utilizadas como ornamentais em São Paulo, inclusive na Cidade Universitária, e sua distribuição é restrita às áreas mais recentemente perturbadas e mais externas da Reserva (Figura 14). Árvores destas

espécies também foram encontradas apenas próximas às de espécies exóticas, indicando que provavelmente foram plantadas. Estas espécies respondem por 3,46% dos indivíduos e 3,76% da área basal encontrada. *Chorisia speciosa* talvez seja um caso especial. Embora grande parte de seus indivíduos estivessem restritos às áreas próximas à borda e próximos a indivíduos de espécies exóticas, o que indica que foram plantados ali, alguns ocorreram no interior da Reserva (Figura 14). Estes indivíduos, muito provavelmente, não foram plantados, indicando que a espécie, à parte de ter sido plantada em suas borda, é nativa da Reserva ou pelo menos se estabeleceu em seu interior há algumas décadas.

Cordia trichotoma apresentou um padrão de distribuição espacial muito parecido com o das espécies exóticas, estando restrita à área mais recente, embora não seja usualmente utilizada como ornamental.

Figura 14. Distribuição espacial dos indivíduos com DAP > 25 cm de (A) espécies exóticas com exceção de *Archontophoenix cunninghamiana* (*Eucalyptus* sp., *Tipuana tipu*, *Ficus microcarpa*, *Hovenia dulcis*, *Persea americana*, *Ficus elastica* e *Spathodea campanulata*), (B) espécies nativas, mas provavelmente introduzidas (*Pseudobombax grandiflorum*, *Chorisia speciosa*, *Centrolobium tomentosum*, *Caesalpinia pluviosa* e *Tibouchina granulosa*) e (C) *Cordia trichotoma* na Reserva da CUASO. Nm: norte magnético.

A árvore de maior porte encontrada foi um exemplar de *Ficus insipida* (WD 1343), de DAP=100,1 cm. Entre os doze indivíduos de maior DAP encontrados, dois pertencem a esta espécie e os restantes são indivíduos de *Eucalyptus* sp. As próximas espécies com maiores indivíduos são *Anadenanthera colubrina*, *Alchornea triplinervia*, *Piptadenia gonoacantha*, *Chorisia speciosa* e *Cedrela fissilis*.

Diferenças entre áreas com idades diferentes

Tanto a densidade absoluta total quanto a área basal total foram maiores na Área 1a do que na Área 1r (146,6 ind.ha⁻¹ contra 102,2 ind.ha⁻¹ e 15,4 m².ha⁻¹ contra 12,2 m².ha⁻¹, respectivamente) (Apêndice 3). A riqueza de espécies também foi maior na Área 1a que na Área 1r: a diferença entre números médios de espécies em amostras aleatórias de indivíduos

foi estatisticamente significativa a partir de amostras com cerca de 150 indivíduos (Figura 15). Na Área 1a, os 925 indivíduos pertenciam a 77 espécies, enquanto na Área 1r, os 232 indivíduos pertenciam a 33 espécies. Apesar da riqueza de espécies (corrigida para o número de indivíduos amostrados) ser maior na Área 1a, ainda é menor aí que na Área 1 como um todo. Amostras aleatórias de 925 indivíduos na Área 1 apresentaram em média ($\pm$ interv. conf. 95%) 84,66 ($\pm$ 4,37) espécies, número significativamente maior que as 77 espécies encontradas na Área 1a (Figura 15).

Diferenças marcantes foram encontradas entre a estrutura da comunidade da Área 1r e a da Área 1a (Apêndice 3). Algumas espécies ocorreram exclusivamente ou quase exclusivamente na Área 1a, enquanto outras, em especial as exóticas, ocorreram em sua quase totalidade na Área 1r. *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus*, *Cordia ecalyculata*, *Cecropia glazioni* e *Archontophoenix cunninghamiana* (uma exceção entre as exóticas) estavam exclusivamente ou quase exclusivamente presentes na Área 1a, enquanto *Eucalyptus* sp., *Cordia trichotoma* e *Chorisia speciosa* tinham grande parte de seus indivíduos na Área 1r.

Figura 15. Curva número de espécies $\times$ número de indivíduos para amostras aleatórias de árvores com DAP > 25 cm na Área 1 da Reserva da CUASO. A: Área 1a (linhas contínuas) e Área 1r (linhas tracejadas). B: Área 1a (linhas contínuas) e Área 1 total (linhas tracejadas). As linhas mais finas representam intervalos de confiança (95%) para as médias (linhas mais grossas).

Na Área 1a, as espécies de maior densidade foram *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus*, *Piptadenia gonoacantha* (estas três espécies sendo responsáveis por 46,8% dos indivíduos e 44,2% da área basal), *Cordia ecalyculata*, *Cecropia glazioni*, *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cinnamomum triplinerve*, *Ficus insipida*, *Alchornea triplinervia*, e *Cedrela fissilis*. Na Área 1r, as espécies mais densas foram *Piptadenia gonoacantha*, *Eucalyptus* sp., *Cordia trichotoma* (estas três espécies sendo responsáveis por 48,3% dos indivíduos e 52,0% da área basal), *Chorisia*

speciosa, *Tipuana tipu*, *Caesalpinia pluviosa*, *Ficus microcarpa*, *Citharexylum myrianthum*, *Tibouchina granulosa* e *Ocotea puberula*.

Assim, a única espécie em comum entre as listas das 10 espécies de maior densidade na Área 1a e na Área 1r foi *Piptadenia gonoacantha*, a espécie de maior densidade na Área 1r e a espécie de terceira maior densidade na Área 1a.

Quatro das dez espécies de maior densidade na Área 1r, *Tipuana tipu*, *Ficus microcarpa* (exóticas), *Caesalpinia pluviosa* e *Tibouchina granulosa* (introduzidas), estavam completamente ausentes da Área 1a.

Quase um terço (33,19%) dos indivíduos na Área 1r são de espécies exóticas, e 15,5% dos indivíduos são de espécies nativas introduzidas na Reserva, fazendo com que quase metade dos indivíduos aqui não pertençam à flora original da região. Em contraste, na Área 1a 4,32% dos indivíduos são de espécies exóticas e 0,43% de nativas introduzidas.

Dentre as espécies exóticas, dois grupos foram claramente distinguíveis com base na distribuição espacial dos indivíduos. Um é formado apenas por *Archontophoenix cunninghamiana* e o outro, pelo restante das espécies exóticas. Exóticas com exceção de *A. cunninghamiana* representaram 31,9% dos indivíduos e 47,7% da área basal na Área 1r, mas foram responsáveis por apenas 0,65% dos indivíduos e 2,8% da área basal na Área 1a. Em contraste, *A. cunninghamiana* apresentou densidade relativa mais de 2,5 vezes maior na Área 1a em relação à Área 1r, e dominância (área basal) relativa mais de três vezes maior.

As cinco espécies suspeitas de serem nativas introduzidas na Reserva representaram 0,4% dos indivíduos e 0,5% da área basal na Área 1a, mas 15,5% dos indivíduos e 15,2% da área basal na Área 1r.

Figura 16. Número total absoluto de indivíduos (todas as espécies em conjunto, DAP > 25 cm) na Área 1, por faixa de distância da borda da Reserva. Números no eixo das abscissas representam os limites superiores de cada classe.

Figura 17. Densidade relativa por faixa de distância da borda da Reserva (DR_f), para as espécies mais abundantes ($N > 15$). Números no eixo das abscissas representam os limites superiores de cada classe. Área 1 ($DAP > 25$ cm).

Figura 17 (cont.) Densidade relativa por faixa de distância da borda da Reserva (DR_f), para as espécies mais abundantes ($N > 15$). Números no eixo das abscissas representam os limites superiores de cada classe. Área 1 (DAP > 25 cm).

Distância da borda

Entre as árvores com DAP > 25 cm, não existe na Reserva nenhuma que fique a uma distância superior a 100 m da borda. O indivíduo mais distante da borda encontra-se a 99,3 m de distância. Apenas 21 indivíduos estão a mais de 90 m de distância. A partir da faixa de 70-80 m de distância da borda, nota-se uma nítida diminuição do número total de indivíduos com o aumento da distância da borda (Figura 16).

A análise da densidade relativa por faixa de distância da borda (DR_f) (Figura 17) mostra a existência de alguns padrões distintos entre as espécies mais abundantes. *Cordia trichotoma* e *Piptadenia gonacantha* apresentam suas maiores DR_f na faixa de até 10 m da borda, e uma drástica diminuição com o aumento da distância. *Cordia trichotoma* não apresentou indivíduos a distâncias maiores que 40 m da borda. *Chorisia speciosa* e *Nectandra puberula* apresentaram sua maior DR_f na faixa de 10-20 m da borda, também com pouca importância nas áreas mais internas da Reserva, especialmente mais de 50 m da borda.

Eucalyptus sp. e *Ocotea puberula* não apresentaram indivíduos nas faixas mais internas da Reserva (distância da borda > 60 m para *Eucalyptus* e > 70 para *O. puberula*), e apresentaram DR_f máxima em distâncias intermediárias (40-50 m para *Eucalyptus* e 20-30 m para *O. puberula*). *Machaerium nyctitans* e *Casearia sylvestris* apresentaram distribuição bimodal, com picos de DR_f tanto próximo da borda quanto no interior da Reserva.

Croton floribundus, *Cordia ecalyculata*, *Cinnamomum triplinerve* e *Alchornea triplinervia* apresentaram DR_f muito baixa (*C. floribundus*, *C. ecalyculata*) ou nula (*C. triplinerve* e *A. triplinervia*) nos 10 metros mais próximos da borda, com grandes variações de DR_f nas outras faixas, não havendo um padrão claro. *Alchornea sidifolia* apresentou DR_f crescendo monotonicamente com a distância da borda, até os 70 m, distância a partir da qual decresce novamente.

Na análise de correspondências (CA) das faixas em diferentes distâncias da borda, o primeiro eixo de ordenação respondeu por 57,9% da variação total (inércia total) dos dados.

Os valores das faixas no primeiro eixo de ordenação se mostraram correlacionados com a distância média da faixa (coeficiente de correlação não-paramétrico de Spearman = 0,93, $p = 0,000236$), embora a relação não fosse linear: os valores de ordenação das faixas decrescem rapidamente com o aumento da distância da borda, em distâncias até 40 m, mas as faixas entre 50 e 100 m apresentaram diferenças muito pequenas entre seus valores de ordenação (Figura 18), indicando uma comunidade relativamente homogênea nesta porção mais interna da Reserva (com distâncias > 50 m).

Figura 18. Relação entre o valor no primeiro eixo da análise de correspondência e a distância média da borda, para as comunidades arbóreas (DAP > 25 cm, espécies com N > 15) de faixas em distâncias crescentes da borda na Área 1 da Reserva da CUASO.

Figura 19. Análise de correspondência para comunidades arbóreas (DAP > 25 cm, espécies com N > 1) de áreas com diferentes idades/distâncias da borda na Área 1 da Reserva da CUASO. A: círculos vazados: áreas pertencentes à Área 1r (mais recentes); círculos pretos: áreas pertencentes à Área 1^a (mais antigas). B: área do círculo inversamente proporcional à distância média da borda.

Na análise de correspondências entre unidades de idade/distância da borda, o primeiro eixo (37,1% da inércia total) separou nitidamente as áreas mais antigas das áreas mais recentes, enquanto o segundo eixo (19,0% da inércia total) esteve apenas razoavelmente correlacionado com a distância da borda (Figura 19), indicando que a idade da vegetação é mais útil na discriminação entre comunidades distintas no interior da Reserva do que a distância da borda. As áreas antigas, com exceção de sua porção mais próxima à borda (distância < 10 m), formam um grupo muito coeso na plotagem de valores dos dois primeiros eixos de ordenação, enquanto entre as outras unidades há maior variabilidade (Figura 19).

Levantamento mais detalhado: árvores com DAP > 9,5 cm

Comunidade total

Na Área 2 (2 ha) foram registrados 1270 indivíduos com DAP > 9,5 cm, pertencentes a 103 espécies (Apêndice 1). 274 deles apresentavam DAP > 25 cm. Quatro indivíduos não puderam ser identificados. O índice de Shannon (H') obtido foi de 3,54 nats/ind. e o de equabilidade de Pielou (J), de 0,763. Amostras de 100 indivíduos apresentaram em média 37,84 ($\pm 6,64$) espécies, e amostras de 500 indivíduos, 78,29 ($\pm 6,95$) espécies (Figura 13).

Sete espécies (*Archontophoenix cunninghamiana*, *Cordia ecalyculata*, *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus*, *Cinnamomum triplinerve*, *Cecropia glaziovii* e *Piptadenia gonoacantha*), ou 6,8% do número total de espécies, foram responsáveis por 52,5% do número total de indivíduos e por 48,8% da área basal total (Apêndice 4). Vinte e sete espécies (26,2%) foram representadas por apenas um indivíduo, e outras 10 (9,7%) por apenas dois indivíduos. No total, portanto, 35,9% das espécies foram representadas por apenas um ou dois indivíduos, porcentagem bem menor do que os 45,7% entre as árvores com DAP > 25 na Reserva como um todo.

Onze das espécies (10,7%) encontradas são exóticas: além de *Eucalyptus* sp., *Archontophoenix cunninghamiana*, *Tipuana tipu*, *Hovenia dulcis*, *Persea americana*, *Spathodea campanulata* e uma palmeira não identificada, já encontradas entre as árvores com DAP > 25 cm, também foram identificadas *Dictyosperma abum*, *Leucaena leucocephala*, *Mangifera indica* e *Schefflera actinophylla*.

Outras três espécies (*Chorisia speciosa*, *Caesalpinia pluviosa* e *Tibouchina granulosa*) são nativas do Brasil, mas provavelmente introduzidas na Reserva.

Trinta das espécies encontradas (29,1%) na Área 2 não apresentaram indivíduos com DAP > 25 cm na Área 1 (Apêndice 1). Para cada uma das espécies existem duas explicações

possíveis para isso. Uma é que, por características intrínsecas da espécie, ela é incapaz de atingir 25 cm de diâmetro. Outra explicação possível é que a espécie tenha capacidade para alcançar este DAP, o que não ocorreu por falta de tempo para o crescimento a este diâmetro, desde seu estabelecimento na Reserva. A maioria destas espécies (18) apresentou apenas um ou dois indivíduos, e apenas cinco apresentaram mais de cinco indivíduos (*Cyathea delgadii*, *Guarea macrophylla*, *Sebastiania serrata*, *Sorocea bonplandii* e *Cupania oblongifolia*).

Por outro lado, 28 (30,8%) das 91 espécies que apresentaram indivíduos com DAP > 25 cm na Área 1 não apresentaram indivíduos com DAP < 25 cm na Área 2. Dezoito destas tinham apenas um indivíduo com DAP > 25 cm na Área 1, mas para sete delas (a palmeira exótica, além de *Vernonia discolor*, *Cecropia hololeuca*, *Clethra scabra*, *Persea pyrifolia*, *Campomanesia* aff. *warmingiana* e *Solanum erianthum*) este único indivíduo estava localizado dentro da Área 2. Outras 3 espécies (*Ocotea diospyrifolia*, *Zollernia ilicifolia* e *Eucalyptus* sp.) apresentaram indivíduos com DAP > 25 cm dentro da Área 2, mas nenhum indivíduo menor que isso (Apêndice 1). É possível que estas espécies estejam tendo dificuldades de regeneração.

Diferenças entre áreas com idades diferentes

Tanto a densidade absoluta total quanto a área basal total foram maiores na Área 2a do que na Área 2r (699,9 ind.ha⁻¹ contra 435,5 ind.ha⁻¹ e 28,0 m².ha⁻¹ contra 15,6 m².ha⁻¹, respectivamente) (Apêndice 5). A riqueza de espécies foi maior na Área 2a do que na Área 2r: a diferença entre números médios de espécies em amostras aleatórias de indivíduos foi estatisticamente significativa a partir de amostras com cerca de 100 indivíduos (Figura 20). Na Área 2a, os 1060 indivíduos identificados pertenciam a 90 espécies, enquanto na Área 2r, 206 indivíduos pertenciam a 31 espécies (Apêndice 5). Assim como para as árvores de DAP > 25 cm, a riqueza por indivíduo na Área 2a é menor do que na Área 2. Amostras aleatórias de 1060 indivíduos na Área 2 apresentaram em média ($\pm$ interv. conf. 95%) 98,31 ($\pm$ 3,85) espécies, número significativamente maior que as 90 espécies encontradas na Área 2a (Figura 20).

A maioria das espécies da Área 2 só foram encontradas na Área 2a. Apenas 31 das 103 espécies (30%) se fizeram presentes na Área 2r. Treze espécies ocorreram exclusivamente na Área 2r (Apêndice 5): *Schefflera actinophylla*, *Mangifera indica*, *Spathodea campanulata*, *Leucaena leucocephala*, *Persea americana*, *Tipuana tipu*, *Dictyosperma album*, e uma palmeira não identificada (todas exóticas), *Rapanea ferruginea*, *Solanum erianthum*, *Trema micrantha*, *Solanum inaequale* (usualmente consideradas pioneiras) e *Caesalpinia pluviosa*, provavelmente introduzida na Reserva.

Figura 20. Curva número de espécies $\times$ número de indivíduos para amostras aleatórias de árvores com DAP $> 9,5$ cm na Área 2 da Reserva da CUASO. A: Área 2a (linhas contínuas) e Área 2r (linhas tracejadas). B: Área 2a (linhas contínuas) e Área 2 total (linhas tracejadas). As linhas mais finas representam intervalos de confiança (95%) para as médias (linhas mais grossas).

Na Área 2a, as espécies de maior densidade foram *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cordia ecalyculata*, *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus* (estas quatro espécies sendo responsáveis por 46% do número total de indivíduos e por 43,2% da área basal), *Maytenus evonymoides*, *Casearia sylvestris*, *Cedrela fissilis*, *Cecropia glazioni*, *Eugenia cerasiflora* e *Cupania oblongifolia*. Na Área 2r, as espécies com maiores números de indivíduos foram *Cinnamomum triplinerve*, *Piptadenia gonoacantha*, *Archontophoenix cunninghamiana*, *Citharexylum myrianthum* (estas quatro espécies sendo responsáveis por 47,6% do número total de indivíduos e por 38,6% da área basal), *Cecropia glazioni*, *Alchornea sidifolia*, *Caesalpinia pluviosa*, *Syagrus romanzoffiana*, *Hovenia dulcis* e *Tipuana tipu*. *Archontophoenix cunninghamiana*, *Alchornea sidifolia* e *Cecropia glazioni* são espécies em comum entre as listas das 10 espécies de maior densidade na Área 2a e na Área 2r.

Duas das dez espécies de maior densidade na Área 2r, *Caesalpinia pluviosa* e *Tipuana tipu*, estão completamente ausentes da Área 2a.

Distância da borda

Embora esteja se tratando aqui de uma área mais restrita da Reserva, a análise dos padrões relativos à distância pode trazer informações interessantes, especialmente se interpretados tendo em vista as análises sobre as árvores com DAP > 25 cm na Área 1.

Os números totais de indivíduos por faixa de distância (Figura 21) permitem observar, como aconteceu para a Área 1, uma diminuição em direção ao centro da Reserva, explicável pela geometria do fragmento (há menos área disponível nas faixas mais internas). Percebe-se, porém, também uma diminuição do número de indivíduos a partir da faixa de 20-30 m com o aumento da proximidade da borda, fato não explicável da mesma forma.

Este padrão é interpretado como uma diminuição da densidade de árvores nestas faixas mais próximas à borda.

Piptadenia gonoacantha apresentou aqui um padrão muito claro de diminuição da DR_f com o aumento da distância da borda (Figura 22). Esta espécie não apresentou nenhum indivíduo a mais de 70 m de distância da borda, neste trecho da Reserva, embora tivesse uma DR_f de quase 12% na faixa de 0-10 m de distância.

Outras espécies também apresentaram padrões na relação entre DR_f e distância da borda, embora nem sempre tão claros quanto o de *Piptadenia gonoacantha*. O mais interessante deles é o apresentado por *Archontophoenix cunninghamiana*, a palmeira exótica. Esta espécie apresentou a maior DR_f na faixa de 10-20 m, diminuindo em direção ao interior do fragmento. Na faixa mais interna (90-100 m), porém, *A. cunninghamiana* subitamente apresentou DR_f bastante alta. Na faixa mais próxima à borda sua DR_f é pequena (Figura 22).

Cordia ecalyculata não teve nenhum representante na faixa mais próxima da borda, mas logo na faixa seguinte apresentou sua maior DR_f . Esta vai diminuindo à medida em que aumenta a distância da borda. *Alchornea sidifolia* e *Croton floribundus* não apresentaram padrões muito claros, ocorrendo grandes variações de densidade entre faixas adjacentes, embora *C. floribundus* tenha, pelo menos nos primeiros 60 m a partir da borda, uma tendência de aumento de DR_f , começando com uma densidade muito baixa na faixa mais próxima à borda (Figura 22).

Na análise de correspondências (CA) das faixas em diferentes distâncias da borda, o primeiro eixo de ordenação respondeu por 50,3% da variação total (inércia total) dos dados. Os valores das faixas no primeiro eixo de ordenação apresentaram uma relação com as distâncias da borda parecida com aquela encontrada para árvores de DAP > 25 cm na Área 1: os valores de ordenação das faixas decrescem rapidamente com o aumento da distância da borda até a distância de 30 m, a partir da qual o decréscimo se dá mais lentamente (Figura 23). Ao contrário do obtido para árvores com DAP > 25 cm na Área 1, porém, os valores continuam a decrescer constantemente até os 90 m. A faixa de 90-100 m foge da tendência geral, voltando a apresentar um valor de ordenação bem mais alto, o que não aconteceu na ordenação na Área 1. O comportamento de algumas espécies, com mudanças drásticas de DR para esta faixa mais interna da área, é provavelmente responsável por isto. *Sebastiania serrata*, *Casearia sylvestris* e *Protium widgrenii*, com DR_f relativamente altas na faixa de 80-90 m, não apresentaram nenhum indivíduo na faixa de 90-100 m. *Archontophoenix cunninghamiana* e *Cecropia glazioni*, por outro lado, sofreram um aumento repentino de DR_f nesta última faixa. As condições do terreno nesta faixa, possivelmente explicam a mudança na estrutura

específica encontrada. Esta faixa coincide com a região mais próxima ao riacho, portanto mais úmida e também com grande declividade por causa da ravina em que o riacho se encaixa. Esta mudança na composição específica só seria identificada na Área 2 por causa da escala espacial mais fina em que estes fatores atuam.

Figura 21. Número total absoluto de indivíduos (todas as espécies em conjunto, DAP > 9,5 cm) na Área 2, por faixa de distância da borda da Reserva. Números no eixo das abscissas representam os limites superiores de cada classe.

De forma geral, as distribuições com relação à distância da borda concordaram, para uma determinada espécie, em ambos os levantamentos (Área 1 e Área 2). Algumas das espécies, porém, ocuparam posições nitidamente diferentes entre a ordenação produzida a partir de dados com DAP > 25 cm (Área 1) e DAP > 9,5 cm (Área 2) (Figura 25). É o que aconteceu, por exemplo, com *Cinnamomum triplinerve*. Esta espécie foi nitidamente mais abundante nas áreas mais próximas à borda quando analisadas as árvores (DAP > 9,5 cm) na Área 2, mas pareceu ter distribuição independente da distância da borda para indivíduos (DAP > 25 cm) na Área 1, não apresentado nenhum indivíduo nos 10 m mais próximos à borda. A distribuição dos indivíduos de *C. triplinerve* com DAP > 25 cm não foi nitidamente diferente entre a Área 2 e a Área 1, o que leva a crer que a diferença observada nas ordenações seja devida à diferença de distribuição entre faixas de tamanho, com indivíduos menores se concentrando próximo à borda (Figura 24) e indivíduos menores tendo distribuição independente dessa variável.

Machaerium nycitans apresentou, na Área 2, árvores com DAP > 9,5 cm com pico de DR_f na faixa entre 70 e 80 m (Figura 22). Já os indivíduos com DAP > 25 cm na Área 1 se distribuíram de forma bimodal, com picos de DR_f na faixa mais próxima à borda e também na faixa entre 70 e 80 m (Figura 17). Neste caso, a diferença observada é explicada por diferenças entre a Área 2 e o restante da Área 1, quanto à distribuição dos indivíduos com DAP > 25 cm (Figura 26). Pode ser observado um agrupamento de indivíduos (DAP > 25 cm) muito próximo à borda da Reserva, no sudeste, e outro agrupamento mais disperso em uma região mais central, já no interior da Área 2 (Figura 26). Indivíduos com DAP < 25 cm

na Área 2 apresentaram DR_f crescente com a distância da borda, atingindo máximo na faixa entre 80 e 90 m de distância (Figura 24), padrão parecido com o dos indivíduos com DAP > 25 cm na Área 2, que possuem DR_f máxima mais para o interior da Reserva.

Figura 22. Densidade relativa por faixa de distância da borda da Reserva (DR_f), para as espécies de maior densidade. Números no eixo das abscissas representam os limites superiores de cada classe. Área 2 (DAP > 9,5 cm).

Figura 22 (cont.) Densidade relativa por faixa de distância da borda da Reserva (DR_t), para as espécies de maior densidade. Números no eixo das abscissas representam os limites superiores de cada classe. Área 2 (DAP > 9,5 cm).

Figura 23. Relação entre o valor no primeiro eixo da análise de correspondência e a distância média da borda, para as comunidades arbóreas (DAP > 9,5 cm, espécies com $N > 15$) de faixas em distâncias crescentes da borda na Área 2.

Casearia sylvestris apresentou, na Área 2, árvores (DAP > 9,5 cm) com DR_t crescente em direção ao interior da Reserva; na Área 1, porém, embora não apresentasse indivíduos (DAP > 25 cm) nos 10 primeiros metros a partir da borda, sua DR_t máxima ocorreu na faixa de 10-20 m, diminuindo com a distância da borda. O padrão apresentado na Área 2 parece ser largamente ditado pelas árvores com DAP < 25 cm (Figura 24). Há relativamente poucos indivíduos com DAP > 25 cm na Área 2, cuja densidade não apresenta um padrão nítido em relação à distância da borda. Aparentemente, indivíduos menores e maiores desta espécie apresentam padrões inversos de $DR_t \times$ distância da borda.

Figura 24. Densidade relativa por faixa de distância da borda da Reserva (DR_f), para algumas das espécies de maior densidade, na Área 2 ($9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 25 \text{ cm}$). Números no eixo das abscissas representam os limites superiores de cada classe.

Figura 25. Relação entre os valores de ordenação (análise de correspondência, CA) das espécies de maior densidade na Área 2 ($\text{DAP} > 9,5 \text{ cm}$) e na Área 1 ($\text{DAP} > 25 \text{ cm}$). As espécies com maior variação entre levantamentos estão indicadas pelas três primeiras letras do nome do gênero seguidas pelas três primeiras letras do epíteto específico.

Figura 26. Distribuição espacial dos indivíduos com DAP > 25 cm de (A) *Piptadenia gonoacantha* e (B) *Machaerium mycitanes* na Reserva da CUASO.

Cecropia glazioni apresentou DR_f máxima mais deslocada para próximo à borda entre os indivíduos com DAP > 9,5 cm na Área 2, em relação ao que aconteceu com indivíduos de DAP > 25 cm na Área 1. Isto também pode ser explicado pela distribuição das árvores menores (DAP < 25 cm) na Área 2, com DR_f aumentando com a diminuição da distância da borda (Figura 24).

Discussão

Os dados obtidos no presente trabalho confirmam o resultado obtido por Dislich *et al.* (2001) de que a floresta na Reserva da CUASO tem riqueza de espécies (levando-se em conta o número de indivíduos amostrados) baixa, em comparação com outras florestas no Planalto Paulistano. Os valores de número de espécies obtidos são bem mais baixos do que a média estimada para amostras de mesmo tamanho em florestas no Planalto Paulistano (Dislich *et al.* 2001) (DAP > 25 cm: 91 espécies contra média estimada de 123 espécies; DAP > 9,5 cm: 103 espécies contra média estimada de 128 espécies). Uma primeira idéia de que isto poderia ser atribuído à existência das áreas mais recentemente perturbadas na Reserva, de riqueza específica menor, não se sustenta: tanto para as árvores com DAP > 25 cm quanto para as com DAP > 9,5 cm, a riqueza por indivíduo foi menor na área mais antiga que na área total analisada.

Isto pode ser interpretado como uma indicação de que a mata da Reserva ainda não atingiu seu limite máximo de suporte de espécies, pressupondo-se que este limite é constante nas diversas áreas do Planalto Paulistano. Nenhuma característica do meio físico na Reserva indica, a princípio, que se deva esperar uma capacidade de suporte mais baixa aí. Em termos de conservação, isto representa a possibilidade de aumento futuro da diversidade atualmente encontrada na Reserva. Tal enriquecimento poderia ser obtido com manejo adequado, por

exemplo através da introdução de espécies atualmente não encontradas na Reserva, mas que provavelmente existiam na vegetação original.

A proporção de espécies com um indivíduo (S_1/S) entre árvores com DAP > 25 cm não concorda com o padrão de outros levantamentos no Planalto Paulistano e levantamentos anteriores dentro da própria Reserva (Dislich *et al.* 2001). Estes autores identificaram uma correlação negativa entre S_1/S e o número de indivíduos amostrados, com levantamentos anteriores na Reserva sempre apresentando valores de S_1/S mais baixos que a média prevista para o Planalto Paulistano como um todo. Esta proporção de “espécies raras” é bem maior entre as árvores com DAP > 25 cm na Reserva do que a média prevista para o mesmo número de indivíduos amostrados, com base em dados de outros levantamentos (33,7% contra média prevista de 25,7%, Dislich *et al.* 2001). Também a proporção de raras entre as árvores com DAP > 9,5 cm se mostrou maior do que o previsto (26,2% contra média prevista de 24,4%), apenas um pouco menor que aquela encontrada por Gorresio-Roizman (1993) na Reserva, sendo que esta amostrou um número de indivíduos bem menor. Isto não concorda com a tendência geral de decréscimo da porcentagem de espécies raras com o aumento do número de indivíduos levantados identificada por Dislich *et al.* (2001). A maior área analisada no presente estudo e os diferentes critérios de inclusão adotados talvez expliquem estes resultados, já que estas foram as únicas variáveis diferentes entre os levantamentos realizados na Reserva. Não fica claro, porém, de que forma estas poderiam influenciar.

A grande proporção de espécies com apenas um indivíduo ou com populações muito pequenas nos estratos analisados, assim como as dificuldades de regeneração inferidas para algumas espécies, têm, para cada espécie, um significado diferente do ponto de vista da conservação biológica. No caso das espécies exóticas, por exemplo, é francamente desejável que, uma vez presentes na Reserva, tenham populações pequenas e não sustentáveis a longo prazo. Espécies exóticas que, ao contrário, apresentam populações em expansão, podem ser consideradas invasoras e representam um problema do ponto de vista da conservação. Para espécies de início de sucessão (pioneiras), intolerantes à sombra, é esperado que tenham populações de densidade reduzida, em florestas maduras.

Para espécies nativas, especialmente as sucessionalmente tardias ou tolerantes à sombra, pequenas populações sugerem uma atenção especial do ponto de vista da conservação. Várias delas representam, provavelmente, “mortos-vivos” incapazes de contribuir para a manutenção futura da espécie na Reserva, além da sua própria longevidade como indivíduos. Populações pequenas são mais propensas a extinção, como consequência

de deriva populacional, e também sofrem efeitos genéticos deletérios, devido a endocruzamentos e deriva genética. A menos que tais espécies sejam mantidas por dinâmica de populações na paisagem, o que é pouco provável devido ao grande isolamento espacial da Reserva, o caráter urbano da matriz (Capítulo 2) e as características da fauna de dispersores atual, composta basicamente por aves frugívoras urbanas generalistas (Hasui 1994), a manutenção de tais espécies vai depender das ações de manejo, por meio de “dispersão artificial” de sementes para o interior da Reserva ou outra forma artificial de promover estabelecimento de novos indivíduos (plantio de mudas, por exemplo).

Os padrões gerais apresentados pela comunidade arbórea com relação à idade sucessional e distância da borda concordam largamente entre os dois levantamentos em escalas diferentes, e também com o esperado. Diferenças importantes foram encontradas entre a área mais antiga e a mais recente, e entre as áreas mais próximas da borda e as mais distantes. Em ambos os levantamentos, a área mais recente apresenta diversidade de espécies, densidade total e dominância absoluta total menor que a mais antiga. Em ambos os casos, espécies exóticas (com exceção de *Archontophoenix cunninghamiana*) apresentaram maior importância na área mais recente que na área antiga. Espécies usualmente consideradas como sucessionalmente iniciais, de forma geral, apresentaram densidades maiores na área mais recentes e em maiores proximidades da borda.

No entanto, a distribuição de indivíduos de algumas espécies apresentou algumas surpresas. *Cinnamomum triplinerve*, por exemplo, apresentou na área de 2 ha um padrão compatível com o de uma espécie pioneira, com grandes densidades de indivíduos de diâmetros menores em áreas recentemente perturbadas. Este padrão de estabelecimento foi muito parecido com o de *Piptadenia gonoacantha*, a espécie dominante nas áreas mais recentes. Esta espécie, embora pouco conhecida, não é usualmente considerada uma espécie inicial.

Os nítidos padrões demonstrados pelas espécies em relação à distância da borda, ao mesmo tempo em que esta mesma variável falha em explicar grande parte da variação entre áreas, podem ser interpretados de diversas formas diferentes. Por um lado, eles podem ser largamente explicados pela diferença na comunidade entre área antiga e área recente. Existe um efeito de *confounding* (Underwood 1990) entre as duas variáveis explicativas, uma vez que as áreas mais próximas à borda são, de forma geral, as recentes, ou, de outra forma, as áreas recentes não são encontradas muito distantes da borda. O resultado da análise de correspondência indicando a idade das áreas como explicando mais as diferenças estruturais encontradas não implica necessariamente, porém, na inexistência de efeitos de borda abióticos na Reserva ou na inexistência de uma influência dos mesmos sobre a comunidade.

O pequeno tamanho da Reserva, em conjunto com seu formato alongado, é responsável pela pequena distância máxima da borda (por volta dos 100 m) experimentada pelos indivíduos arbóreos. Como consequência, possíveis efeitos de borda abióticos - relativos a condições climáticas, p. ex. - que penetram por mais de 100 m no interior da floresta atingiriam todas as árvores da Reserva.

É concebível que diversos outros fatores ambientais, além do efeito de borda e da idade sucessional das áreas, estejam influenciando a estrutura da comunidade arbórea dentro da Reserva. Entre estes estão o tipo de solo, declividade, orientação de vertente e a distância do riacho.

Ainda que não seja possível decidir, com base nos dados obtidos aqui, quais são os mecanismos responsáveis pelos padrões encontrados (estágio sucessional, efeitos de borda abióticos se refletindo na comunidade, ou outros fatores ambientais), maior informação neste sentido seria útil do ponto de vista do manejo para conservação. Se o mecanismo preponderante for a sucessão ecológica, ações de manejo seriam basicamente no sentido de incrementá-la. Se for o efeito de borda, talvez os conceitos sobre a manutenção de fragmentos florestais naturais sejam úteis. Nestes fragmentos, espécies adaptadas a condições com muita luz e resistentes ao fogo se localizam na borda protegendo o restante do fragmento (Oosterhoorn & Kappelle 2000).

Independentemente da origem dos padrões associados a distância da borda/idade sucessional, este trabalho demonstra que o zoneamento e, conseqüentemente, o manejo, devem levar em conta as diferenças entre as áreas mais externas e mais internas da Reserva. Nas áreas mais externas, os problemas de conservação mais graves estão relacionados à existência de espécies exóticas. Já nas áreas mais internas da Reserva, os principais problemas relacionados à conservação são a manutenção de espécies tardias de baixa densidade e a invasão por *Archontophoenix cunninghamiana*.

Referências bibliográficas

- Cersósimo, L.F. 1993. *Variações espaciais e temporais no estabelecimento de plântulas em trecho de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Cronquist, A. 1981. *An integrated system of classification of flowering plants*. Columbia University Press.
- Dislich, R., Cersósimo, L.F. & Mantovani, W. 2001. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano - SP. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 321-332.

- Donahue, P.K. & Wood, T.M. 1995. A safe, flexible and non-injurious technique for climbing tall trees. *Selbyana* 16: 196-200.
- Gorresio-Roizman, L. 1993. *Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Gotelli, N.J. & Entsminger, G.L. 2001. *EcoSim: Null models software for ecology. Version 6.0*. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Grimm, N.B., Grove, J.M., Pickett, S.T.A. & Redman, C.L. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* 50: 571-584.
- Hasui, E. 1994. *O papel das aves frugívoras na dispersão de sementes em um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Hill, M.O. 1973. Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology* 61: 237-249.
- _____. 1974. Correspondence analysis: a neglected multivariate method. *Journal of the Royal Statistical Society C* 23: 340-354.
- Joly, A.B. 1950. Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 8: 5-68.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- McDonnell, M.J. & Pickett, S.T.A. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232-1237.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley, New York.
- Oliveira, R.R. & Zaú, A.S. 1995. Método alternativo de subida em árvore. *Bromélia* 2: 6-11.
- Oosterhoorn, M. & Kappelle, M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge- exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* 126: 291-307.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley-Interscience, New York.
- Rossi, L. 1994. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando Salles de Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9: 1-105.
- StatSoft, I. 2001. *STATISTICA (data analysis software system), version 6*. www.statsoft.com.
- Teixeira, C.V. 1998. *Florística e estrutura da borda de um fragmento florestal em São Paulo (SP)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Underwood, A.J. 1990. Experiments in ecology and management: their logics, functions and interpretations. *Australian Journal of Ecology* 15: 365-389.
- Varanda, E.M. 1977. *Balanço hídrico de espécies da Mata do Butantã*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

Capítulo 4 - Alterações na estrutura e composição arbórea de um fragmento urbano de floresta Atlântica (São Paulo, Brasil) em um intervalo de cinco anos

RICARDO DISLICH & VÂNIA REGINA PIVELLO

Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 20

Enviado em 21/4/2001

Abstract

Tree structure and species composition changes in an urban tropical forest fragment (São Paulo, Brazil) during a five-year interval - The management of remnant forest patches requires a comprehensive understanding of their functioning and evolution, which can be achieved by monitoring the main community components in the medium and long terms. We analysed structural and compositional changes in a forest fragment at the University of São Paulo (USP) (23°33'44" - 23°34'02" S; 46°43'38" - 46°43'49" W) from 1992 to 1997. Surveys were performed within a 100 x 50 m plot, and included trees with diameter at breast height (dbh) ≥ 15.9 cm in 1992 and trees with dbh ≥ 9.5 cm in 1997. Tree species were identified and classified according to successional stages. Structural and dynamic variables were compared for the most abundant species, for successional groups, and for the whole community. Density and basal area of the community increased considerably in the period; species diversity and evenness remained almost the same. For native species, both diversity and evenness decreased. *Archontophoenix cunninghamiana*, an exotic palm, showed the highest growth and recruitment rates of all species, indicating a process of biological invasion. Pioneers decreased in density and showed the lowest recruitment and the highest mortality among ecological groups, while late successional species increased in density and had low mortality. Compared to another 62 neotropical forests, the USP forest shows low stability, typical of immature or regenerating forests. Potential recruitment and regeneration problems of native species, especially the late successional ones, were detected and may be explained by *A. cunninghamiana* outcompeting native species. These results illustrate the need to manage fragments of native vegetation to maintain biodiversity.

Resumo

Alterações na estrutura e composição arbórea de um fragmento urbano de floresta Atlântica (São Paulo, Brasil) num intervalo de cinco anos - O manejo de fragmentos florestais remanescentes necessita do entendimento abrangente de seus processos evolutivos e funcionais, que pode ser

alcançado por meio de monitoramento, a médio e longo prazos, dos componentes-chave da comunidade. Foram aqui analisadas mudanças na estrutura e composição de um fragmento florestal, localizado na Universidade de São Paulo (USP) (23°33'44" - 23°34'02" S; 46°43'38" - 46°43'49" W), ocorridas entre 1992 e 1997. Os levantamentos foram feitos numa área de 100 x 50 m, incluindo árvores com diâmetro na altura do peito (DAP) $\geq 15,9$ cm; o levantamento de 1997 também incluiu árvores com DAP $\geq 9,5$ cm. Variáveis estruturais e dinâmicas foram comparadas para as espécies mais abundantes, para grupos sucessionais e para a comunidade. Densidade e área basal da comunidade aumentaram consideravelmente no período; diversidade e equabilidade permaneceram praticamente as mesmas. Para as espécies nativas, diminuíram tanto diversidade como equabilidade. A palmeira exótica *Archontophoenix cunninghamiana* teve maiores taxas de recrutamento e crescimento dentre todas as espécies, indicando um processo de invasão biológica. Dentre os grupos ecológicos, as espécies pioneiras decresceram em densidade e tiveram menor recrutamento e maior mortalidade, enquanto que o contrário se deu para as climáticas. Comparada a outras 62 florestas neotropicais, a floresta estudada demonstrou menor estabilidade, tipicamente encontrada em florestas imaturas ou em regeneração. Potenciais problemas no recrutamento e na regeneração das espécies nativas, especialmente as tardias, foram detectados, podendo ser explicados pela competição de *A. cunninghamiana* com as espécies nativas. Os resultados apresentados demonstram a necessidade de se manejar fragmentos de vegetação nativa para se conservar sua biodiversidade.

Introdução

Na maioria das cidades que passaram por um desenvolvimento rápido e recente, a expansão urbana nem sempre foi planejada adequadamente, levando à destruição de quase todos os ambientes naturais. Remanescentes de ecossistemas nativos em paisagens urbanas são, assim, preciosos, por sua capacidade de amenizar muitos dos problemas causados pela urbanização, tais como a poluição atmosférica, impermeabilização do solo, aquecimento climático, entre outros, além do valor de lazer oferecido pela vegetação e pela fauna, especialmente as aves. A metrópole de São Paulo exemplifica este processo desorganizado de crescimento urbano, com a vegetação nativa atualmente sendo representada por pequenos fragmentos florestais em parques públicos ou reservas biológicas.

Pequenos fragmentos de florestais tropicais apresentam uma alta fragilidade (de acordo com a definição de fragilidade de Nilsson & Grelsson 1996), que se deve ao enfraquecimento da complexa rede de interações biológicas que as sustentam. A retirada de espécies originais da comunidade, especialmente espécies-chave, e o estabelecimento de espécies exóticas podem levar a extensas alterações na estrutura da comunidade, no microclima, nas cadeias tróficas e todas as outras relações inter-específicas, como polinização,

dispersão e competição, resultando na perda da diversidade biológica do sistema, quer em termos de espécies ou processos.

Devido a essa maior suscetibilidade frente às perturbações, pequenos fragmentos florestais devem ser submetidos a constante monitoramento e manejo, a fim de dirigir os processos sucessionais de forma a manter sua diversidade de espécies e habitats (Fiedler & Jain 1992, Sharitz *et al.* 1992, Slocombe 1993).

O manejo ecológico bem sucedido requer uma compreensão da estrutura e da dinâmica da vegetação, assim como o conhecimento dos processos pretéritos e atuais. Estes indicam que mudanças ocorreram e onde, os possíveis problemas gerados por essas mudanças e o caminho a seguir para a conservação da floresta. Neste sentido, estudos sobre taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade relacionados a grupos ecológicos, que acompanham a dinâmica da comunidade, permitem que as tendências gerais na comunidade sejam elucidadas, facilitando previsões e tomada de decisões. Estes tipos de estudos, especialmente aqueles baseados em parcelas permanentes, têm sido reconhecidos como de fundamental importância para o manejo ecológico das florestas tropicais, mesmo os dados sendo coletados em fragmentos pequenos ou em escalas de tempo curtas (Hubbell & Foster 1992, Milton *et al.* 1994, Condit 1995, Guariguata *et al.* 1997, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Terborgh *et al.* 1997).

O presente estudo analisa a dinâmica de árvores em um pequeno fragmento florestal urbano na cidade de São Paulo, SP, em um intervalo de cinco anos, no intuito de fornecer informação básica para ações de manejo. Assim, variáveis dinâmicas (mortalidade, recrutamento e crescimento) e estruturais (relacionadas a tamanho) foram analisadas em vários níveis diferentes: a comunidade total, espécies exóticas, a comunidade nativa, grupos ecológicos, e as populações mais abundantes.

Material e Métodos

Local de estudo

Este estudo foi realizado na Reserva Florestal da Universidade de São Paulo (USP), campus “Armando de Salles Oliveira” (23°33’44” - 23°34’02” S e 46°43’38” - 46°43’49” W). O campus fica na região oeste da área urbana de São Paulo, e a Reserva ocupa 102.100 m², em altitudes entre 730 m e 775 m. A Reserva é percorrida por um riacho que se inicia em seu interior e deságua em um lago artificial na borda da Reserva (Figura 1).

Figura 27. Localização da parcela estudada, na Reserva Florestal da USP, São Paulo, SP (modificado de Rossi 1994) (área em cinza em A = zona urbana de São Paulo; retângulo preto em B = parcela estudada).

O substrato é formado por depósitos do Terciário e Quaternário da Bacia de São Paulo (Joly 1950). O solo é argiloso, ácido, pobre em nutrientes e com altos teores de alumínio (Varanda 1977). O clima apresenta média anual de temperatura de 19,2 °C e precipitação média anual de 1207 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 14 °C (junho) e 23 °C (fevereiro) e as precipitações médias mensais variam de 230 mm (janeiro) a 40 mm (agosto), quando pode ocorrer déficit hídrico no solo (Gorresio-Roizman 1993). A umidade relativa do ar é de cerca de 80%, e predominam ventos SE (Varanda 1977).

A Reserva Florestal da USP inclui uma mancha de mata secundária (Cersósimo 1993), estimada por Rossi (1994), com base nas espécies arbóreas presentes em seu estrato intermediário, como tendo pelo menos 90 anos de idade. Pelo menos desde 1930, a floresta esteve isolada de outras manchas de mata, inicialmente cercada por pastagens e posteriormente pelo campus da USP, instalado na década de 1940. A floresta sofreu algumas perturbações importantes durante construção das ruas que a circundam, nas décadas de 1940, 50 e 60. Depois disso, a floresta começou a ser usada para fins recreativos até 1979, quando a área foi cercada para impedir as perturbações associadas a este tipo de atividade.

A mata está situada no domínio das florestas ombrófilas densas, e apresenta relações florísticas com a floresta ombrófila densa e a floresta estacional semidecidual (*sensu* Veloso *et al.* 1991) do Estado de São Paulo. Mais de 120 espécies arbustivo-arbóreas nativas foram identificadas na floresta (Rossi 1994) e ela representa um dos poucos fragmentos de vegetação nativa na cidade de São Paulo.

Coleta e análise de dados

Uma parcela de 100 m x 50 m (0,5 ha) foi delimitada dentro da Reserva (Figura 1), em que foram feitos censos totais das árvores vivas em junho de 1992 e setembro de 1997 (5,25 anos de intervalo). O primeiro levantamento incluiu árvores com diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,30 m de altura) $\geq 15,9$ cm. No segundo levantamento (setembro de 1997), árvores com $9,5 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 15,9 \text{ cm}$ também foram incluídas.

Após medição do DAP, as árvores foram marcadas com plaquetas de alumínio numeradas para identificação posterior. Material botânico foi coletado e *vouchers* das espécies não registradas anteriormente foram depositados no Herbário do Departamento de Botânica do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (São Paulo, SP) (SPF).

Descrições na literatura das espécies encontradas (Gorresio-Roizman 1993, Mantovani 1993, Tabarelli 1994, Knobel 1995) foram utilizadas para classificar as espécies nativas em grupos ecológicos, de acordo com o estágio sucessional em que ocorrem mais frequentemente: a) “tardias” - as espécies usualmente citadas na literatura como “climáticas” ou “secundárias tardias”; b) “secundárias” - aquelas citadas como “secundárias iniciais”, ou simplesmente “secundárias”; e c) “pioneiras” - aquelas citadas como tal. As espécies exóticas foram analisadas como um grupo à parte.

Densidade e área basal foram determinadas de acordo com Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) para os levantamentos de 1992 e 1997. A diversidade de espécies foi calculada através do índice de Shannon e Wiener (H') usando logaritmos naturais (Magurran 1988) e a equabilidade, através do índice de Pielou (J') (Pielou 1975).

Como medida de similaridade quantitativa entre os levantamentos de 1992 e 1997, utilizou-se o coeficiente de Czekanowski (Kent & Coker 1992):

$$S_c = \frac{2 \sum \min(X_i, Y_i)}{\sum X_i + \sum Y_i}$$

sendo X_i e Y_i = o número de indivíduos da espécie i em cada um dos dois levantamentos;

$\sum \min(X_i, Y_i)$ = a soma dos valores mínimos de cada espécie i .

Mortalidade, recrutamento e crescimento de populações foram calculados de acordo com o modelo proposto por Korning and Balslev (1994a):

$$r = (C_t / C_0)^{1/t} - 1$$

sendo r a taxa anual média de mortalidade ($r < 0$), taxa anual média de recrutamento ($r > 0$) ou taxa anual média de crescimento populacional; t o tempo (em anos); C_0 e C_t os tamanhos da população (número de indivíduos ou área basal) no tempo 0 e após t anos, respectivamente.

Diagramas de distribuição de frequências de DAP foram construídos para as três espécies nativas mais abundantes (espécies com mais de 15 indivíduos tanto em 1992 quanto em 1997), espécies exóticas, grupos ecológicos e para a comunidade total (todas as espécies combinadas). Os diagramas foram construídos de acordo com classes de 2,5 cm, iniciando em 15 cm de DAP (dados de 1992) ou 10 cm de DAP (dados de 1997).

O incremento de DAP foi estimado para as três espécies mais abundantes e para a comunidade total e foi expresso como variação de DAP por unidade de tempo (mm.ano^{-1}). A relação entre incremento de DAP (mm.ano^{-1}) e o DAP em 1992 (mm) foi analisada através de análise de regressão linear simples (Zar 1999), para a comunidade total e para as três espécies mais abundantes.

Os levantamentos (1992 e 1997) não puderam ser comparados estatisticamente, uma vez que não constituem amostras, mas censos totais da parcela estudada.

Resultados

Análise da comunidade

Em 1992, 156 indivíduos com DAP $\geq 15,9$ cm foram encontrados na área de 0,5 ha, pertencendo a 45 espécies de 35 gêneros e 22 famílias (Tabela 1). A área basal total era de $19,2 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$.

De 1992 a 1997, a densidade e a área basal total aumentaram consideravelmente, 7,1% ($1,31\%.\text{ano}^{-1}$) e 10,2% ($1,87\%.\text{ano}^{-1}$), respectivamente (Tabela 2). O DAP mediano mudou de 24,03 em 1992 para 23,87 em 1997. Sete indivíduos morreram (4,49% do total, taxa de mortalidade = $0,87\%.\text{ano}^{-1}$) e 18 foram recrutados (11,54%, taxa de recrutamento = $2,10\%.\text{ano}^{-1}$) de forma que, em 1997, a comunidade tinha 167 indivíduos de 46 espécies (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1. Espécies amostradas (DAP $\geq 15,9$ cm) em 0,5 hectare da Reserva Florestal da USP (São Paulo, SP) e algumas de suas variáveis estruturais e dinâmicas. N = número de indivíduos; AB = área basal. (* Grupos ecológicos segundo Gorresio-Roizman 1993, Mantovani 1993, Tabarelli 1994 e Knobel 1995)

Espécie	Família	Grupo ecológico *	1992		1997		Mortas	Recrutadas
			N	AB (m ²)	N	AB (m ²)		
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	pioneira	32	2,26	32	2,37	2	2
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	pioneira	22	1,11	21	1,18	2	1
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae	tardia	18	0,59	20	0,79	1	3
<i>Maytenus enopymoides</i> Reiss.	Celastraceae	tardia	6	0,23	6	0,24	0	0
<i>Casearia sybestrus</i> Sw.	Flacourtiaceae	secundária	5	0,18	5	0,20	0	0
<i>Eugenia ceratiflora</i> Miq.	Myrtaceae	tardia	5	0,14	7	0,20	0	2
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	Cecropiaceae	pioneira	4	0,19	4	0,22	0	0
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	tardia	4	0,60	5	0,67	0	1
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> H.Wendl. & Drude	Arecaceae	exótica	3	0,11	9	0,29	0	6
<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.	Leguminosae	secundária	3	0,64	3	0,61	0	0
<i>Machaerium villosum</i> Vog.	Leguminosae	tardia	3	0,51	3	0,51	0	0
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Rosaceae	secundária	3	0,15	3	0,16	0	0
<i>Rollinia syhatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.	Annonaceae	tardia	3	0,22	3	0,23	0	0
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Burg. Lanj. & Boer	Moraceae	tardia	3	0,11	3	0,11	0	0
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	secundária	2	0,21	2	0,26	0	0
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Macbr.	Leguminosae	secundária	2	0,11	2	0,10	0	0
<i>Cabralea canjerana</i> (Vel.) Mart.	Meliaceae	secundária	2	0,07	2	0,08	0	0
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	secundária	2	0,10	2	0,10	0	0
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Sapindaceae	tardia	2	0,07	2	0,08	0	0
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vog.	Leguminosae	secundária	2	0,13	3	0,16	0	1
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae	tardia	2	0,15	2	0,16	0	0
<i>Nectandra puberula</i> Nees	Lauraceae	tardia	2	0,08	2	0,09	0	0
<i>Cinnamomum triplinervia</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	Lauraceae	tardia	2	0,15	2	0,15	0	0
<i>Rollinia sericea</i> R.E.Fr.	Annonaceae	tardia	2	0,10	2	0,12	0	0

Tabela 1 (cont.). Espécies amostradas (DAP $\geq$ 15,9 cm) em 0,5 hectare da Reserva Florestal da USP (São Paulo, SP) e algumas de suas variáveis estruturais e dinâmicas. N = número de indivíduos; AB = área basal. (* Grupos ecológicos segundo Gorresio-Roizman 1993, Mantovani 1993, Tabarelli 1994 e Nobel 1995)

Espécie	Família	Grupo ecológico *	1992		1997		Mortas	Recrutadas
			N	AB (m ²)	N	AB (m ²)		
<i>Solanum erianthum</i> D.Don	Solanaceae	pioneira	2	0,07	1	0,02	1	0
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaerskov	Myrtaceae	tardia	1	0,02	1	0,02	0	0
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Cecropiaceae	pioneira	1	0,05	1	0,08	0	0
<i>Chorisia speciosa</i> A.St.-Hil.	Bombacaceae	secundária	1	0,08	1	0,10	0	0
<i>Dalbergia nyriantha</i> (Mart.) Benth.	Leguminosae	tardia	1	0,04	0	0,00	1	0
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) Macbride	Lauraceae	tardia	1	0,03	1	0,03	0	0
<i>Ficus insipida</i> Willd.	Moraceae	tardia	1	0,49	1	0,53	0	0
<i>Guettarida viburnoides</i> Cham. & Schlecht	Rubiaceae	tardia	1	0,07	1	0,06	0	0
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Leguminosae	tardia	1	0,06	1	0,06	0	0
<i>Linociera arborea</i> Eichl.	Oleaceae	tardia	1	0,02	1	0,03	0	0
<i>Maytenus robusta</i> Reiss.	Celastraceae	secundária	1	0,03	1	0,03	0	0
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myrtaceae	tardia	1	0,03	1	0,03	0	0
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	Lauraceae	tardia	1	0,03	1	0,03	0	0
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	tardia	1	0,02	1	0,02	0	0
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	tardia	1	0,08	1	0,09	0	0
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Elaeocarpaceae	tardia	1	0,05	1	0,05	0	0
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	Arecaceae	secundária	1	0,04	1	0,04	0	0
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	tardia	1	0,03	1	0,04	0	0
<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	Melastomataceae	pioneira	1	0,04	1	0,05	0	0
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Verbenaceae	tardia	1	0,04	1	0,05	0	0
<i>Zollernia ilicifolia</i> Vog.	Leguminosae	tardia	1	0,07	1	0,08	0	0
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	Cyatheaceae	tardia	0	0,00	1	0,04	0	1
<i>Piptadenia gonocantha</i> (Mart.) Macbr.	Leguminosae	secundária	0	0,00	1	0,03	0	1
Total			156	9,60	167	10,58	7	18

Tabela 2. Variáveis estruturais e dinâmicas dos três grupos ecológicos, espécie exótica, comunidade nativa total (DAP $\geq 15,9$ cm) em 0,5 hectare da Reserva Florestal da USP (São Paulo. SP). N = número de indivíduos; AB = área basal.

	1992		1997		Mortas	Recrutadas	Cresc. em N	Cresc. em AB
	N	AB (m ²)	N	AB (m ²)			(%.ano ⁻¹)	(%.ano ⁻¹)
pioneiras	62	3,72	60	3,92	5	3	-0,62	0,98
secundárias	24	1,74	26	1,88	0	2	1,54	1,45
tardias	67	4,03	72	4,49	2	7	1,38	2,11
exóticas	3	0,11	9	0,29	0	6	23,28	20,10
nativas	153	9,49	158	10,29	7	12	0,61	1,55
total	156	9,60	167	10,58	7	18	1,31	1,87

O coeficiente de Czekanowski (S_c) calculado entre 1992 e 1997 foi de 94,74%. O *ranking* de espécies baseado em densidade e área basal mudou pouco em 5 anos. As três primeiras espécies - *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus* e *Cordia ecalyculata*, respectivamente - mantiveram suas posições no *ranking* de densidade (Tabela 1), embora a densidade absoluta de *C. floribundus* tenha diminuído e a de *C. ecalyculata*, aumentado. No entanto, as espécies na quarta e quinta posições no *ranking* de densidade em 1992 - *Maytenus evonymoides* e *Casearia sylvestris* - foram ultrapassadas por *Archontophoenix cunninghamiana* e *Eugenia cerasiflora*, respectivamente, em 1997. A área basal da maioria das espécies aumentou, embora algumas espécies, como *C. floribundus*, tenham diminuído em número de indivíduos. *Cordia ecalyculata*, *Eugenia cerasiflora*, *Cedrela fissilis*, *Machaerium stipitatum* e especialmente *Archontophoenix cunninghamiana* apresentaram densidades e áreas basais aumentadas (Tabela 1).

No período estudado, uma espécie - *Dalbergia myriantha* (representada por um indivíduo em 1992) - desapareceu da comunidade e duas novas espécies - *Cyathea delgadii* e *Piptadenia gonoacantha* - foram encontradas, totalizando 46 espécies em 1997 (Tabela 1). A diversidade de espécies (H') e a equabilidade (J') praticamente não sofreram modificações, passando respectivamente de 3,10 nats.ind⁻¹ para 3,13 nats.ind⁻¹ e de 81,48% para 81,63%.

A moda da curva de distribuição de DAP para a comunidade total em 1992 (DAP $\geq 15,9$ cm) (Figura 2) esteve na classe intermediária de 22,5-25,0 cm. Em 1997, a curva de distribuição de freqüências de DAP mostra dois picos, um na classe inferior (10,0-12,5 cm) e outro na classe de 20,0-22,5 cm de DAP. O número de indivíduos aumentou em quase todas as classes de DAP, em concordância com o aumento geral de densidade.

O incremento de DAP das árvores entre 1992 e 1997 não está relacionado ao DAP em 1992 (análise de regressão: $n=168$; $F=0,02$; $p=0,887$). O incremento diamétrico médio foi de $2,10 \text{ mm.ano}^{-1}$ ($n= 168$; erro padrão = $0,231$; mediana = $1,213$) (Tabela 3). O incremento de DAP mais alto registrado foi o de um indivíduo de *Cordia ecalyculata*, de $11,5 \text{ mm.ano}^{-1}$.

Tabela 3. Incremento médio de DAP (mm.ano^{-1}) das três espécies mais abundantes, de outras espécies com exceção dessas três, e do total de espécies levantadas.

Espécie	Média (intervalo de confiança de 95%)
<i>Alchornea sidifolia</i>	1,55 ($\pm 0,79$)
<i>Croton floribundus</i>	2,77 ($\pm 1,09$)
<i>Cordia ecalyculata</i>	4,67 ($\pm 2,42$)
Outras espécies	1,63 ($\pm 0,98$)
Total	2,10 ($\pm 0,65$)

Espécie exótica

A única espécie exótica encontrada neste trecho da mata foi *Archontophoenix cunninghamiana* (Tabela 1), uma palmeira australiana cultivada como ornamental em jardins e praças de São Paulo. A população de *A. cunninghamiana* mostrou o maior aumento em número de indivíduos (de 3 para 9) e área basal (de $0,11$ para $0,29 \text{ m}^2$) entre todas as espécies na área (Tabela 1). Não apresentou mortalidade no período (Tabela 1), e foi responsável por um terço do recrutamento da comunidade, assim como por metade do crescimento em número de indivíduos da comunidade (Tabela 2). Em consequência de seu elevado crescimento populacional ($23,28\%.\text{ano}^{-1}$), *A. cunninghamiana* passou da nona posição no *ranking* de número de indivíduos em 1992 para a quarta posição em 1997 (Tabela 1). Também avançou 10 posições no *ranking* de área basal (Tabela 1).

O pequeno número de indivíduos de *A. cunninghamiana* em 1992 não permitiu uma análise de sua distribuição de frequências de DAP ($\text{DAP} \geq 15,9 \text{ cm}$), mas os dados de 1997 ($\text{DAP} > 9,5 \text{ cm}$) mostram um grande número de indivíduos em classes de DAP baixas ($10\text{--}15 \text{ cm}$) em comparação com as classes mais altas ($\text{DAP} > 15 \text{ cm}$) (Figura 2).

Figura 2. Distribuição de freqüências de diâmetro à altura do peito (DAP) das três espécies mais abundantes na parcela estudada, da espécie exótica *Archontophoenix cunninghamiana*, e da comunidade total, em 1992 (DAP $\geq$ 15,9 cm) e 1997 (DAP $\geq$ 9,5 cm). Os números no eixo das abscissas indicam os limites superiores das classes.

Comunidade nativa

A densidade e a área basal totais aumentaram para a comunidade de nativas (ou seja, a comunidade total excluindo-se *A. cunninghamiana*) - 3,27% e 8,42%, respectivamente (Tabela 2) - embora menos que para a comunidade total. No entanto, sua diversidade caiu de 3,03 para 2,97 nats.ind⁻¹ embora a riqueza de espécies tenha caído, revelando uma diminuição na equabilidade (79,96% para 77,96%).

A distribuição de DAP de árvores nativas mostra uma diminuição do número de indivíduos nas classes inferiores (DAP < 20 cm) de 1992 a 1997 (Figura 3), apesar do aumento geral do número de indivíduos de espécies nativas na comunidade, no mesmo período (Tabela 2).

Grupos ecológicos

Quando as espécies são analisadas como pertencendo a grupos ecológicos, nota-se que entre 1992 e 1997 a comunidade recebeu uma espécie secundária a mais, ficando com 13 espécies secundárias. O número de espécies tardias (27) e pioneiras (seis) permaneceu o mesmo. No entanto, o número de indivíduos de espécies tardias e secundárias aumentou, enquanto o de pioneiras diminuiu (Tabela 2). As pioneiras apresentaram baixo recrutamento e alta mortalidade, resultando em crescimento negativo do número de indivíduos. O grupo de espécies tardias, por outro lado, teve baixa mortalidade e alto recrutamento, apresentando aumento no número de indivíduos (Tabela 2). Embora a densidade de pioneiras tenha diminuído no período, elas ainda representavam 36% do total de indivíduos em 1997 (contra 40% em 1992). Como resultado do aumento do número de indivíduos e do incremento de DAP, o aumento de área basal na comunidade foi mais alto para as espécies tardias e mais baixo para as pioneiras (Tabela 2).

A distribuição de DAP do grupo de tardias (Figura 3) mostrou uma diminuição considerável do número de indivíduos nas classes inferiores de DAP (<20 cm) de 1992 a 1997, e um aumento das classes intermediárias (20-25 cm), resultando em um aumento em todas as medidas de tendência central (moda, média e mediana) e uma modificação no formato geral da curva (Figura 3). As pioneiras mostram, em ambos os levantamentos, o maior número de indivíduos em classes de DAP intermediárias; as espécies secundárias não demonstraram um padrão discernível.

Espécies nativas mais abundantes

As três espécies mais abundantes em 1992, *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus* e *Cordia ecalyculata*, mantiveram suas posições no *ranking* de densidade, de 1992 a 1997 (Tabela 1). *A. sidifolia* e *C. floribundus* (espécies pioneiras) tiveram suas áreas basais aumentadas (de 4,52 para 4,74 m².ha⁻¹, e de 2,22 para 2,35 m².ha⁻¹, respectivamente), mas mantiveram sua densidade (*A. sidifolia*) ou a tiveram diminuída (*C. floribundus*); *C. ecalyculata*, uma espécie tardia, apresentou aumento tanto em densidade (de 36 para 40 ind.ha⁻¹) quanto em área basal (de 1,18 para 1,58 m².ha⁻¹) (Tabela 1), e consequentemente um aumento de área basal relativa (de 6,14% para 7,54%).

Figura 3. Distribuição de freqüências de diâmetro à altura do peito (DAP) de espécies tardias, secundárias e pioneiras, e da comunidade nativa total na parcela estudada, em 1992 e 1997 (DAP $\geq$ 15,9 cm). Os números no eixo das abscissas indicam os limites superiores das classes.

A faixa de DAP mais freqüente para *A. sidifolia*, *C. floribundus* e *C. ecalyculata*, em 1992, esteve entre as classes intermediárias (Figura 2). A distribuição de *A. sidifolia* não mudou consideravelmente de 1992 a 1997, o que pode estar relacionado a sua baixa taxa de incremento diamétrico (vide abaixo). No caso de *C. floribundus*, o DAP máximo aumentou de 1992 a 1997, mas nenhum indivíduo foi registrado nas classes de DAP mais baixas ($10 \text{ cm} < \text{DAP} < 17,5 \text{ cm}$); além disso, todas as quatro classes de DAP entre 17,5 cm e 27,5 cm tiveram em 1997 um número de indivíduos igual ou menor do que em 1992. *C. ecalyculata* apresentou um decréscimo em densidade nas classes de DAP de 15,9 cm a 20 cm de 1992 a 1997, mas o número de indivíduos com DAP $> 20 \text{ cm}$ aumentou no período (Figura 2). Esta espécie mostrou um padrão irregular de distribuição de DAP, com picos nas classes de DAP de 10-12,5 cm e de 20-22,5 cm.

Ao contrário da comunidade total, *Cordia ecalyculata* apresentou correlação negativa entre DAP inicial e incremento de DAP ($n=17$; $R^2=0,30$; $F=6,50$; $p=0,022$), significando que indivíduos menores tenderam a crescer mais rápido em DAP que indivíduos maiores (Figura 4). A mesma correlação não foi significativa para *Alchornea sidifolia* ($n=31$; $F=0,003$; $p=0,96$)

nem para *Croton floribundus* ($n=20$; $F=4,05$; $p=0,059$). Entre estas três espécies, *A. sidifolia* mostrou o menor incremento diamétrico médio, seguida por *C. floribundus* e *C. ecalyculata* (Tabela 3), embora *A. sidifolia* e *C. floribundus* sejam consideradas espécies pioneiras, enquanto *C. ecalyculata* é considerada tardia. O incremento diamétrico médio das outras espécies em conjunto foi ligeiramente maior que o de *A. sidifolia* (Tabela 3).

Figura 4. Relação entre incremento de diâmetro à altura do peito (DAP) (no período 1992-1997) e o DAP em 1992, para *Cordia ecalyculata*.

Discussão

Os dados apresentados aqui são restritos, devido à pequena área levantada e o DAP mínimo relativamente grande adotado, e devem ser analisados com cuidado, levando-se em conta essas restrições. No entanto, consideramos que pode-se extrair deles informação importante e útil.

A área analisada na floresta da USP apresentou uma série de modificações estruturais apontadas por Clark (1996) como sendo esperadas em florestas tropicais em processo de sucessão ecológica. Por exemplo, a área basal total deveria aumentar durante o processo, assim como o número de árvores com troncos de grande porte. Espera-se também que a contribuição de espécies tolerantes à sombra aumente na comunidade, enquanto a abundância de pioneiras deve diminuir. Na floresta da USP, foi observado um aumento da área basal total, embora o número de árvores de grande porte não tenha aumentado. É possível, porém, que para uma área do tamanho da analisada aqui, este último processo só possa ser detectado em escala de tempo maior. Isto enfatiza a importância de se repetir estes levantamentos regularmente. As espécies pioneiras, um grupo importante das árvores na área

estudada, diminuíram em densidade, enquanto o oposto ocorreu com as secundárias e especialmente com as tardias, como esperado durante o processo sucessional.

Alchornea sidifolia e *Croton floribundus*, espécies pioneiras e as duas mais abundantes na comunidade, apresentaram baixos números de indivíduos nas classes mais baixas de DAP e altos números nas classes intermediárias em ambos os levantamentos. Este padrão de distribuição de frequências de DAP é muito parecido com aquele relatado por Finegan (1996) para espécies pioneiras de vida longa em uma floresta secundária em Barro Colorado. O autor interpretou este padrão como sendo consequência de falta de recrutamento, mortalidade de indivíduos menores e crescimento para classes de diâmetros maiores. A mesma interpretação poderia ser feita para *A. sidifolia* e *C. floribundus* no trecho analisado. Poderíamos inferir que ambas as espécies tiveram estabelecimento em massa na área no começo do processo sucessional e agora, após várias décadas, estariam começando a deixar a comunidade. Seguindo este raciocínio, esperamos que as populações de ambas as espécies declinem no futuro próximo.

Assumindo que as populações de *A. sidifolia* e *C. floribundus* tenham se estabelecido na área de estudo no início do processo sucessional, e considerando uma taxa constante de incremento diamétrico, é possível calcular a idade desta mancha florestal dividindo o DAP médio de cada espécie em 1997 pelo incremento diamétrico médio correspondente. Para *C. floribundus*, a idade estimada seria $263 \text{ mm} / 2,77 \text{ mm.ano}^{-1} = 95$ anos, valor muito próximo à estimativa de Rossi (1994), de cerca de 90 anos. A idade estimada da floresta baseado em *A. sidifolia* seria de $287 \text{ mm} / 1,55 \text{ mm.ano}^{-1} = 185$ anos. Esta segunda estimativa é consideravelmente mais alta, já que *A. sidifolia* alcança tamanho maior e apresenta taxa de incremento diamétrico menor em comparação com *C. floribundus*.

Alguns outros dados podem explicar esta discrepância entre as duas estimativas. Analisando outro fragmento florestal em São Paulo, Gomes (1998) encontrou taxa de incremento diamétrico muito mais alta para *A. sidifolia* ($9,71 \text{ mm.year}^{-1}$; $n = 16$; desvio padrão = 5,55) do que encontramos neste trabalho. O autor mediu árvores menores ($8 \text{ cm} < \text{DAP} < 21,5 \text{ cm}$) em uma floresta mais aberta e perturbada que a floresta da USP. Seus dados indicam que, para esta espécie em particular, o pressuposto de incremento diamétrico constante não é válido, e que árvores menores desta espécie crescem mais rápido em DAP que as maiores. Levando isto em conta, a idade estimada da população de *A. sidifolia* diminuiria, ficando mais próxima da estimativa derivada dos dados de *C. floribundus*.

A tendência de incremento diamétrico mais alto para árvores maiores, encontrada por vários autores (Connell *et al.* 1984, Felfili 1995, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Gomes 1998) não foi verificada neste estudo para *A. sidifolia* e *C. floribundus*.

O aumento tanto em densidade quanto em área basal de algumas espécies tardias na floresta da USP, como *Cordia ecalyculata*, *Eugenia cerasiflora* e *Cedrela fissilis*, pode indicar que a comunidade está atingindo a maturidade. No entanto, o mesmo aconteceu para *Archontophoenix cunninghamiana*, a palmeira exótica (Table 1), conforme discutido abaixo.

A comunidade total mostrou ser muito dinâmica (alto crescimento em número de indivíduos) em comparação com outros 57 estudos em florestas neotropicais (árvores com DAP ≥ 10 cm) (Tabela 4). Isto reflete estabilidade baixa, típica de florestas imaturas ou em regeneração. A taxa de recrutamento obtida na floresta da USP está entre as 30% mais altas entre os valores comparados; a taxa de mortalidade está entre os 20% mais baixos (Tabela 4).

Uma possível explicação para a baixa mortalidade medida na floresta da USP seria o DAP mínimo adotado no levantamento, que foi relativamente alto, levando o estudo a considerar árvores relativamente grandes. Alguns autores relatam as taxas de mortalidade mais altas nas classes de DAP mais baixas (de 5 a 10 cm) (p. ex., Oliveira-Filho *et al.* 1997). No entanto, vários outros estudos não encontraram correlação entre mortalidade e tamanho do indivíduo quando o DAP era maior que 5-10 cm (Swaine *et al.* 1987, Lieberman *et al.* 1985, Manokaran & Kochummen 1987), enquanto Hubbell & Foster (1992) e Milton *et al.* (1994) registraram mortalidade mais alta para as árvores maiores em Barro Colorado. Em todo caso, mesmo se comparada apenas com aqueles estudos com um DAP mínimo de 15 cm ou mais (Tabela 4), a floresta da USP apresenta a mortalidade mais baixa.

A taxa de crescimento (número de indivíduos) na floresta da USP ficou em sexto lugar de 58 levantamentos (Tabela 4). Curiosamente, dois dos cinco trabalhos com taxas de crescimento maiores também foram realizados em manchas isoladas de floresta secundária e/ou perturbada no sudeste brasileiro (Oliveira-Filho *et al.* 1997, Gomes 1998). A grande dinâmica dessas florestas pode ser resultado de perturbações antrópicas sofridas no passado. Pode também ser atribuída aos efeitos de borda pronunciados que ocorrem em fragmentos pequenos, que podem afetar vários processos importantes na dinâmica de árvores, por exemplo aumentando o recrutamento (Laurance *et al.* 1998). É importante ressaltar, porém, que uma grande parte do crescimento em número de indivíduos medido é devida à palmeira exótica *Archontophoenix cunninghamiana*. Esta espécie apresentou um aumento de densidade e área basal bastante elevado, e sua distribuição de DAP sugere um processo de invasão biológica no fragmento (de acordo com a definição de Pysek 1995). É possível que o

crescimento da população de *A. cunninghamiana* esteja associado com a diminuição da densidade de indivíduos jovens de espécies nativas (representados pelas classes mais baixas de DAP), especialmente aqueles de espécies tardias, sendo este padrão uma indicação de regeneração inadequada neste grupo. *A. cunninghamiana*, aparentemente uma espécie tolerante à sombra, pode estar competindo com as espécies nativas tardias. Esta suposição é apoiada pela observação da espécie *in situ*: abaixo de um indivíduo reprodutivo de *A. cunninghamiana* podem ser encontradas muitas de suas plântulas, mas nenhuma de outras espécies.

Embora a comunidade como um todo tenha apresentado crescimento do número de indivíduos em quase todas as classes diamétricas no período, sua curva de distribuição de DAP não tem a forma usualmente apresentada por florestas tropicais “saúdáveis”, em que classes de DAP mais baixo têm mais indivíduos que a classe subsequente (p. ex., Nadkarni *et al.* 1995, Guariguata *et al.* 1997, Oliveira-Filho *et al.* 1997, Werneck *et al.* 2000). Isto indica a possibilidade de um problema de regeneração no fragmento. Excluindo *Archontophoenix cunninghamiana* da comunidade, o número de indivíduos pequenos (DAP < 20 cm) diminuiu de 1992 a 1997, indicando que indivíduos de *A. cunninghamiana* estão tomando o lugar de outras espécies na comunidade.

Conclusões

A composição da floresta estudada em termos de grupos ecológicos indica que a floresta da USP ainda está sofrendo modificações sucessionais. A abundância de espécies pioneiras é relativamente alta, embora esteja diminuindo, e o grupo de espécies tardias está aumentando. Mesmo tendo pelo menos 90 anos de idade, esta floresta ainda é muito dinâmica e espécies pioneiras são abundantes na comunidade, indicando que este tipo de floresta tropical precisa de mais de um século para atingir a maturidade, como colocado por Finegan (1996) para algumas florestas tropicais. A distribuição de freqüências de DAP, especialmente de espécies tardias e da comunidade total, mostra que as espécies nativas em geral estão encontrando problemas de regeneração. Acreditamos que a razão mais importante para isso seja a invasão do fragmento florestal por *A. cunninghamiana*. As taxas de crescimento populacional e recrutamento encontradas para esta espécie, sem mortalidade, mostram seu potencial de dominar a comunidade em alguns anos. Além disso, o isolamento do fragmento, seu pequeno tamanho e freqüentes perturbações antropogênicas diretas e indiretas - como a entrada de pessoas na floresta (especialmente estudantes e pesquisadores), poluição atmosférica e ruído devido ao tráfego de veículos nas ruas próximas, que espantam os animais, entre outros - provavelmente contribuem para o desbalanço de indivíduos menores de espécies nativas.

Tabela 4. Variáveis dinâmicas de alguns levantamentos em florestas neotropicais, arranjados em ordem de crescimento em N (DAP = diâmetro mínimo à altura do peito; crescimento em N = crescimento em número de indivíduos) Todos os valores transformados para o modelo de Korning & Balslev (1994a) (modificado de Gomes 1998).

Local	DAP (cm)	período (anos)	mortalidade (%/ano ⁻¹)	recrutamento (%/ano ⁻¹)	crescimento em N (%/ano ⁻¹)	Referência
Lavras, Brasil	15,0	5,00	1,30	3,97	2,86	Oliveira-Filho <i>et al.</i> (1997)
Cuyabeno, Equador	10,0	2,15	1,04	3,08	2,08	Korning & Balslev (1994a, b)
Caño Rosalba, Venezuela	10,0	2,00	0,66	2,32	1,68	Veillon (1985) <i>apud</i> Phillips (1996)
São Paulo, Brasil	16,0	5,59	0,92	2,40	1,58	Gomes (1998)
Tambopata, Peru	10,0	7,75	1,82	2,86	1,37	Phillips & Gentry (1994)
São Paulo, Brasil	15,9	5,25	0,87	2,10	1,31	Este trabalho
Venezuela	10,0	11,00	1,42	2,29	1,18	Carey <i>et al.</i> (1994)
Mucuy, Venezuela	10,0	14,10	0,63	1,61	1,10	Veillon (1985) <i>apud</i> Phillips (1996)
Cuzco Amazonico, Peru	10,0	5,20	1,79	2,56	0,96	Phillips (1996)
Venezuela	10,0	16,00	1,40	1,89	0,86	Carey <i>et al.</i> (1994)
San Carlos de Rio Negro, Venezuela	10,0	10,33	1,14	1,81	0,85	Uhl & Murphy (1981), Uhl <i>et al.</i> (1988)
Barro Colorado, Panamá	10,0	8,00	2,01	2,50	0,83	Hubbell & Foster (1990)
Venezuela	10,0	16,00	0,68	1,26	0,70	Carey <i>et al.</i> (1994)
Venezuela	10,0	16,00	1,36	1,72	0,69	Carey <i>et al.</i> (1994)
Manú, Peru	10,0	15,00	2,75	2,35	0,48	Gentry & Terborgh (1990)
Mucuy, Venezuela	10,0	11,90	0,54	0,96	0,47	Veillon (1985) <i>apud</i> Phillips (1996)
Manaus, Brasil	25,0	5,00	1,44	1,80	0,46	Jardim (1990)
Allpahuayo, Peru	10,0	5,30	1,43	1,77	0,45	Phillips (1996)
Tambopata, Peru	10,0	11,67	1,94	1,98	0,44	Phillips & Gentry (1994)
Linhares, Brasil	10,0	15,00	1,51	1,60	0,42	Rolim (1997)
Venezuela	10,0	10,00	2,96	2,65	0,39	Carey <i>et al.</i> (1994)
Venezuela	10,0	14,00	2,10	1,92	0,34	Carey <i>et al.</i> (1994)
Manaus, Brasil	25,0	5,00	1,44	1,65	0,30	Jardim (1990)

Tabela 4 (cont.). Variáveis dinâmicas de alguns levantamentos em florestas neotropicais, arranjados em ordem de crescimento em N (DAP = diâmetro mínimo à altura do peito; crescimento em N = crescimento em número de indivíduos) Todos os valores transformados para o modelo de Korning & Balslev (1994a) (modificado de Gomes 1998).

Local	DAP (cm)	período (anos)	mortalidade (%ano ⁻¹)	recrutamento (%ano ⁻¹)	crescimento em N (%ano ⁻¹)	Referência
Manaus, Brasil	10,0	5,17	0,88	1,12	0,28	Rankin-de-Merona <i>et al.</i> (1990)
Tambopata, Peru	10,0	7,00	0,70	0,94	0,28	Phillips & Gentry (1994)
Venezuela	10,0	11,00	0,43	0,68	0,28	Carey <i>et al.</i> (1994)
Jatun Sacha, Equador	10,0	5,00	1,45	1,63	0,27	Phillips & Gentry (1994)
Venezuela	10,0	29,00	1,58	1,23	0,19	Carey <i>et al.</i> (1994)
Sucusari, Peru	10,0	4,00	2,10	2,13	0,16	Phillips (1996)
Manú, Peru	10,0	15,50	2,26	1,82	0,15	Gentry & Terborgh (1990)
Yanamono, Peru	10,0	9,75	2,78	2,35	0,14	Phillips & Gentry (1994)
Venezuela	10,0	10,00	2,21	1,96	0,14	Carey <i>et al.</i> (1994)
Manaus, Brasil	10,0	5,17	0,83	0,89	0,09	Rankin-de-Merona <i>et al.</i> (1990)
Tambopata, Peru	10,0	7,75	2,80	2,40	0,05	Phillips & Gentry (1994)
Tambopata, Peru	10,0	7,75	2,66	2,28	0,03	Phillips & Gentry (1994)
Allpahuayo, Peru	10,0	5,30	2,03	1,87	0,00	Phillips (1996)
Venezuela	10,0	11,00	1,42	1,24	0,00	Carey <i>et al.</i> (1994)
La Selva, Costa Rica	10,0	13,00	2,16	1,67	-0,05	Lieberman <i>et al.</i> (1990)
La Selva, Costa Rica	10,0	13,00	2,40	1,80	-0,08	Lieberman <i>et al.</i> (1990)
Añangu, Equador	10,0	4,92	1,87	1,66	-0,09	Korning & Balslev (1994a, b)
Venezuela	10,0	17,00	1,52	1,13	-0,11	Carey <i>et al.</i> (1994)
Caño Rosalba, Venezuela	10,0	2,00	1,71	1,49	-0,19	Veillon (1985) <i>apud</i> Phillips (1996)
Brasília, Brasil	10,0	6,00	3,44	2,74	-0,22	Felfli (1994, 1995)
Venezuela	10,0	11,00	0,95	0,66	-0,23	Carey <i>et al.</i> (1994)
Mishana, Peru	10,0	7,58	1,60	1,24	-0,23	Phillips & Gentry (1994)
La Selva, Costa Rica	10,0	13,00	1,88	1,33	-0,24	Lieberman <i>et al.</i> (1990)

Tabela 4 (cont.). Variáveis dinâmicas de alguns levantamentos em florestas neotropicais, arranjados em ordem de crescimento em N (DAP = diâmetro mínimo à altura do peito; crescimento em N = crescimento em número de indivíduos) Todos os valores transformados para o modelo de Korning & Balslev (1994a) (modificado de Gomes 1998).

Local	DAP (cm)	período (anos)	mortalidade (%ano ⁻¹)	recrutamento (%ano ⁻¹)	crescimento em N (%ano ⁻¹)	Referência
Cuzco Amazonico, Peru	10,0	5,20	2,22	1,77	-0,28	Phillips (1996)
Venezuela	10,0	29,00	2,05	1,08	-0,31	Carey <i>et al.</i> (1994)
Venezuela	10,0	18,00	1,70	1,04	-0,35	Carey <i>et al.</i> (1994)
Manaus, Brasil	10,0	5,17	1,14	0,74	-0,36	Rankin-de-Merona <i>et al.</i> (1990)
Venezuela	10,0	19,00	2,06	1,20	-0,39	Carey <i>et al.</i> (1994)
Manaus, Brasil	10,0	5,17	1,32	0,69	-0,59	Rankin-de-Merona <i>et al.</i> (1990)
Manaus, Brasil	10,0	5,17	1,40	0,75	-0,61	Rankin-de-Merona <i>et al.</i> (1990)
Manaus, Brasil	25,0	5,00	1,52	0,86	-0,61	Jardim (1990)
Venezuela	10,0	17,00	2,28	1,10	-0,75	Carey <i>et al.</i> (1994)
Venezuela	10,0	18,00	1,70	0,62	-0,89	Carey <i>et al.</i> (1994)
Pakitiza, Peru	10,0	4,00	2,65	1,60	-0,92	Dallmeier <i>et al.</i> (1992) <i>apud</i> Phillips (1996)
Pakitiza, Peru	10,0	4,00	2,25	1,17	-1,00	Dallmeier <i>et al.</i> (1992) <i>apud</i> Phillips (1996)
Añangu, Equador	10,0	8,50	3,03	-	-	Korning & Balslev (1994a, b)
Monte Verde, Costa Rica	30,0	3,31	2,50	-	-	Matelson <i>et al.</i> (1995)
Barro Colorado, Panamá	19,0	13,60	1,97	-	-	Milton <i>et al.</i> (1994)
Añangu, Equador	10,0	8,50	1,87	-	-	Korning & Balslev (1994a, b)
Manaus, Brasil	10,0	4,00	1,13	-	-	Jardim (1990)
Média			1,71	1,69	0,27	
Mediana			1,70	1,67	0,16	
Quartil inferior			1,30	1,13	-0,23	
Quartil superior			2,16	2,13	0,48	
Desvio padrão			0,68	0,69	0,74	

Gostaríamos de enfatizar a necessidade de manejo de pequenos fragmentos de vegetação nativa - como a floresta da Reserva da USP - com o objetivo da manutenção de sua diversidade natural, incluindo o controle de espécies invasoras. O presente estudo indica *Archontophoenix cunninghamiana* como um potencial problema na floresta estudada e que ações de manejo são necessárias para seu controle. Assim, outros estudos referentes ao comportamento de *A. cunninghamiana* na floresta da Reserva da USP estão sendo conduzidos, a fim de recolher informações mais detalhadas sobre a espécie.

Referências Bibliográficas

- Carey, E.V., Brown, S., Gillespie, A.J.R. & Lugo, A.E. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forest of Venezuela. *Biotropica* 26: 255-265.
- Cersósimo, L.F. 1993. *Variações espaciais e temporais no estabelecimento de plântulas em trecho de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Clark, D.B. 1996. Abolishing virginity. *J. Trop. Ecol.* 12: 735-739.
- Condit, R. 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends Ecol. Evol.* 10:18-22.
- Connell, J.H., Tracey, J.G. & Webb, L.J. 1984. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. *Ecol. Monogr.* 54:141-164.
- Felfili, J.M. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. *Revta bras. Bot.* 17: 1-12.
- Felfili, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *J. Trop. Ecol.* 11: 67-83.
- Fiedler, P.L. & Jain, S.H. 1992. *Conservation biology: theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman & Hall. New York.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends Ecol. Evol.* 11: 119-124.
- Gentry, A.H. & Terborgh, J. 1990. Composition and dynamics of the Cosha Cashu "mature" floodplain forest, In A. H. Gentry (ed) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press. New Haven, p. 542-564.
- Gomes, E.P.C. 1998. *Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Gorresio-Roizman, L. 1993. *Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo.

- Guariguata, M.R., Chazdon, R.L., Denslow, J.S., Dupuy, J.M. & Anderson, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecol.* 132: 107-120.
- Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1990. Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. In A. H. Gentry (ed) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press. New Haven, p. 522-541.
- Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. *Oikos* 63: 48-61.
- Jardim, F.C.S. 1990. Mortalidade e crescimento na floresta equatorial de Terra Firme. *Bolm Mus. para. 'Emílio Goeldi', Bot.* 6: 227-234.
- Joly, A.B. 1950. Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Bolm Fac. Filos. Ciênc. Univ. S. Paulo, Bot.* 8: 5-68.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. CRC Press. Boca Ratón.
- Knobel, M.G. 1995. *Aspectos da regeneração natural do componente arbóreo-arbustivo de trecho da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994a. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *J. Veget. Sci.* 5: 77-86.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994b. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *J. Trop. Ecol.* 10: 151-166.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin De Merona, J.N., Laurance, S. G., Hutchings, R.W. & Lovejoy, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonia tree communities. *Conservation Biology* 12: 460-464.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R. & Hartshorn, G.S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *J. Ecol.* 73: 915-924.
- Lieberman, D., Hartshorn, G.S., Lieberman, M. & Peralta, R. 1990. Forest dynamics at La Selva Biological Station, Costa Rica, 1969-1985. In A. H. Gentry (ed) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press. New Haven, p. 509-521.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Princeton.
- 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.

- Mantovani, W. 1993. *Estrutura e dinâmica da floresta atlântica na Juréia, Iguape-SP*. Tese de Livre-Docência. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Matelson, T.J., Nadkarni, N.M. & Solano, R. 1995. Tree damage and annual mortality in a montane forest in Monteverde, Costa Rica. *Biotropica* 27: 441-447.
- Milton, K., Laca, E.A. & Demment, M.W. 1994. Successional patterns of mortality and growth of large trees in a Panamanian lowland forest. *J. Ecol.* 82: 79-87.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley. New York.
- Nadkarni, N.M., Matelson, T.J. & Haber, W.A. 1995. Structural characteristics and floristic composition of a Neotropical cloud forest, Monteverde, Costa Rica. *J. Trop. Ecol.* 11: 481-495.
- Nilsson, C. & Grelsson, G. 1996. The fragility of ecosystems: a review. *J. Appl. Ecol.* 32: 677-692.
- Oliveira-Filho, A.T., Mello, J.M. & Scolforo, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131: 45-66.
- Phillips, O.L. 1996. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. *Environ. Conserv.* 23: 235-248.
- Phillips, O.L. & GENTRY, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley-Interscience. New York.
- Pysek, P. 1995. On the terminology used in plant invasion studies. In P. Pysek, K. Prach, M. Rejmanek, & M. Wade (eds) *Plant invasions: general aspects and special problems*. SPB Academic Publ. Amsterdam.
- Rankin-De-Merona, J.M., Hutchings, H.R.W. & Lovejoy, T.E. 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the central Amazon. In A. H. Gentry (ed) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press. New Haven, p. 573-583.
- Rolim, S.G. 1997. *Dinâmica da floresta atlântica em Linhares (ES) (1980-1995)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Piracicaba.
- Rossi, L. 1994. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando Salles de Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Bol. Inst. Bot. São Paulo* 9: 1-105.

- Sharitz, R.R., Boring, L.R., Van Lear, D.H. & Pinder, J.E. 1992. Integrating ecological concepts with natural resource management of Southern forests. *Ecol. Applications* 2(3): 226-237.
- Slocombe, S. 1993. Implementing ecosystem-based management. *BioScience* 43: 612-622.
- Swaine, M.D., Diana, L. & Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *J. Trop. Ecol.* 3: 359-366.
- Tabarelli, M. 1994. *Clareiras naturais e a dinâmica sucessional de um trecho de floresta na Serra da Cantareira, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Terborgh, J.; Flores, C., Mueller, P. & Davenport, L. 1997. Estimating the ages of successional stands of tropical trees from growth increments. *J. Trop. Ecol.* 14: 833-856.
- Uhl, C. & Murphy, P.G. 1981. Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon Basin of Venezuela. *Trop. Ecol.* 22(2): 219-237.
- Uhl, C., Clark, K., Dezzee, N. & Maquirino, P. 1988. Vegetation dynamics in amazonian treefall gaps. *Ecology* 69: 751-763.
- Varanda, E.M. 1977. *Balanço hídrico de espécies da Mata do Butantã*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE. Rio de Janeiro.
- Werneck, M.S., Franceschinelli, E.V., Tameirão-Neto, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Revta brasil. Bot., São Paulo* 23: 399-411.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Jersey.

Capítulo 5 - A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude

RICARDO DISLICH, NABOR KISSER e VÂNIA REGINA PIVELLO

Revista Brasileira de Botânica 25(1): 55-64

Enviado em 06/9/2000, aceito em 14/11/2001

Abstract

The invasion of a forest fragment in São Paulo (SP) by the Australian palm *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude) - Biological invasions are a threat to the maintenance of biological diversity, especially in small, isolated habitat fragments. This work reports the invasion of the Reserve of the Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (23°34’ S, 46°43’ W), a small (10 ha) forest fragment, by a palm native of Australia, describing spatial patterns, size structure and dynamic features of its population. Adult individuals (DBH > 25 cm) occur in a large portion of the Reserve. In a 2.1 ha area inside the Reserve, *A. cunninghamiana* was the species with the highest density among trees with DBH ≥ 9.5 cm, with 305 individuals (22.5% of total). The species was absent from sites with a recent history of human disturbance, suggesting preference for establishment in shady sites. The size structure analysis indicates a future increase in the relative density of the species. Seedlings (with pinatissect leaves, without woody stem) were absent from only three out of 87 studied quadrats (10 m x 10 m) and juveniles (with woody stem) with DBH < 9.5 cm were absent from 19 quadrats. Two surveys with a 2.5 years interval (DBH ≥ 9.5 cm) showed the death of three of the initial 154 individuals and the recruitment of 89 more, leading to a population growth of 19.4 %·year⁻¹, very high in comparison with literature data. The high density already achieved by the invader and its tendency to increase even more call for management actions in order to reverse the invasion process.

Resumo

A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude - Invasões biológicas são uma ameaça à manutenção da diversidade biológica, especialmente em fragmentos de habitat pequenos e isolados. Este trabalho reporta a invasão da Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (23°34’ S, 46°43’ W), um pequeno (10 ha) fragmento florestal, por uma palmeira nativa da Austrália, através da descrição dos padrões espaciais, estrutura de tamanhos e aspectos dinâmicos de sua população.

Indivíduos adultos (DAP > 25 cm) se distribuem por grande parte da Reserva. Entre as árvores com DAP $\geq$ 9,5 cm, em uma área de 2,1 ha, *A. cunninghamiana* foi a espécie com maior densidade, com 305 indivíduos (22,5% do total). A espécie esteve ausente em locais com histórico recente de perturbação antrópica, sugerindo preferência por estabelecimento em locais sombreados. A análise da estrutura de tamanhos indica um aumento futuro da densidade relativa da espécie. Plântulas (com folhas pinatissectas, sem caule lignificado) não ocorreram em apenas três de 87 parcelas de 10 m x 10 m estudadas, e jovens (com caule lignificado) com DAP < 9,5 cm não ocorreram em 19 delas. Dois levantamentos com 2,5 anos de intervalo (DAP $\geq$ 9,5 cm) mostraram a morte de três dos 154 indivíduos iniciais e o recrutamento de mais 89, levando a um crescimento populacional de 19,4 %ano⁻¹, muito elevado se comparado com dados da literatura. A grande densidade já alcançada pela invasora, assim como a tendência de aumento dessa densidade, pedem por ações de manejo que visem a reversão deste processo de invasão.

Introdução

As invasões biológicas constituem um fenômeno ainda pouco estudado, porém reconhecido na década de 90 como uma das maiores ameaças à biodiversidade do planeta (Cronk & Fuller 1995, Pysek *et al.* 1995, Williamson 1996, Meffe & Carroll 1997). Segundo definido por Pysek (1995), espécie invasora é “uma exótica cuja distribuição e/ou abundância está em processo de aumento”, e espécie exótica é “aquela que alcançou a área como consequência de atividades do homem neolítico ou pós-neolítico ou seus animais domésticos”. As invasões biológicas podem causar impactos em diversos níveis, incluindo efeitos sobre indivíduos (morfologia, comportamento, mortalidade, crescimento), efeitos genéticos (alteração de padrões de fluxo gênico, hibridização), efeitos sobre a dinâmica de populações (abundância, crescimento populacional, extinção), a comunidade (riqueza de espécies, diversidade, estrutura trófica) e processos do ecossistema (disponibilidade de nutrientes, produtividade, regime de perturbações) (Parker *et al.* 1999).

As características que aumentam as chances de uma espécie se tornar invasora e as características que tornam determinado ecossistema mais suscetível a invasões biológicas são temas que vêm sendo investigados (Noble 1989, Roy 1990, Lodge 1993, Rejmanek & Richardson 1996, Williamson & Fitter 1996a). Existem plantas invasoras de todas as principais formas de vida, de ervas a árvores, ocorrendo nos mais diversos tipos de ecossistemas (Cronk & Fuller 1995). Florestas tropicais pouco perturbadas parecem ser raramente invadidas (Laurance & Bierregaard 1997), embora haja exceções a esta regra (Cronk & Fuller 1995, Peters 2001). Ainda em florestas tropicais pouco perturbadas, lianas e trepadeiras exóticas podem ter efeito importante nas bordas, sendo também freqüente a

ocorrência de plantas exóticas colonizando clareiras. Estas, porém, geralmente têm existência efêmera e vão progressivamente se retirando da comunidade, com o fechamento do dossel (Laurance & Bierregaard 1997). Habitats florestais perturbados parecem ser muito mais suscetíveis às invasões biológicas. Muitas invasoras são heliófitas, encontrando mais oportunidades de estabelecimento nestes locais perturbados. Em geral, fragmentos pequenos de habitats naturais são mais suscetíveis a invasão biológica do que grandes áreas contínuas (Cronk & Fuller 1995, Laurance & Bierregaard 1997).

Para a América do Sul, ainda existem poucos registros de plantas invasoras em ambientes florestais (Cronk & Fuller 1995), provavelmente em decorrência da escassez de estudos com este enfoque, embora processos de invasão biológica em ambientes abertos de savana tenham sendo reportados recentemente (Pivello *et al.* 1999a, b).

Embora ainda não exista um consenso para uma abordagem de quantificação do impacto de invasões biológicas, Parker *et al.* (1999) sugerem que três fatores devem ser levados em conta para medi-lo: área total ocupada, abundância local, e alguma medida do impacto por indivíduo. Quanto maior qualquer um desses fatores, maior o impacto causado pela espécie. O raciocínio utilizado no uso da abundância do invasor como medida do impacto é de que qualquer biomassa (ou espaço, ou energia) controlada pelo invasor representa recursos não mais disponíveis para competidores (Parker *et al.* 1999).

Este trabalho trata da invasão de um pequeno fragmento de floresta em área urbana, na cidade de São Paulo, por *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude (Arecaceae), uma espécie exótica. Para caracterizar a existência do processo de invasão, foi descrita a dinâmica (recrutamento, mortalidade, crescimento, incremento diamétrico) da espécie na área. Como indicação do impacto causado, foram analisadas a área ocupada e abundância da espécie, como sugerido por Parker *et al.* (1999). Para tanto, foram descritos seus padrões espaciais e estrutura de tamanhos no interior do fragmento. A fim de avaliar a abundância relativa de *A. cunninghamiana* na Reserva, foi realizado também levantamento dos indivíduos de outras espécies.

Material e métodos

Espécie estudada

Archontophoenix cunninghamiana é nativa de florestas tropicais da Austrália oriental, entre as latitudes 35,5° S e 21° S (Waterhouse & Quinn 1978). Tem o hábito de uma palmeira monocaule que floresce por vários anos, através de uma sucessão de inflorescências “laterais” (Waterhouse & Quinn 1978). Seu estipe apresenta crescimento em diâmetro com o tempo,

pertencendo ao “tipo B” descrito por Schoute (1912). Em seu habitat natural, indivíduos dessa espécie podem alcançar altura superior a 20 m e diâmetro à altura do peito superior a 20 cm (Waterhouse & Quinn 1978). *A. cunninghamiana* é amplamente utilizada como ornamental (Pirani & Cortopassi-Laurino 1994) em praças, jardins e na arborização urbana em São Paulo, onde floresce durante o ano inteiro, sendo visitada por várias espécies de abelhas sociais à procura de néctar e pólen (Pirani & Cortopassi-Laurino 1994). Suas drupas vermelhas, com 1-2 cm de diâmetro (Pirani & Cortopassi-Laurino 1994), disponíveis ao longo do ano inteiro, são consumidas por um número relativamente grande de espécies de aves urbanas (Hasui & Höfling 1998).

Local de estudo

A Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), da Universidade de São Paulo (USP), localiza-se no bairro do Butantã, em São Paulo, SP. Em seu interior localiza-se a Reserva estudada neste trabalho (23°33'44” – 23°34'02” S, 46°43'38” – 46°43'49” W), com uma área de 102.100 m², situada no vale de um riacho que se estende na direção S-N, em terreno com altitudes entre 775 m e 735 m. Na parte mais baixa do terreno o represamento do riacho dá origem a um pequeno lago.

A área situa-se na Bacia de São Paulo, formada por depósitos do Terciário e Quaternário (Joly 1950). O solo é essencialmente argiloso, ácido, pobre em nutrientes e com altos teores de alumínio (Varanda 1977). O clima apresenta média anual de temperatura de 19,2 °C e precipitação média anual de 1207 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 14 °C (junho) e 23 °C (fevereiro). As precipitações médias mensais variam de 230 mm em janeiro a 40 mm em agosto, quando pode ocorrer déficit hídrico no solo (Gorresio-Roizman 1993).

Grande parte da área da Reserva é coberta por mata secundária (Cersósimo 1993), considerada por Rossi (1994) como um mosaico composto por áreas em diversos estádios de degradação e regeneração, efeito de seu histórico de perturbações antrópicas. A Reserva, cercada em 1979 para sua maior proteção, representa um dos poucos remanescentes da cobertura florestal na cidade de São Paulo, com cerca de 120 espécies arbustivo-arbóreas nativas (Rossi 1994). Situada no domínio das florestas ombrófilas densas, a mata apresenta relações florísticas com a floresta ombrófila densa e a floresta estacional semidecidual (*sensu* Veloso *et al.* 1991) do Estado de São Paulo.

Padrões espaciais e abundância - O levantamento de indivíduos de *Archontophoenix cunninghamiana* e de outras espécies foi realizado em três escalas espaciais, representadas por três áreas contínuas (1, 2 e 3) de tamanho diferente. Em cada uma foi utilizado um critério de

inclusão diferente. A alocação das áreas de levantamento, descritas a seguir, buscou sempre a inclusão do gradiente borda-interior (riacho).

a) Área 1 - constitui a Reserva como um todo, excetuando-se o lago e uma pequena porção ao norte, com presença exclusiva de *Eucalyptus* sp. (figura 1). Nesta Área, de 8,54 ha, foram identificados em nível de espécie e mapeados todos os indivíduos arbóreos com caule de diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,30 m de altura) superior a 25 cm. Este levantamento foi realizado entre junho de 1997 e novembro de 1999.

b) Área 2 - constitui uma área contínua de 2,1 ha, inserida na Área 1, e se estende do limite da Reserva até o riacho, no lado oeste da Reserva (figura 1). Aqui, todas as árvores com DAP $\geq 9,5$ cm foram mapeadas, identificadas e tiveram seu DAP medido. Este levantamento foi realizado entre junho de 1997 e março de 2000.

c) Área 3 - constitui uma área contínua com cerca de 0,86 ha, no interior da Área 2, estendendo-se também do limite da Reserva até o riacho (figura 1). Esta área foi dividida em parcelas de 10 m x 10 m e 87 delas foram analisadas, deixando-se de fora uma pequena área próxima à borda que sofre corte anual da vegetação. Na Área 3 foram registrados somente os indivíduos de *A. cunninghamiana*, em três classes de desenvolvimento: plântulas, jovens e adultos. As plântulas, aqui definidas como indivíduos com folhas já completamente pinatissectas mas ainda sem caule lignificado, foram contadas em cada uma das parcelas e nenhum tipo de medida foi realizado nestes indivíduos. Os jovens, indivíduos com caule lignificado, mas que ainda não atingiram o estado reprodutivo, e os adultos, indivíduos reprodutivos reconhecidos pela presença de cachos de flores ou frutos, foram contados em cada parcela. Para análise da estrutura de tamanhos de indivíduos pequenos, foi necessária a utilização de outra medida de tamanho diferente do DAP, uma vez que indivíduos com altura $< 1,80$ m usualmente não apresentam caule na altura de 1,30 m. Assim, foram tomadas as seguintes medidas para jovens e adultos: altura total da árvore, diâmetro na base do caule (DB - o maior diâmetro do caule entre 5 cm e 15 cm de altura) e DAP, quando possível. O levantamento da Área 3 foi realizado entre novembro de 1998 e junho de 1999.

Figura 1. Áreas estudadas no interior da Reserva Florestal da Cidade Universitária Armando de Salles Oliveira (São Paulo, SP) e padrão espacial dos indivíduos com DAP > 25 cm de *Archontophoenix cunninghamiana* (círculos pretos) e de outras espécies (pontos pequenos). 1 = Área 1; 2 = Área 2; 3 = Área 3. A linha mais grossa delimita a área de estudo da dinâmica. A área em negro (eucaliptal) não foi abrangida por este estudo. A linha sinuosa representa o riacho que corta a Reserva, terminando em um lago. Nm: norte magnético.

Dinâmica - Para uma avaliação da dinâmica da população de *Archontophoenix cunninghamiana* dentro da Reserva (mortalidade, recrutamento, crescimento da população, incremento diamétrico), foram mapeados e medido o DAP de todos os indivíduos com DAP ≥ 9,5 cm, em uma área contínua de 1,45 ha, parte da Área 2 (figura 1), entre junho de 1997 e fevereiro de 1998; os procedimentos foram repetidos em março de 2000 (intervalo médio de 2,5 anos). Mortalidade, recrutamento e crescimento da população foram calculados segundo o modelo exponencial proposto por Korning & Balslev (1994):

$$r = (C_t / C_0)^{1/t} - 1$$

sendo r a taxa anual média de mortalidade ($r < 0$), a taxa anual média de recrutamento ($r > 0$) ou a taxa anual média de crescimento da população, t o tempo em anos, C_0 e C_t o número de indivíduos no tempo 0 e após t anos, respectivamente.

O incremento diamétrico individual foi definido como a diferença de DAP, em cm, por unidade de tempo, em anos. Investigou-se a relação entre o incremento diamétrico e o DAP inicial através de ajuste por regressão de três tipos de funções: linear, logarítmica e polinomial (de segunda e terceira ordem), em busca do melhor ajuste possível. Foi considerada como de melhor ajuste a função com maior coeficiente de determinação R^2 . Essa função foi utilizada na construção de um modelo de incremento diamétrico ao longo do tempo para o “indivíduo médio” – assumindo distribuição normal do incremento de DAP – de *Archontophoenix cunninghamiana*: começando com DAP de 9,5 cm, o menor DAP para o qual a função ajustada é válida, calculou-se o incremento estimado para o próximo período de um ano, somando este valor ao DAP inicial para obter o DAP no próximo ano. Reiterando o processo, simulou-se o incremento diamétrico ao longo do tempo (procedimento modificado de Terborgh *et al.* 1997).

Resultados

Padrões espaciais e abundância - Os indivíduos de *Archontophoenix cunninghamiana* com DAP > 25 cm encontraram-se distribuídos por grande parte da Reserva, ocupando inclusive as áreas mais centrais, próximas ao riacho (Área 1, figura 1). Não ocorreram, porém, no extremo sul e na faixa mais a leste da Reserva, áreas que foram submetidas a fortes perturbações antrópicas nas últimas décadas, como aterros e corte da vegetação, inclusive com remoção completa do componente arbóreo. *A. cunninghamiana* apresentou 38 indivíduos com DAP > 25 cm, ou 3,3% do total de indivíduos na comunidade. Foi, assim, a sétima espécie em número de indivíduos dentre as 92 espécies encontradas na Área 1 (DAP > 25 cm), atrás de *Alchornea sidifolia* Müll. Arg. (205 ind., 17,7%), *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr. (145 ind., 12,5%), *Croton floribundus* Spreng. (143 ind., 12,4%), *Cordia ecalyculata* Vell. (55 ind., 4,8%), *Eucalyptus* sp. (plantada como ornamental na Reserva) (41 ind., 3,5%) e *Cecropia glazioni* Snethl. (40 ind., 3,5%).

Na Área 2, observou-se maior densidade de indivíduos de *Archontophoenix cunninghamiana* (DAP $\geq$ 9,5 cm) nas porções mais próximas à borda norte da Reserva (figura 2). Ao longo da borda reta a oeste, porém, há uma faixa de 20 a 30 m totalmente livre de *A. cunninghamiana*. Esta mesma faixa apresentou uma densidade relativamente pequena também de árvores de outras espécies (figura 2), e também sofreu intensas perturbações antrópicas nas últimas décadas, com corte da vegetação. Três indivíduos grandes de *A. cunninghamiana* na

extremidade norte desta faixa foram provavelmente plantados como ornamentais, antes da Reserva ser cercada. Isto é indicado pelo fato de que todas as árvores maiores nas suas proximidades são de espécies exóticas cultivadas como ornamentais. Existe também uma aglomeração de indivíduos de *A. cunninghamiana* ao longo do riacho, inclusive com várias árvores adultas (figura 2). Com 305 (DAP $\geq 9,5$ cm) indivíduos, a espécie representou aqui 22,5% do total de indivíduos da comunidade, sendo a espécie de maior densidade na área, com cerca de 2,5 mais indivíduos que *Cordia ecalyculata* (124 ind., 9,16%), três vezes mais que *Alchornea sidifolia* (107 ind., 7,91%) e 4,5 vezes mais que *Croton floribundus* (70 ind., 5,17%), as outras três espécies mais abundantes na área (DAP $\geq 9,5$ cm).

Figura 2. Padrão espacial dos indivíduos com DAP $\geq 9,5$ cm de *Archontophoenix cunninghamiana* (círculos pretos) e de outras espécies (círculos vazados) na Área 2 (Reserva Florestal da CUASO, São Paulo, SP). O diâmetro dos círculos é proporcional ao DAP das árvores correspondentes. A seta preta indica os três indivíduos de *A. cunninghamiana* que provavelmente foram plantados como ornamentais. Nm: norte magnético.

A densidade relativa de *A. cunninghamiana* diminui com o critério de inclusão adotado (figura 3). Entre os indivíduos com DAP > 18 cm não é mais a espécie de maior abundância (figura 3). Esta diminuição da densidade relativa com o aumento do critério de inclusão pode

ser explicada pela própria distribuição de freqüências de DAP da espécie, em relação à do restante da comunidade (figura 4A). O maior DAP encontrado em um indivíduo de *A. cunninghamiana* dentro da Reserva foi de 32,5 cm, muito abaixo dos diâmetros alcançados por outras árvores na área (figura 4B). A distribuição de freqüências de DAP de *A. cunninghamiana*, assim como a do restante da comunidade, se ajustaram bem a um modelo exponencial negativo, sendo que *A. cunninghamiana* apresentou uma distribuição com mais indivíduos menores em relação ao número de indivíduos maiores que o restante da comunidade (regressão linear do logaritmo natural do número de indivíduos em função da faixa de DAP: *A. cunninghamiana*: $\ln N = -0,1574 \cdot \text{DAP} + 6,2948$, $R^2 = 0,9697$; restante da comunidade: $\ln N = -0,0973 \cdot \text{DAP} + 6,3918$, $R^2 = 0,9398$).

Na Área 3, as 750 plântulas registradas, assim como os 265 indivíduos jovens com $\text{DAP} < 9,5$ cm, encontraram-se mais concentrados nas regiões mais próximas à borda da Reserva (figura 5), embora também ocorressem, em números menores, em praticamente toda a extensão da área estudada. Somente em três das 87 parcelas (3,4%) não foram encontradas plântulas de *Archontophoenix cunninghamiana*. Indivíduos jovens com $\text{DAP} < 9,5$ cm estiveram ausentes em 19 das 87 parcelas (21,8%). Entre os indivíduos jovens e adultos na Área 3, DAP, DB e altura máxima se mostraram fortemente correlacionados (coeficiente de correlação não-paramétrico de Spearman (r_s): DAP x DB: $r_s = 0,972$; DAP x altura: $r_s = 0,879$; DB x altura: $r_s = 0,937$; $p < 0,0001$ nos três casos). As distribuições de freqüências de altura (figura 6) e de DB na Área 3 também se ajustaram bem a um modelo exponencial negativo ($R^2 = 0,9741$ e $R^2 = 0,9822$, respectivamente).

Todos os indivíduos com $\text{DAP} > 25$ cm analisados na Área 3 eram reprodutivos (adultos), enquanto todos com DAP menor ou igual a 25 cm eram jovens ou plântulas. Conseqüentemente, o critério de inclusão determinado para a Área 1 corresponde ao limite de DAP entre jovens e adultos. Assim, podemos considerar que na Área 1 ($\text{DAP} > 25$ cm) foram analisados os indivíduos adultos de *Archontophoenix cunninghamiana*.

Figura 3. Densidades relativas (número de indivíduos da espécie/número total de indivíduos) de algumas das espécies mais abundantes na Área 2, em função do critério de inclusão adotado.

Figura 4. Distribuição de frequências de DAP de *Archontophoenix cunninghamiana* (em preto) como parte da comunidade geral: (A) na Área 2, DAP $\geq 9,5$ cm; (B) na Área 1, DAP > 25 cm. (Números no eixo das abscissas indicam o limite superior da classe correspondente.)

Figura 5. Número de plântulas (A) e de jovens com DAP < 9,5 cm (B) de *Archontophoenix cunninghamiana* nas parcelas (10 m x 10 m) da Área 3. A área dos círculos é proporcional ao número de indivíduos em cada parcela. Os números máximos de indivíduos em uma parcela são de 46 plântulas e 16 jovens. As parcelas em negro não foram analisadas. Nm: norte magnético.

Figura 6. Distribuição de freqüências de altura dos indivíduos (exceto plântulas) de *Archontophoenix cunninghamiana* na Área 3. (Números no eixo das abscissas indicam o limite superior da classe correspondente).

Dinâmica - No primeiro levantamento, em 1997, foram encontrados 154 indivíduos com DAP $\geq 9,5$ cm na área estudada (figura 7). Depois de um período médio de 2,5 anos, três desses indivíduos haviam morrido e 89 novos indivíduos haviam sido recrutados. Isto implica em uma mortalidade de $0,78 \text{ \%} \cdot \text{ano}^{-1}$ e um recrutamento de $20,01 \text{ \%} \cdot \text{ano}^{-1}$, resultando em um crescimento líquido da população de $19,42 \text{ \%} \cdot \text{ano}^{-1}$. Os três indivíduos mortos foram

encontrados muito próximo à borda e os recrutados ocorreram em maior densidade nas áreas próximas à borda da Reserva, onde já havia uma maior concentração de indivíduos de *A. cunninghamiana* (figura 7). Vários indivíduos recrutados no período, porém, apareceram em áreas antes não ocupadas pela espécie, restringindo ainda mais as reduzidas regiões em que *A. cunninghamiana* não se fazia presente na área analisada (figura 7).

Figura 7. Padrão espacial dos indivíduos de *Archontophoenix cunninghamiana* com DAP $\geq 9,5$ cm recrutados (círculos pretos), sobreviventes (círculos em cinza) e mortos (círculos vazados) em período de 2,5 anos. O diâmetro dos círculos é proporcional ao DAP das árvores correspondentes. Nm: norte magnético.

A taxa de incremento de DAP foi dependente do DAP inicial do indivíduo (coeficiente de correlação não-paramétrico de Spearman = $-0,37$, $n = 151$, $p < 0,00001$) (figura 8A). Em média, indivíduos de *Archontophoenix cunninghamiana* tenderam a ter um incremento alto - entre $1,0$ e $1,5 \text{ cm.ano}^{-1}$ - quando ainda relativamente pequenos, com DAP entre aproximadamente 10 e 18 cm . A partir daí o incremento decresce fortemente com o aumento do DAP do indivíduo, alcançando crescimento nulo com DAP de 27 cm , em média. A função que melhor descreveu este comportamento foi uma polinomial de terceiro grau; o R^2 obtido, porém, foi baixo, indicando uma grande dispersão dos dados ao redor da

curva média (figura 8A). Em outras palavras, houve grande variação de incremento diamétrico entre os indivíduos, mesmo levando-se em conta seu DAP inicial.

O modelo de incremento diamétrico ao longo do tempo para *Archontophoenix cunninghamiana* (figura 8B) mostra que o indivíduo médio, a partir dos 10 cm de DAP, precisaria entre 8 e 9 anos para alcançar 20 cm de DAP, e pouco mais de 18 anos para alcançar 25 cm de DAP. A partir daí o incremento diamétrico se daria de forma muito lenta, levando cerca de 6 anos para passar de 25 para 26 cm de DAP. Segundo o modelo, 83,9% dos indivíduos na Área 2 (DAP $\geq$ 9,5 cm) têm até oito anos a mais do que quando tinham 9,5 cm de DAP, e 4,6% dos indivíduos têm mais de 25.

Figura 8. Incremento diamétrico de indivíduos de *Archontophoenix cunninghamiana* em função do DAP inicial. A função de melhor ajuste (linha contínua) tem a forma $y = 0,0004x^3 - 0,0297x^2 + 0,5524x - 1,746$. $R^2 = 0,2371$ (A). Modelo de aumento de DAP do indivíduo médio de *A. cunninghamiana* ao longo do tempo, a partir de DAP de 9,5 cm (B).

Discussão

O presente artigo apresenta um exemplo dos riscos para a conservação biológica de pequenos fragmentos florestais no sudeste brasileiro, mesmo que adequadamente protegidos de perturbação antrópica mais direta. No caso específico, trata-se da invasão por *Archontophoenix cunninghamiana*. O presente estudo também possibilita o monitoramento futuro da dinâmica populacional da espécie. Acreditamos, porém, que os dados obtidos até o momento já justificam a adoção de medidas de controle da população, na tentativa de evitar danos maiores no futuro (Ruesink *et al.* 1995). Embora as conclusões derivadas de dados obtidos nas Áreas 2 e 3 não sejam extrapoláveis para a Reserva como um todo, já que não

são resultado de uma amostragem aleatória, a ocorrência de invasão biológica em parte da Reserva já é suficientemente preocupante.

A invasão por *Archontophoenix cunninghamiana* na Reserva Florestal da CUASO é claramente demonstrada pela sua alta taxa de crescimento populacional. Taxas de crescimento populacional da magnitude da apresentada por *A. cunninghamiana* neste estudo ($19,4 \text{ \%ano}^{-1}$, $\text{DAP} \geq 9,5 \text{ cm}$), devida principalmente a sua alta taxa de recrutamento ($19,7 \text{ \%ano}^{-1}$), são raramente reportadas para espécies arbóreas em florestas tropicais. Por exemplo, as maiores taxas de crescimento populacional encontradas por Melo (2000), para árvores com $\text{DAP} \geq 9,9 \text{ cm}$, em floresta na Ilha do Cardoso, SP, foram $5,96\% \text{ano}^{-1}$, $3,66\% \text{ano}^{-1}$ e $3,12\% \text{ano}^{-1}$ e as maiores taxas de recrutamento, $8,32\% \text{ano}^{-1}$, $4,46 \text{ \%ano}^{-1}$ e $4,24 \text{ \%ano}^{-1}$. Para Gomes (1998), as taxas de recrutamento mais altas registradas para árvores com $\text{DAP} > 8 \text{ cm}$, no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (São Paulo, SP) foram $12,63 \text{ \%ano}^{-1}$, $11,13 \text{ \%ano}^{-1}$ e $10,66 \text{ \%ano}^{-1}$. Em estudo anterior, analisando árvores com $\text{DAP} \geq 15,9 \text{ cm}$, em uma área de 0,5 ha no interior da Reserva da CUASO, Dislich & Pivello (no prelo) verificaram ser *Archontophoenix cunninghamiana* a espécie com maior recrutamento e crescimento populacional, dentre todas as 47 espécies analisadas.

As altas taxas de recrutamento e crescimento populacional apresentadas por *Archontophoenix cunninghamiana* são especialmente dignas de nota tendo-se em vista a já alta densidade da população na Reserva, conferindo-lhe inclusive o *status* de população mais abundante na Área 2 ($\text{DAP} \geq 9,5 \text{ cm}$). O crescimento atual da população indica uma dominância ainda maior da espécie no futuro. Também os padrões de distribuição de frequências de tamanhos suportam uma previsão neste sentido. Condit *et al.* (1998) demonstraram que apenas o formato da curva de distribuição de tamanhos não é capaz de prever a taxa de crescimento da população. Isto porque, para uma determinada taxa de crescimento populacional, um incremento diamétrico mais baixo, especialmente de indivíduos menores, e uma mortalidade mais alta também produzem distribuições mais inclinadas (com mais indivíduos menores e menos indivíduos maiores). Sendo assim, o simples fato da distribuição de DAP de *A. cunninghamiana* ser mais inclinada que a do resto da comunidade não garante, por si só, um crescimento maior. Se o incremento diamétrico da espécie fosse mais baixo e/ou a mortalidade fosse mais alta, a população de *A. cunninghamiana* poderia crescer menos que o resto da comunidade, levando a uma diminuição futura de sua abundância relativa. No entanto, *A. cunninghamiana* parece apresentar incremento diamétrico mais alto que o resto da comunidade na Reserva e mortalidade igual. Dislich & Pivello (no prelo) obtiveram $2,10 \text{ mm.ano}^{-1}$ como a taxa média de incremento de DAP da comunidade

(DAP > 15,9 cm) em uma área no interior da Área 2. Para a mesma faixa de DAP, o presente estudo indica incremento diamétrico médio de 5,04 mm.ano⁻¹ para *A. cunninghamiana*. Dislich & Pivello (no prelo) obtiveram mortalidade de 0,87 %.ano⁻¹, enquanto o presente estudo indica mortalidade de 0,88 %.ano⁻¹ para *A. cunninghamiana* na mesma faixa de DAP. Estas condições levam a prever um crescimento maior da população de *A. cunninghamiana* em relação ao restante da comunidade, com conseqüente aumento de sua abundância relativa no futuro.

Embora pelo menos outras 29 espécies arbustivo-arbóreas exóticas possam ser encontradas na Reserva (Rossi 1994), aparentemente apenas *Archontophoenix cunninghamiana* se tornou invasora. Este padrão, em que apenas uma pequena parte das espécies introduzidas em determinado local se torna invasora, concorda com o usualmente observado (Williamson 1996, Williamson & Fitter 1996b).

Embora a Reserva Florestal da CUASO possua um histórico de perturbação antrópica, o que a tornaria mais suscetível a invasões biológicas, as características de *Archontophoenix cunninghamiana* aqui verificadas não permitem associar esta espécie a uma preferência por locais perturbados e/ou de maior luminosidade, ao contrário, a espécie virtualmente não ocorre nas regiões mais perturbadas da Reserva. O mapeamento dos indivíduos recrutados indica uma expansão da ocupação para o interior da Reserva, e observa-se o estabelecimento da espécie mesmo nas áreas mais sombreadas no interior da mata, o que não ocorre nas áreas mais abertas. Neste sentido, a ocorrência de perturbações pretéritas na Reserva não teria sido um fator preponderante para sua invasão por *A. cunninghamiana*. Por outro lado, a invasão por esta espécie parece ameaçar mais as áreas menos perturbadas da Reserva, justamente aquelas com maior valor em termos de conservação. Como conseqüência, recomenda-se especial atenção a esta espécie não apenas na própria Reserva Florestal da CUASO mas também em outros trechos de floresta, mesmo pouco perturbados, mas expostos a propágulos de *A. cunninghamiana*.

Em geral, fragmentos pequenos de habitats naturais são mais suscetíveis a invasão biológica do que grandes áreas contínuas (Laurance & Bierregaard 1997), provavelmente devido, entre outros fatores, à disponibilidade de propágulos de espécies invasoras provenientes do exterior do fragmento. É provável que este processo também esteja agindo no caso da Reserva da CUASO. As áreas ao seu redor, tanto as mais próximas, que fazem parte do campus da Universidade de São Paulo, quanto as um pouco mais distantes, formadas por bairros da cidade, apresentam grandes números de indivíduos adultos de *Archontophoenix cunninghamiana*, uma vez que esta espécie é amplamente cultivada como

ornamental e utilizada na arborização urbana da cidade de São Paulo. As aves que se alimentam de seus frutos provavelmente promovem a dispersão das sementes mesmo a distâncias relativamente grandes. Desta forma, os indivíduos de *A. cunninghamiana* nos arredores da Reserva funcionam como fonte de propágulos para a invasão, além daqueles indivíduos adultos já presentes no interior da Reserva.

A análise do incremento diamétrico de *Archontophoenix cunninghamiana* indica que já ocorrem indivíduos na Reserva há pelo menos duas a três décadas, a idade estimada para os indivíduos maiores encontrados. No entanto, a grande maioria dos indivíduos com DAP $\geq$ 9,5 cm são relativamente recentes, indicando uma intensificação do processo de estabelecimento da espécie na Reserva nos últimos dez anos. Esta mesma análise indica que a inexistência de indivíduos com DAP muito maior que 30 cm não se deve à falta de tempo para o incremento a diâmetros maiores, e sim ao diâmetro máximo alcançável, intrínseco à espécie.

Tendo em vista a alta taxa de crescimento populacional de *Archontophoenix cunninghamiana*, as altas densidades já alcançadas, a tendência de crescimento futuro da população e sua aparente capacidade de estabelecimento sob condições de baixa luminosidade, esta espécie apresenta uma tendência de aumento de impacto no interior da Reserva.

Desta forma, o presente estudo aponta para a necessidade de ações de manejo que visem o controle da população de *Archontophoenix cunninghamiana* na Reserva Florestal da CUASO, no intuito da conservação biológica no local. Para que sejam efetivas, estas ações devem também estender-se ao entorno da Reserva, buscando evitar a chegada de propágulos da espécie a partir de seu exterior.

Referências bibliográficas

- Cersósimo, L.F. 1993. Variações espaciais e temporais no estabelecimento de plântulas em trecho de floresta secundária em São Paulo, SP. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Condit, R., Sukumar, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist* 152: 495-509.
- Cronk, Q.C.B. & Fuller, J.L. 1995. *Plant invaders*. Chapman & Hall, London.
- Dislich, R. & Pivello, V.R. 2002. Tree dynamics of an urban tropical forest fragment (São Paulo, Brazil) during a five year interval. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 20:

- Gomes, E.P.C. 1998. Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Gorresio-Roizman, L. 1993. Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Hasui, E & Höfling, E. 1998. Preferência alimentar das aves frugívoras de um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 84: 43-64.
- Joly, A.B. 1950. Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 8: 5-68.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science* 5: 77-86.
- Laurance, W.F. & Bierregaard, JR., R.O. 1997. Tropical forest remnants. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 133-137.
- Meffe, G.K. & Carroll, R. 1997. Principles of conservation biology. 2 ed. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Melo, M.M.R.F. 2000. Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Noble, I.R. 1989. Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. In *Biological invasions: a global perspective* (J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek & M.H. Williamson, eds.). Wiley, Chichester, p. 301-313.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E. & Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1: 3-19, 1999.
- Peters, H.A. 2001. *Clidemia birta* invasion at the Pasoh Forest Reserve: an unexpected plant invasion in an undisturbed tropical forest. *Biotropica* 33(1): 60-68.
- Pirani, J.R. & Cortopassi-Laurino, M. 1994. Flores e abelhas em São Paulo. 2 ed. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Pivello, V.R., Carvalho, V.M.C., Peccinini, A.A., Lopes, P.F. & Rosso, S. 1999a. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a “cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-82.
- Pivello, V.R., Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999b. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8: 1281-1294.
- Pysek, P. 1995. On the terminology used in plant invasion studies. In *Plant invasions: general aspects and special problems*. (P. Pysek, K. Prach, M. Rejmanek & M. Wade, eds.). SPB, Amsterdam, p. 71-81.
- Pysek, P., Prach, K., Rejmanek, M. & Wade, M. 1995. *Plant invasions: general aspects and special problems*. SPB, Amsterdam.
- Rejmanek, M. & Richardson, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77: 1655–1661.
- Rossi, L. 1994. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica de São Paulo* 9: 1-105.
- Roy, J. 1990. In search of the characteristics of plant invaders. In *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. (F. di Castri, A.J. Hansen & M. Debussche, eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 335-352.
- Ruesink, J.L., Parker, I.M., Groom, M.J. & Kareiva, P.M. 1995. Reducing the risks of nonindigenous species introductions: guilty until proven innocent. *Bioscience* 45: 465-477.
- Shoute, J.C. 1912. Über das Dickenwachstum der Palmen. *Annales du Jardin Botanique de Buitenzorg (Sér. 2)*, 11: 1-209.
- Terborgh, J., Flores, C., Mueller, P. & Davenport, L. 1997. Estimating the ages of successional stands of tropical trees from growth increments. *Journal of Tropical Ecology* 14: 833-856.
- Varanda, E.M. 1977. Balanço hídrico de espécies da Mata do Butantã, São Paulo - SP. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- Waterhouse, J.T. & Quinn, C.J. 1978. Growth patterns in the stem of the palm *Archontophoenix cunninghamiana*. *Botanical Journal of the Linnean Society* 77: 73-93.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.

- Williamson, M. & Fitter, A. 1996a. The characters of successful invaders. *Biological conservation* 78: 163-170.
- Williamson, M. & Fitter, A. 1996b. The varying success of invaders. *Ecology* 77: 1661-1666.

Capítulo 6 - Um modelo de simulação da dinâmica sucessional florestal na Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP

Abstract

Mathematical simulation models of forest dynamics work as information banks about the forest and have potential as management tools. This work attempted the parameterization, based on field data and on the opinion of specialists, of CUAKIA, a gap model derived from KIAMBRAM. The model's aim is to successfully simulate the present state of a tract of forest in the Forest Reserve of the Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP. The exploration of the parametric space allowed finding a parameterization that led the model to predict several characteristics of the forest, although failing on others. The model, with the best parameterization achieved, predicted an initial sucessional phase dominated by *Piptadenia gonoacantha*, followed by a phase dominated by *Croton floribundus* and *Alchornea* spp. and, later, by *Ficus insipida* and other shade-tolerant and long-living canopy species. The model only predicted the existing dominance of *Archontophoenix cunninghamiana* when the assumption of a trade-off between maximum age and diameter growth rate was relaxed for this species. For a more accurate model, we suggest the use of a better mortality algorithm, a linkage between density of adults and recruitment, and the collection of data about the species that would allow a direct parameterization of the model.

Resumo

Modelos matemáticos de simulação da dinâmica florestal funcionam como bancos de informação sobre a floresta e têm potencial de utilização como ferramenta de avaliação de ações de manejo. O presente trabalho visou a parametrização, baseando-se em dados de campo e na opinião de especialistas, de CUAKIA, um *gap model* derivado de KIAMBRAM, de forma que fosse capaz de simular com sucesso o estado atual de um trecho de floresta na Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP. A exploração do espaço paramétrico permitiu alcançar uma parametrização que é capaz de prever diversas características da floresta encontrada no local, embora outras não sejam previstas. O modelo, na melhor parametrização alcançada, previu uma fase sucessional inicial dominada por *Piptadenia gonoacantha*, seguida por uma fase de dominância de *Croton floribundus* e *Alchornea* spp. e, posteriormente, por *Ficus insipida* e outras espécies de dossel tolerantes à sombra e de grande longevidade. A dominância de *Archontophoenix cunninghamiana* existente só foi prevista pelo modelo com o relaxamento do pressuposto de um *trade-off* entre idade máxima do indivíduo e taxa de crescimento em diâmetro para esta espécie. Para um aperfeiçoamento do modelo, sugere-se a utilização de melhores algoritmos de mortalidade, uma

ligação entre densidade de indivíduos adultos e recrutamento, e a coleta de dados sobre as espécies que permitam uma parametrização direta do modelo.

Introdução

Um modelo é uma representação de alguma parte do mundo real, de interesse para o modelador, e que serve para responder questões acerca do mundo real (Strasser 1992). Modelos podem ser construídos para (1) simplesmente fazer previsões acerca do comportamento do sistema modelado (modelos puramente *preditivos*) e/ou (2) auxiliar na explicação dos mecanismos pelos quais o sistema funciona (modelos *mecanísticos* ou *explanatórios*).

Modelos puramente preditivos podem ser construídos sem conhecimento acerca do modo com que o sistema funciona, sendo então chamados de modelos *correlacionais* ou *empíricos* (Solomon 1979). Um exemplo são os ajustes de curvas, como a correlação.

Já os modelos mecanísticos, também chamados de *racionais*, incorporam explicações sobre o funcionamento do sistema em questão. Neste sentido, estes modelos funcionam como teorias, podendo ser utilizados para a geração de previsões (hipóteses), que podem ser testadas em comparação com dados obtidos no mundo real. A falsificação da hipótese gerada leva à reconsideração e reestruturação da teoria (modelo). Modelos mecanísticos também auxiliam na comunicação de idéias entre pesquisadores, ao apresentar conceitos objetivamente, usualmente formalizados matematicamente.

Para se construir um modelo, é necessário que se defina seu domínio de aplicação, ou seja, a porção do mundo real que se deseja explicar. Todo modelo envolve simplificações da realidade, buscando extrair os aspectos mais importantes do sistema a ser modelado a partir da complexidade existente no mundo real. Durante o processo de construção de um modelo, três características podem tentar ser maximizadas: *generalidade*, *realismo* e *precisão*. Generalidade é a habilidade de um modelo em fazer previsões aceitáveis sob uma grande variedade de condições (valores de parâmetros). Realismo é a extensão em que a estrutura do modelo replica a estrutura do sistema que representa. Precisão é o detalhe com que um modelo faz suas previsões. No entanto, é impossível maximizar todas as três características ao mesmo tempo.

Modelos matemáticos podem ainda ser divididos em (1) modelos analíticos e (2) modelos de simulação. Modelos analíticos são sistemas de equações analiticamente tratáveis, permitindo a extração direta de soluções para as variáveis de interesse. Em sistemas com dinâmica temporal, tipicamente utilizam equações diferenciais. Um dos modelos analíticos mais conhecidos em ecologia é o modelo de competição de Lotka-Volterra.

Modelos de simulação são usualmente construídos sob forma de um programa de computador. Valores que servem de dados de entrada para o modelo, cujo fornecimento é exigido para que o programa (modelo) seja executado, são chamados neste contexto de “parâmetros”. Valores que são dados de saída do modelo, e que são correspondentes aos que podem ser medidos em uma floresta real, são chamados aqui de “variáveis”.

Um modelo é, conceitualmente, uma explicação do funcionamento do sistema (ou fenômeno) modelado (no caso, a dinâmica da floresta). Trata-se de uma explicação complexa, construída a partir de pequenas “sub-explicações” (sub-rotinas no programa), e buscando, no todo, simplificar o conhecimento sobre o funcionamento do sistema, reduzindo-o àquilo que se acredita ser realmente importante para explicar os fenômenos observados.

Decisões de manejo com vistas à conservação biológica são sempre tomadas com base em algum modelo de como funciona a floresta, mesmo que seja apenas um modelo verbal ou informal. Assim, modelos matemáticos da dinâmica florestal de determinada floresta são potencialmente ferramentas poderosas no auxílio a tomada de decisões de manejo.

Os chamados *gap models* são modelos matemáticos de simulação de dinâmica florestal. São modelos relativamente simples, com poucos parâmetros, e portanto fáceis de parametrizar (definir valores para os parâmetros). São dos modelos mais usados em ecologia, com uma história de uso que remonta ao início da década de 70, com o desenvolvimento do modelo conhecido como JABOWA (Botkin *et al.* 1972b, a). Com base neste primeiro modelo, desenvolvido para simular a dinâmica de florestas temperadas existentes no nordeste dos EUA, foram realizadas modificações para aplicação em uma variedade grande de tipos florestais, incluindo florestas tropicais (Doyle 1981). Os *gap models* são modelos baseados no indivíduo (*individual-based*). Cada indivíduo arbóreo é simulado individualmente, sendo recrutado, crescendo e morrendo. *Gap models* tiveram sucesso em várias tentativas de simulação da dinâmica sucessional, e continuam sendo usados até hoje (Hall & Hollinger 2000). Modelos deste tipo também foram utilizados para avaliar o efeito da ação antrópica (mais especificamente o corte de madeira) sobre a composição e a sustentabilidade de florestas tropicais manejadas (Kürpick *et al.* 1997). Em contraste com modelos mais sofisticados - como, por exemplo, TROLL (Chave 1999, 2001) e FORMIX3 (Huth *et al.* 1997, Huth & Ditzer 2000, 2001) -, que levam em conta conhecimentos bastante detalhados da fisiologia de árvores e, portanto, exigem grande quantidade de dados de campo para sua

parametrização, os *gap models* em sua forma mais simples exigem apenas valores para alguns poucos parâmetros para poderem ser executados.

Gap models foram desenvolvidos para uma variedade de condições e testados com relação a uma série de variáveis de saída, mas poucos foram testados simultaneamente com relação a mudanças de biomassa, abundâncias relativas entre as espécies e distribuições de frequência de diâmetros.

O objetivo deste trabalho foi a parametrização de um *gap model* de forma que fosse capaz de simular com sucesso o estado atual de um trecho de floresta na Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), São Paulo, SP, baseando-se em dados coletados em espaço de tempo relativamente curto e na opinião de especialistas. Esta abordagem tem o potencial de oferecer várias contribuições para o manejo desta área específica, com fins à conservação. A mais óbvia é a própria produção de um modelo acurado, que permitiria: (1) a previsão de desenvolvimento futuro da vegetação no local, mantidas as condições atuais; (2) a simulação de ações de manejo, como o corte seletivo de árvores de determinadas espécies (as invasoras, por exemplo) ou a introdução de indivíduos (plantio de enriquecimento). Um modelo também funciona como uma espécie de banco de informações sobre a floresta e representa um conjunto de idéias explícitas sobre o funcionamento do sistema. Nesse sentido, ele funciona como um ponto focal e um ponto de partida para discussões sobre a floresta e fornece uma linguagem comum para diferentes pesquisadores interessados na área. Quando se trata de tomar decisões de manejo com vistas à conservação, torna-se ainda mais importante a promoção de discussões frutíferas, que levem a consensos ou ao desenho de pesquisas experimentais ou observacionais para resolver os conflitos existentes com relação ao funcionamento da dinâmica florestal. Um modelo, desta forma, também pode auxiliar na definição de linhas de pesquisa orientadas a fornecer informações importantes para conservação, através da explicitação de deficiências na informação disponível e na discriminação entre dados valiosos e informação descartável.

De uma forma mais ampla, a demonstração da possibilidade de parametrização de um modelo funcional da dinâmica de uma dada floresta, com base em um conjunto de informações relativamente restrito como é o caso aqui, abriria as portas para a aplicação de modelos deste tipo como ferramenta de auxílio na tomada de decisões relativas à conservação de outras florestas na mesma situação de conhecimento, como é a grande maioria das florestas com maior necessidade de ações de conservação (fragmentos de floresta tropical).

Material e Métodos

Ambiente computacional e descrição do modelo

Todo o trabalho de modelagem descrito a seguir foi realizado utilizando o programa MUSE (Multistrata Spatially Explicit ecosystem modelling shell) para Windows, desenvolvido pelos Profs. Ian Noble, Ian Davies (ambos da Research School of Biological Sciences, Australian National University, Canberra, Austrália) e Jacques Gignoux (Laboratoire d'écologie, Ecole Normale Supérieure, Paris, França). Trata-se de um programa feito para acomodar uma variedade de modelos matemáticos de simulação de sucessão ecológica, na tradição dos chamados *gap models*, como JABOWA (Botkin *et al.* 1972a,b), FORET (Shugart & West 1977) e FORSKA (Prentice & Leemans 1990). Estes e outros modelos, como KIAMBRAM (Shugart *et al.* 1980) já foram implantados no MUSE, que pode ser considerado um modelo geral capaz de acomodar vários outros modelos mais específicos, utilizando a mesma interface gráfica e permitindo uma grande flexibilidade no formato de saída do modelo. O MUSE permite, p. ex., a confecção automática de gráficos, relacionando as diversas variáveis de saída. Também é possível fazer modificações nos modelos implantados ou construir modelos completamente novos, dentro das limitações do modelo geral. Modelos específicos são implantados no MUSE usando a linguagem de programação Borland Pascal.

O modelo de dinâmica florestal utilizado, daqui em diante denominado CUAKIA, foi baseado em KIAMBRAM, um modelo desenvolvido para simular uma floresta subtropical na Austrália (Shugart *et al.* 1980). KIAMBRAM foi derivado de FORET, um modelo para florestas decíduas no leste dos EUA (Shugart & West 1977), por sua vez derivado de JABOWA (Botkin *et al.* 1972b, a), que pode ser considerado o *gap model* original.

CUAKIA, como os outros *gap models* em que foi baseado, simula um trecho de floresta - daqui em diante denominado “parcela” - de superfície reduzida, em que se assume que toda árvore compete por recursos com todas as outras árvores presentes. Dentro da parcela não há heterogeneidade espacial horizontal. CUAKIA simula o estabelecimento, crescimento ao longo do tempo e morte de cada indivíduo arbóreo na parcela, com base em características da espécie a que pertence, dadas através de parâmetros de espécie - Age_{max} (idade máxima), D_{max} (DAP máximo), H_{max} (altura máxima), nível de tolerância à sombra e o parâmetro de crescimento G - em interação com a quantidade de recursos (espaço e, principalmente, luz) de que dispõe. O Apêndice 6 descreve em detalhes a estrutura matemática de CUAKIA.

Definição das espécies/tipos funcionais a serem modelados

Seria virtualmente impossível conseguir informação suficiente para a parametrização de todas as espécies presentes nos levantamentos na Reserva da CUASO. Embora os primeiros *gap models*, assim como *gap models* mais recentes de florestas temperadas ou boreais, modelem todas as espécies de árvores presentes na floresta, isto usualmente não é possível para modelos de florestas tropicais, com grandes números de espécies e poucos parâmetros fisiológicos e ecológicos disponíveis a partir de dados de campo (Kürpick *et al.* 1997). O problema da falta de informação sobre estas espécies é agravado, nestas florestas, pelo fato de várias delas ocorrerem em densidades muito baixas. Este problema comum é muitas vezes solucionado através da definição de tipos funcionais (*functional types*), grupos de espécies com características semelhantes (Bugmann 1996, Condit *et al.* 1996, Gitay *et al.* 1999) e que podem ser agrupadas para fins de modelagem (Kürpick *et al.* 1997).

Decidiu-se por incluir no modelo apenas as 10 a 15 espécies mais importantes na comunidade. Operacionalmente, isto se deu da seguinte forma: foi calculado um índice de importância de cada espécie na comunidade, nas duas escalas de abordagem em que se possuíam dados para a Reserva da CUASO (Capítulo 3): a mais detalhada, com árvores de diâmetro à altura do peito (DAP) > 9,5 cm, e a menos detalhada, com árvores de DAP > 25 cm. Este índice levou em conta (1) a densidade da espécie (número de indivíduos), (2) a área basal da espécie e (3) o tamanho máximo (DAP) alcançado pela espécie na área. As espécies foram ordenadas de acordo com cada um destes três critérios, recebendo um número de 1 a n , sendo n o número total de espécies na área (104 no levantamento mais detalhado e 93 no levantamento menos detalhado), e um *rank* final de importância foi então calculado, através da média dos três *rank*s. O procedimento foi realizado para cada um dos dois levantamentos na Reserva (mais detalhado e menos detalhado).

Foram também definidos dois “tipos funcionais” com o intuito de representar (de forma simplificada) o restante das espécies existentes no local, descritos em mais detalhe abaixo.

Parametrização das espécies

Uma vez definido o conjunto de espécies a ser modelado, procedeu-se à coleta de informações sobre elas, com vistas à parametrização do modelo. Para tanto, foi enviado um questionário sobre as espécies para um conjunto de especialistas em ecologia florestal no Brasil, escolhidos por sua experiência em estudos de campo envolvendo as florestas do sudeste brasileiro. Esse questionário visava obter estimativas de valores para quatro parâmetros de espécies que o modelo exige: Age_{max} (idade máxima), D_{max} (DAP máximo), H_{max}

(altura máxima) e Tolerância à sombra. O questionário foi enviado para os seguintes especialistas: Alexandre Francisco da Silva (Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Federal de Viçosa), Ary Teixeira de Oliveira Filho (Universidade Federal de Lavras), Eduardo Catharino (Instituto de Botânica de São Paulo), Eduardo Pereira Cabral Gomes (Universidade Mackenzie e Universidade de Taubaté), Flávio Antônio Maes dos Santos (Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Campinas), Giselda Durigan (Instituto Florestal, SP), Marinez Ferreira de Siqueira (Base de Dados Tropical, Fundação André Tosello), Osmar Cavassan (Universidade Estadual Paulista, Bauru), Rejan R. Guedes-Bruni (Jardim Botânico do Rio de Janeiro), Ricardo Ribeiro Rodrigues (Departamento de Ciências Biológicas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queirós, Universidade de São Paulo), Sergius Gandolfi (Departamento de Ciências Biológicas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queirós, Universidade de São Paulo) e Waldir Mantovani (Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo). Alguns deles não responderam ou se declararam impossibilitados de colaborar. Giselda Durigan e Marinez Ferreira de Siqueira responderam em conjunto, com a colaboração de Geraldo Antônio Daher Corrêa Franco (Instituto Florestal, SP).

Para algumas das espécies, também existiam alguns dados de campo disponíveis que auxiliaram na definição de sua parametrização. Dados de DAP e altura das árvores existiam para a própria Reserva da CUASO (Capítulo 3, Ferraz 1997 e Teixeira 1998) e para um outro trecho de floresta no Município de São Paulo, no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)(cedidos por E.P.C. Gomes). Dados sobre o incremento de DAP de algumas espécies existiam para a Reserva da CUASO (Capítulo 4) e o PEFI (cedidos por E.P.C. Gomes).

O conjunto dos valores fornecidos pelos especialistas representa uma faixa de variação possível dentro da qual os valores de parâmetros das espécies tem que estar, em um modelo parametrizado de forma razoável. Com base neste conjunto, e também em dados de campo obtidos durante a coleta de dados na Reserva da CUASO, procedeu-se a uma parametrização inicial das espécies.

Para tanto, foi adotado, para cada um dos parâmetros Age_{max} , D_{max} e H_{max} , o maior valor dentre os estimados pelos especialistas. O raciocínio seguido foi o seguinte: se um dos especialistas tem conhecimento de um indivíduo da espécie com determinado DAP, por exemplo, a espécie tem potencial para chegar a este tamanho. As estimativas menores de outros especialistas seriam explicadas pelo fato de estes somente terem tido contato com árvores menores. Pelo mesmo motivo, os valores máximos entre as estimativas dos

especialistas eram também comparados com os valores máximos registrados para indivíduos arbóreos dentro da Reserva da CUASO, e utilizados os maiores valores encontrados.

Para a parametrização do grau de tolerância à sombra (tolerante, intermediária ou intolerante) das espécies adotou-se a média das estimativas dos especialistas, com posterior reagrupamento nas três classes de tolerância reconhecidas pelo modelo.

Os dois “tipos funcionais” construídos com o intuito de representar (de forma simplificada) o restante das espécies existentes no local foram definidos como segue. Ambos são de crescimento lento (G baixo), tolerantes à sombra e de grande longevidade (Age_{max}), o que foi definido no intuito de simular uma parte da comunidade que não foi bem representada na escolha das espécies simuladas, uma vez que se tratam de numerosas espécies, cada uma delas com baixa abundância. Um dos tipos funcionais foi definido como sendo de árvores de grande porte (valores altos de D_{max} e H_{max}), simulando árvores de dossel, e o outro como de árvores de pequeno porte (D_{max} e H_{max}), correspondendo às árvores de sub-bosque.

A partir da definição das espécies/tipos funcionais e de faixas de valores razoáveis para seus parâmetros (segundo a experiência de campo dos especialistas consultados), o trabalho posterior visou alcançar uma parametrização específica do modelo que fizesse com que este simulasse as condições atualmente encontradas na floresta da Reserva da CUASO. Nesta fase do trabalho foi importante definir quais variáveis exatamente se espera que o modelo seja capaz de prever. CUAKIA, da forma que foi implantado no MUSE, tem a capacidade de fornecer grande quantidade de valores como saída (para cada ano de simulação, a espécie, o DAP e a altura de cada indivíduo presente na parcela). Nem todo este conjunto de dados é de igual interesse. Para outros *gap models*, comparações das previsões do modelo com a realidade foram feitas apenas para alguns aspectos restritos da floresta. Aqui, gostaríamos de fazê-lo de forma um pouco mais rigorosa, procedendo, porém, passo a passo.

Como primeira abordagem, procurou-se parametrizar o modelo de forma que ele fosse capaz de prever algumas características gerais da “parcela média” de 0,05 ha na Reserva da CUASO, ou seja, o número de indivíduos e a área basal, para $DAP > 10$ cm e $DAP > 25$ cm, de todas as espécies somadas. Antes disso, porém, fez-se necessário definir os valores destas variáveis. Para tanto, julgou-se apropriado levar em conta as informações obtidas através da análise de fotografias aéreas (Capítulo 2). Estas mostraram a existência de basicamente duas regiões no interior da Reserva, uma de vegetação de idade mais antiga (e conseqüente estágio sucessional mais avançado) que a outra, explicando alguns padrões

espaciais das árvores (Capítulo 3). É importante manter as duas regiões separadas ao se definir a “parcela média” a ser prevista pelo modelo CUAKIA.

Calibração

Definição da área a ser simulada

Uma vez definida a existência de uma área mais recente e outra mais antiga na Reserva e os indivíduos pertencentes a cada uma destas regiões, foi possível definir a área que o modelo CUAKIA deveria ser capaz de simular, ou seja, a área cuja “parcela média” deveria ser prevista pela saída do modelo depois de devidamente parametrizado. A escolha recaiu sobre a Área 2a (Capítulo 3), ou seja, a área mais antiga do levantamento mais detalhado. Com o critério de inclusão menor utilizado nesta área, seria possível calibrar o modelo para prever simultaneamente características da floresta encontradas no componente de $DAP > 10$ cm e de $DAP > 25$ cm. Isto corresponde, de forma grosseira, a um ajuste da distribuição de frequências de DAP.

Ajustando para variáveis gerais da parcela

Uma vez definida a Área 2a como a área a ser simulada, decidiu-se primeiramente tentar fazer com que o modelo fosse capaz de simular o valor de duas variáveis de saída apenas: a densidade total (todas as espécies somadas) de indivíduos com $DAP > 10$ cm e a densidade total de indivíduos com $DAP > 25$ cm. Uma amostragem simulada de 100 parcelas de $22,36\text{ m} \times 22,36\text{ m}$ (o mesmo tamanho das parcelas no modelo), alinhadas com o norte magnético e dispostas aleatoriamente na Área 2a forneceu valores médios e intervalos de confiança para as variáveis. O modelo deveria ainda ser capaz de atingir esses valores em um tempo de sucessão compatível com a idade estimada da mata das regiões mais antigas da Reserva. Rossi (1994) estimou essa idade em 90 anos. Utilizou-se a parametrização inicial das espécies descrita acima, mas era necessário encontrar valores para alguns parâmetros de parcela sobre os quais não existiam dados, de forma a alcançar os resultados desejados. Os parâmetros de parcela ajustados foram: (1) k , o coeficiente de extinção de luz (Apêndice 6, equação 12); (2) o crescimento mínimo abaixo do qual a probabilidade de morte do indivíduo aumenta drasticamente e (3) o número médio de indivíduos novos estabelecidos anualmente na parcela. Com cada parametrização diferente, o modelo era rodado 50 vezes, simulando a sucessão até o 150º. ano, e era obtida a média das variáveis de interesse para cada ano de simulação.

Para avaliar melhor a consequência das mudanças de valores dos parâmetros na saída do modelo, os valores médios de densidade de indivíduos com $DAP > 10$ cm e com $DAP >$

25 cm, para cada ano, eram plotados em um gráfico cartesiano em que cada um dos eixos correspondia a uma das variáveis (espaço de fase). Assim, o problema do ajuste dos parâmetros de parcela se resumia a encontrar valores dos parâmetros que fizessem com que a trajetória no espaço de fase passasse próximo ao ponto correspondente aos valores encontrados para a Reserva (31,04 para $DAP > 10$ cm e 7,32 para $DAP > 25$ cm) em um tempo de sucessão razoável (entre 60 e 120 anos).

Nesta fase, o valor de k foi variado entre 0,375 (o padrão de KIAMBRAM) e 0,7, e o crescimento mínimo entre 0 e 0,2 mm. Testes anteriores já haviam demonstrado que com o crescimento mínimo padrão, de 1 mm, o modelo, com a parametrização de espécies definida, previa valores de densidade baixos demais (cerca de metade do esperado), para qualquer tempo de sucessão simulado. Isto provavelmente é devido a uma mortalidade muito alta de indivíduos com crescimento lento, impedindo que o número suficiente de indivíduos atinja tamanhos maiores. Este tipo de problema já havia sido constatado por Hall & Hollinger (2000), que tentaram aplicar um *gap model* para simular florestas na Nova Zelândia, e observaram que várias espécies cresciam bem menos do que 1 mm.ano^{-1} , sem aumento considerável de mortalidade nestas condições. Também foi variado o valor de número de indivíduos estabelecidos por ano. Depois do modelo ajustado para prever as densidades, fez-se um teste para verificar se a mesma parametrização também levaria a uma previsão correta dos valores de área basal total para $DAP > 10$ cm e $DAP > 25$ cm.

Outro parâmetro, desta vez um parâmetro de espécie, também foi modificado no processo: o *Ktime* (tempo desde o início da sucessão até que a espécie esteja disponível para estabelecimento) de *Archontophoenix cunninghamiana*.

Ajustando para variáveis das espécies mais abundantes

Uma vez ajustados os parâmetros gerais de parcela, era preciso conseguir uma parametrização das espécies que fosse capaz de, ao mesmo tempo, prever com uma acurácia razoável tanto as variáveis gerais da parcela - ou seja, densidade e área basal de todas as espécies somadas, para $DAP > 10$ cm e $DAP > 25$ cm - quanto as variáveis correspondentes para pelo menos algumas das espécies mais abundantes.

Fixou-se a meta de fazer uma boa previsão para três das espécies mais abundantes. Analisando os dados para $DAP > 25$ cm e $DAP > 10$ cm na Área 2a, foi possível verificar que três espécies figuram entre as quatro espécies de maior densidade para ambos os critérios de inclusão: *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus* e *Cordia ecalyculata*. Estas foram as espécies escolhidas.

Considerando que, uma vez prevendo as densidades de forma correta, as áreas basais tendem a ser previstas corretamente pelo modelo (conforme aconteceu com a previsão para o total de espécies, vide em Resultados), teríamos assim oito variáveis (todas de densidade, ou número de indivíduos por parcela de 0,05 ha) a serem acuradamente previstas pelo modelo, em algum instante do tempo durante a sucessão simulada. Estes valores a serem simulados pelo modelo foram obtidos a partir de uma amostragem simulada por 100 parcelas de 22,36 m x 22,36 m alinhadas com o norte magnético e dispostas aleatoriamente no interior da Área 2a.

Uma vez definidas as variáveis a serem previstas, era importante definir uma forma de se medir a acurácia das previsões do modelo. Sendo oito as variáveis de interesse, pode-se imaginar as previsões do modelo com dada parametrização, para cada ano, como sendo um ponto em um espaço de fase 8-dimensional, definido pelas variáveis. Da mesma forma, a floresta existente na realidade representa um ponto neste espaço 8-dimensional. Na verdade, uma vez que existem variações tanto na saída do modelo quanto nas parcelas amostradas em campo, modelo e realidade definem regiões no espaço de fase dentro das quais existe probabilidade de 95% de se encontrar as médias dos valores das variáveis. Quando estas regiões se tocam, pode-se considerar que o modelo prevê a realidade, uma vez que não há mais diferença estatística entre as médias.

Dadas estas considerações, poderia-se utilizar a distância euclidiana no espaço de fase entre a previsão do modelo (média de 50 rodadas) e a média da amostra na floresta real como uma medida da acurácia (ou melhor, da falta de acurácia) do modelo. Esta foi a abordagem utilizada. Para o cálculo dessa distância, eram primeiro calculadas as distâncias individuais (relativas a cada variável), como a diferença entre a média da amostra na floresta real e a média do modelo, padronizada pelo intervalo de confiança da média da floresta real:

$$D_i = \frac{(M_i - R_i)}{IC_{Ri}} \quad (1)$$

sendo D_i a distância individual relativa à variável i , M_i a média dos valores de saída do modelo, R_i a média da amostra da floresta real e IC_{Ri} o intervalo de confiança para média da floresta real. Um D_i negativo indica que o modelo prevê um valor (para a variável i) menor do que o real.

A distância euclidiana DE foi calculada como

$$DE = \sqrt{\sum D_i^2} \quad (2)$$

Assumindo-se que a variabilidade da saída do modelo é aproximadamente igual à variabilidade das parcelas na realidade, uma DE entre modelo e realidade menor que 1 representaria a previsão correta da realidade pelo modelo.

Uma vez definida esta metodologia, o objetivo do trabalho daí em diante foi minimizar DE , se possível tornando-a menor que 1, variando os valores dos parâmetros de CUAKIA. Uma dificuldade associada a isto está ligada à existência de grande quantidade de parâmetros cujos valores se poderia, em tese, variar - 4 parâmetros de parcela e mais 5 para cada uma de 15 espécies/tipos funcionais, além do $Ktime$ de *Archontophoenix cunninghamiana*, totalizando 80 parâmetros. A variabilidade existente entre as estimativas feitas pelos especialistas para os parâmetros das espécies garante espaço para variação.

Outro fator complicador é a possibilidade de interação (no sentido estatístico) entre parâmetros, na determinação das previsões do modelo. Colocando de outra maneira: é possível que a forma com que a modificação de determinado parâmetro influencia nas previsões feitas pelo modelo seja dependente do valor fixado para outro parâmetro qualquer.

Coube, assim, assumir certos pressupostos que restringissem a variação possível nos valores de parâmetros. Optou-se por adotar a regra de Botkin *et al.* (1972b, a) para a relação entre D_{max} e Age_{max} : o indivíduo em condições ótimas de crescimento alcança 2/3 de seu D_{max} com 1/2 de sua Age_{max}). Adotando esta regra, o valor de G é obtido a partir dos valores de D_{max} , H_{max} e Age_{max} . A regra representa um *trade-off* entre taxa de crescimento e idade máxima (e, por extensão, mortalidade).

Resultados

Definição das espécies/tipos funcionais

Entre as doze espécies de melhor posição no *rank* de cada levantamento, sete eram comuns aos dois levantamentos: *Alchornea sidifolia*, *Cedrela fissilis*, *Cordia ecalyculata*, *Croton floribundus*, *Ficus insipida*, *Machaerium nyctitans* e *Piptadenia gonoacantha*. Outras oito espécies foram escolhidas, completando as dez primeiras espécies no *rank* do levantamento menos detalhado (*Alchornea triplinervia*, *Chorisia speciosa* e *Eucalyptus robusta*) e as 12 primeiras no *rank* do levantamento mais detalhado (*Archontophoenix cunninghamiana*, *Cecropia glaziovii*, *Cinnamomum triplinerve*, *Citharexylum myrianthum* e *Machaerium villosum*). No total, foram definidas, assim, quinze espécies a serem modeladas (Tabela 2).

Parametrização das espécies

A Tabela 2 apresenta os valores estimados pelos especialistas para os parâmetros D_{max} , H_{max} , Age_{max} e Tolerância à sombra. Note-se que existem lacunas consideráveis na tabela,

denotando a falta de informação disponível sobre determinadas espécies e/ou parâmetros. O parâmetro Age_{max} , por exemplo, é compreensivelmente difícil de ser estimado, e dois especialistas, mesmo tendo respondido o questionário, se julgaram em princípio incapazes de fornecer estimativas de valores deste parâmetro para as espécies.

Algumas das espécies, como p. ex. *Croton floribundus*, são bastante comuns em florestas do sudeste brasileiro. Para estas esperava-se, de uma forma geral, uma precisão razoável nas estimativas dos parâmetros. Esta espécie, porém, recebeu estimativas de D_{max} com grande variabilidade entre os especialistas (Tabela 2). Outras espécies são relativamente raras e pouco conhecidas pelos especialistas que responderam ao questionário (como *Cinnamomum triplinerve*), dando também origem a lacunas de informação.

Para quatro espécies (*Alchornea sidifolia*, *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cecropia glaziovii* e *Croton floribundus*), foram encontrados valores maiores de altura na Reserva da CUASO (Tabela 3) do que a máxima estimativa feita pelos especialistas.

Depois dos primeiros testes, decidiu-se por retirar do modelo as duas espécies consideradas exóticas que faziam parte da lista enviada aos especialistas, *Eucalyptus robusta* e *Chorisia speciosa*. Embora consideradas importantes de acordo com os critérios estabelecidos, estas duas espécies são quase exclusivas das áreas mais recentes da vegetação da Reserva, suas populações são compostas em sua grande maioria por indivíduos de grande porte, e praticamente não se observa regeneração dessas populações na Reserva, indicando que se tratam de espécies que foram plantadas na área e não se regeneram naturalmente. Sua ocorrência na Reserva, portanto, não seria explicada pelo processo de regeneração natural simulado pelo modelo de dinâmica florestal.

Tabela 2. Estimativas dos valores de parâmetros das espécies feitas pelos pesquisadores consultados (numerados de I a V). Tolerância à sombra: 1 - espécie tolerante; 2 - espécie intermediária; 3 - espécie intolerante. Os números em negrito indicam os valores máximos de DAP máximo (cm) e Altura máxima (m) estimados entre os pesquisadores, utilizados na primeira parametrização.

Espécie	DAP máximo (cm)					Altura máxima (m)					Idade máxima (anos)					Tolerância à sombra				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
<i>Alchornea sidjolia</i>			40	30	>100			15	20		70				70			2	2,5	3
<i>Alchornea tripluraria</i>	120	120	60	30	>110	25	25	25	20	30	70	50			>80	2	2	2	2,5	2
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>			40		18			15		10	70							1		2
<i>Cecropia glaziosi</i>	20	25	40	20	30	15	18	20	15	16	30	15			>20	3	3	3	3	3
<i>Cedrela fissilis</i>	90	80	100	≥ 50	100	30	30	30	25-30	35	300	>100			>100	1	2	2	2	1
<i>Chorisia speciosa</i>	142	180	150	≥ 50	150	25	25	30	20-25	30	100	>100			70	2	2	2	2,5	2
<i>Cinnamomum tripluriae</i>			100					30		>12	300							1		1
<i>Citharexylum nyrtanthum</i>			50	20	60			15	15	20	30	15			40			3	2,5	3
<i>Coriaria ealyvalata</i>	45	75	50	30	>40	15	25	15	25-30	12	70	>50			100	1	1	2	2	2
<i>Croton floribundus</i>	40	75	50	20-25	30	8	25	20	15-20	10	30	30			30	3	3	3	3	3
<i>Eucalyptus robusta</i>			150	40				40			100							3		
<i>Ficus insipida</i>	90	50	200	> 60	70	20	30	30	30	20	100				multo longo	1	1	1	3	2
<i>Machaerium nyctitans</i>	70	80	50	20	60	20	30	20	15	18	300	30	médio a longo			3	2	2	2,5	2
<i>Machaerium villosum</i>	75	150	80	40	80	20	25	25	25-30	30	300	>80			longo	3	2	2	1	2
<i>Piptadenia gonocantha</i>	50	75	100	30-40	40	25	25	25	20	20	70	>40			50	3	3	2	2	3

Obs.: As estimativas de Idade máxima apresentadas na coluna III são derivadas da divisão das espécies em 4 categorias: longevidade curta: até 30 anos; longevidade média: até 70 anos; longevidade média a longa: até 100 anos; longevidade longa: mais de cem anos (no máximo 300 anos para o Estado de São Paulo).

Tabela 3. Valores máximos de diâmetro à altura do peito (DAP) e altura (Altura) obtidos para árvores dentro da Reserva da CUASO, das espécies escolhidas para a modelagem. Valores de altura obtidos de Ferraz (1997) e Teixeira (1998).

Espécie	DAP (cm)	Altura (m)
<i>Alchornea sidifolia</i>	66,8	22,0
<i>Alchornea triplinervia</i>	77,0	19,0
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	32,5	17,5
<i>Cecropia glaziovii</i>	44,2	25,0
<i>Cedrela fissilis</i>	70,7	24,0
<i>Chorisia speciosa</i>	71,3	15,7
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	45,7	17,1
<i>Citharexylum myrianthum</i>	48,7	15,0
<i>Cordia ecalyculata</i>	52,7	23,0
<i>Croton floribundus</i>	52,2	27,5
<i>Eucalyptus robusta</i>	96,4	-
<i>Ficus insipida</i>	100,1	19,5
<i>Machaerium nycitans</i>	57,9	19,3
<i>Machaerium villosum</i>	65,6	21,5
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	73,7	20,0

Calibração

Ajuste para variáveis gerais da parcela

A Figura 28 ilustra o tipo de efeito que a variação do valor dos parâmetros de parcela pode ter sobre a trajetória no espaço de fase de variáveis de densidade total (para DAP > 10 cm e DAP > 25 cm) prevista pelo modelo. Neste exemplo, apenas 3 valores diferentes foram aplicados para apenas um parâmetro (o coeficiente de extinção de luz k), resultando em 3 trajetórias diferentes. O formato geral da trajetória não se modifica substancialmente com o valor de k . Ao longo da sucessão simulada, o número de indivíduos com DAP > 10 cm (N_{10}) e com DAP > 25 cm (N_{25}) aumenta, em uma primeira fase, seguida por uma segunda fase em que N_{10} estaciona, enquanto N_{25} continua aumentando. Em uma terceira fase, N_{25} permanece estável e N_{10} diminui, e posteriormente, ambos diminuem. De forma geral, valores de k mais baixos, relacionados a uma maior permeabilidade do dossel à luz, permitem maiores densidades de árvores.

Figura 28. Efeito do coeficiente de extinção de luz k sobre a trajetória no espaço de fase de número de indivíduos (N) com $DAP > 10$ cm $\times$ N com $DAP > 25$ cm, em parcela de 0,05 ha (22,36 m x 22,36 m) ao longo do tempo de sucessão (de $t = 0$ a $t = 150$ anos), conforme previsto pelo modelo CUAKIA. Com exceção de k , a parametrização nos três casos é a mesma. Valores de k maiores implicam em menores quantidades de radiação atravessando as copas das árvores, conseqüentemente diminuindo a disponibilidade geral deste recurso para árvores no sub-bosque e as densidades de árvores na parcela.

Os valores de parâmetros de parcela que implicaram no melhor ajuste entre o modelo e as duas variáveis enfocadas, no tempo de sucessão $t = 80$ anos (Figura 29) estão na Tabela 4, assim como a parametrização das espécies correspondente. Com relação ao padrão de KIAMBRAM, foi preciso aumentar o valor de k de 0,375 para 4,5 e diminuir o valor de crescimento mínimo de 1 mm para 0,1 mm. Também foi variado o valor de número de indivíduos estabelecidos por ano, mas o melhor ajuste foi conseguido com o valor padrão deste parâmetro.

A Figura 30 mostra a trajetória ao longo do tempo no espaço de fase das áreas basais ($DAP > 10$ cm e $DAP > 25$ cm), com o resultado de que estas também são previstas satisfatoriamente com a mesma parametrização.

Figura 29. Trajetória no espaço de fase Número de indivíduos (N) com DAP > 10 cm x N com DAP > 25 cm, em parcela de 0,05 ha (22,36 m x 22,36 m), ao longo do tempo de sucessão, conforme previsto por CUAKIA na melhor parametrização conseguida ($k = 0,45$, crescimento mínimo = 0,1 mm, k_{time} de *Archontophoenix cunninghamiana* = 45 anos). Os quadrados pequenos dão as posições nos tempos $t = 20, 40, 60, 80, 100, 120$ e 140 anos. O retângulo grande mostra os intervalos de confiança para a média (95%) obtidos a partir dos dados de campo. O modelo prevê valores dentro do intervalo de confiança para $t = 80$ anos.

Figura 30. Trajetória no espaço de fase de área basal (AB) com DAP > 10 cm x AB com DAP > 25 cm, em parcela de 0,05 ha (22,36 m x 22,36 m), ao longo do tempo de sucessão, conforme previsto por CUAKIA na melhor parametrização conseguida para previsão das densidades totais ($k = 0,45$, crescimento mínimo = 0,1 mm, k_{time} de *Archontophoenix cunninghamiana* = 45 anos). Os quadrados pequenos dão as posições nos tempos $t = 0, 20, 40, 60, 80, 100, 120$ e 140 anos. O retângulo grande mostra os intervalos de confiança para a média (95%) obtidos a partir dos dados de campo. O modelo prevê valores dentro do intervalo de confiança para $t = 80$ anos.

Tabela 4. Parametrização de CUAKIA capaz de prever os valores de densidade e área basal para o total de indivíduos (todas as espécies somadas) da parcela. Tolerância: 1 - espécie tolerante à sombra; 2 - espécie intermediária; 3 - espécie intolerante à sombra.

k	0,45
% surv. to max. age	1,0
Min. growth (mm)	0,1
Max # seed sites	600
Max. basal area (m ² /ha)	160

Espécie/tipo funcional	G	Age _{max} (anos)	Tolerância	D _{max} (cm)	H _{max} (m)	Ktime (anos)
<i>Alchornea sidifolia</i>	464	50	3	110	25,0	0
<i>Alchornea triplinervia</i>	298	90	2	120	30,0	0
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	970	60	1	35	17,5	45
<i>Cecropia glaziovii</i>	450	50	3	40	25,0	0
<i>Cedrela fissilis</i>	220	110	2	100	30,0	0
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	250	100	2	50	20,0	0
<i>Citharexylum myrianthum</i>	464	50	3	60	20,0	0
<i>Cordia ecalyculata</i>	540	50	2	80	30,0	0
<i>Croton floribundus</i>	1472	20	3	80	30,0	0
<i>Ficus insipida</i>	134	200	2	200	30,0	0
<i>Machaerium nyctitans</i>	130	200	2	80	30,0	0
<i>Machaerium villosum</i>	130	250	2	150	30,0	0
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	325	70	3	100	25,0	0
Dossel	120	300	1	120	40,0	0
Sub-bosque	120	250	1	25	10,0	0

O próximo passo, então, foi verificar se esta parametrização prevê satisfatoriamente, para o mesmo $t = 80$ anos, as abundâncias de cada espécie no modelo, ou pelo menos das espécies mais abundantes na Área 2a. Sob este aspecto, porém, o modelo, com esta mesma parametrização, não apresentou resultados satisfatórios. A Tabela 5 apresenta os valores de densidade relativa ($DAP > 10$ cm) previstos pelo modelo para cada espécie/tipo funcional, em comparação com os valores correspondentes obtidos em campo. Pode-se considerar que o modelo não errou muito ao prever os dois tipos funcionais (Dossel e Sub-bosque) como sendo os mais abundantes, uma vez que os dados de campo mostram que o conjunto das espécies não simuladas pelo modelo é mais abundante que qualquer das espécies simuladas. A acurácia da previsão do modelo, porém, não vai além disso. As quatro espécies mais abundantes, conforme previsto pelo modelo, são (em ordem): *Ficus insipida*, *Machaerium villosum*, *Alchornea triplinervia* e *Cedrela fissilis*. Os dados de campo, em contraste, indicam *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cordia ecalyculata*, *Alchornea sidifolia* e *Croton floribundus* como as quatro espécies simuladas de maior densidade ($DAP > 10$ cm), nesta ordem (Tabela 5).

Tabela 5. Densidades relativas (DR) previstas por CUAKIA e obtidas a partir de dados de campo (Área 2a) para as espécies modeladas no tempo de simulação $t = 80$ anos, DAP > 10 cm. Esta mesma parametrização (vide Tabela 4) previu satisfatoriamente os valores totais de densidade e área basal para DAP > 25 e DAP > 10 cm.

Dados de campo		Previsão do modelo	
Espécie	DR (%)	Espécie	DR (%)
Demais espécies	40,32	Dossel	17,54
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	19,08	Sub-bosque	13,96
<i>Cordia ecalyculata</i>	11,56	<i>Ficus insipida</i>	11,98
<i>Alchornea sidifolia</i>	8,83	<i>Machaerium villosum</i>	10,44
<i>Croton floribundus</i>	6,58	<i>Alchornea triplinervia</i>	7,72
<i>Cedrela fissilis</i>	3,10	<i>Cedrela fissilis</i>	6,24
<i>Cecropia glazioni</i>	3,01	<i>Alchornea sidifolia</i>	6,11
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	1,69	<i>Cordia ecalyculata</i>	5,50
<i>Ficus insipida</i>	1,60	<i>Cinnamomum triplinerve</i>	5,44
<i>Machaerium nycitans</i>	1,41	<i>Croton floribundus</i>	5,25
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,32	<i>Machaerium nycitans</i>	4,01
<i>Machaerium villosum</i>	0,75	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2,59
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,66	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	1,24
<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,09	<i>Citharexylum myrianthum</i>	1,24
		<i>Cecropia glazioni</i>	0,74

Ajuste para variáveis das espécies

A Tabela 6 apresenta as variáveis de densidade de *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus*, *Cordia ecalyculata* e do total de indivíduos e os respectivos valores médios e intervalos de confiança associados, conforme obtidos pela amostragem simulada de parcelas de 0,05 ha na Área 2a.

Como primeira abordagem para tentar-se aproximar as previsões do modelo da realidade foi, mantendo os valores de parâmetros de parcela já conseguidos, variar os parâmetros de espécie de *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus* e *Cordia ecalyculata* de forma sistemática, a partir de valores que abrangessem toda a variação concebível para cada um deles e testando sistematicamente as combinações entre estes valores. Isto foi feito na tentativa de, grosseiramente, “mapear o espaço paramétrico”, ou seja, fazer uma descrição de como varia a acurácia do modelo (medida através de DE) em função dos parâmetros. Foram definidos valores altos, médios e baixos para D_{max} , H_{max} e Age_{max} para *A. sidifolia*, *C. floribundus* e *C. ecalyculata*. Para cada espécie, foram então estabelecidas 3 combinações entre os valores, de forma que os valores de tamanhos (D_{max} , H_{max}) variassem em conjunto (D_{max} alto com H_{max}

alto, D_{max} médio com H_{max} médio, etc.) e em relação inversa com Age_{max} (Age_{max} baixa com D_{max} e H_{max} altos, Age_{max} média com D_{max} e H_{max} médios, etc.). Os valores de G , obtidos a partir da regra de Botkin *et al.* (1972b, a), desta forma, obtiveram a maior variação possível entre todas as combinações possíveis. A Tabela 7 mostra as 3 combinações de valores de parâmetros obtidas para cada espécie. Foram parametrizados então $3 \times 3 \times 3 = 27$ modelos, todas as combinações entre as 3 parametrizações de cada espécie. Os parâmetros restantes (da parcela e das outras espécies) foram mantidos constantes, nos valores anteriores.

Tabela 6. Médias, desvios-padrão e intervalos de confiança para a média (95%) de números de indivíduos e área basal por parcela de 22,36 m × 22,36 m (0,05 ha), conforme obtidos a partir de amostragem aleatória (N = 100) na Área 2a da Reserva da CUASO.

Espécie	Variável	DAP >	Média	Desvio-padrão	Intervalo de conf. $\pm$
Total	N (inds)	10	31,81	7,38	1,45
Total	N (inds)	25	7,23	2,02	0,40
<i>Alchornea sidifolia</i>	N (inds)	10	2,95	1,73	0,34
<i>Alchornea sidifolia</i>	N (inds)	25	1,58	1,37	0,27
<i>Croton floribundus</i>	N (inds)	10	2,56	1,87	0,37
<i>Croton floribundus</i>	N (inds)	25	1,18	1,19	0,23
<i>Cordia ecalyculata</i>	N (inds)	10	4,52	4,23	0,83
<i>Cordia ecalyculata</i>	N (inds)	25	0,63	0,79	0,15
Total	AB (m ²)	10	1,27	0,27	0,05
Total	AB (m ²)	25	0,77	0,28	0,05
<i>Alchornea sidifolia</i>	AB (m ²)	10	0,19	0,15	0,03
<i>Alchornea sidifolia</i>	AB (m ²)	25	0,15	0,15	0,03
<i>Croton floribundus</i>	AB (m ²)	10	0,15	0,11	0,02
<i>Croton floribundus</i>	AB (m ²)	25	0,10	0,11	0,02
<i>Cordia ecalyculata</i>	AB (m ²)	10	0,14	0,13	0,03
<i>Cordia ecalyculata</i>	AB (m ²)	25	0,06	0,08	0,02

Tabela 7. Combinações de parâmetros definidos para o mapeamento do espaço paramétrico. Ident: código de identificação da parametrização. G foi obtido a partir dos outros 3 parâmetros.

Espécie	Ident	G	Age_{max}	D_{max}	H_{max}
<i>Alchornea sidifolia</i>	1	464,3	50	110	25
<i>Alchornea sidifolia</i>	2	292,4	70	85	22,5
<i>Alchornea sidifolia</i>	3	126,4	140	60	20
<i>Croton floribundus</i>	1	1471,8	20	80	30
<i>Croton floribundus</i>	2	775,9	30	60	25
<i>Croton floribundus</i>	3	133,9	130	45	20
<i>Cordia ecalyculata</i>	1	540,3	50	80	30
<i>Cordia ecalyculata</i>	2	288,2	70	65	22,5
<i>Cordia ecalyculata</i>	3	112,7	120	50	15

A Tabela 8 mostra os resultados das 27 simulações. Nenhuma resultou em DE menor do que 10 (o menor valor conseguido foi 10,89) ou maior que 13. Depois de algumas novas tentativas mudando as combinações entre parâmetros de tamanho (D_{max} e H_{max}) e Age_{max} , sempre obtendo G a partir dos 3 valores, foi obtido um resultado relativamente bom com a combinação de todos os parâmetros em seus valores mais altos: $DE = 6,22$, significando uma distância de quase metade do que estava sendo obtido até então.

A partir de então, decidiu-se fazer tentativas de melhorar o modelo fixando os valores de D_{max} e H_{max} e mudando os valores de Age_{max} (e o G , respectivamente) em pequenos passos, uma das 3 espécies de cada vez, procurando um melhor resultado. Várias tentativas foram feitas, sem grandes avanços, até que o menor valor de DE em todo o trabalho foi obtido (4,53), com pequenas mudanças no D_{max} de *Croton floribundus* e *Cordia ecalyculata*, e aplicando com rigidez a regra de Botkin *et al.* (1972b, a) também para as outras espécies. *Archontophoenix cunninghamiana*, espécie para a qual se tinha dados de campo sobre incremento diamétrico, foi parametrizada de acordo com estes dados (Figura 31), e sua idade máxima foi ajustada de forma que a espécie continuasse seguindo a regra de Botkin *et al.* (1972b, a).

A Tabela 9 mostra a parametrização deste modelo de maior sucesso obtido. As Figuras 5, 6 e 7 mostram o comportamento de DE e das distâncias individuais ao longo do tempo. Percebe-se que, enquanto os valores de densidades de *Alchornea sidifolia* e *Croton floribundus* sobem além dos valores encontrados na Reserva durante a sucessão simulada, e depois caem novamente, os valores de densidade de *Cordia ecalyculata* (para $DAP > 10$ cm e $DAP > 25$ cm) nunca atingem os valores da floresta real. Várias outras tentativas foram feitas com o intuito de diminuir DE , inclusive atacando especificamente no problema da simulação de *Cordia ecalyculata*, mas sem sucesso.

Observando-se o comportamento das espécies, durante a sucessão simulada (Figura 35), percebe-se o seguinte padrão geral: em uma primeira fase de sucessão, bastante longa (até o 43º ano de sucessão para indivíduos com $DAP > 10$ cm e até o 54º. ano para indivíduos com $DAP > 25$ cm), ocorre dominância por *Piptadenia gonoacantha*. Esta é seguida por uma fase mais curta de dominância por *Croton floribundus* e espécies de *Alchornea*, e mais tarde, por *Ficus insipida* e o tipo funcional Dossel.

Note-se que a dominância por *Archontophoenix cunninghamiana* que ocorre na Área 2a (Capítulos 3 e 5) não é prevista pelo modelo nesta melhor parametrização (Figura 35). De fato, foram realizadas diversas tentativas com modificações dos parâmetros desta espécie. Uma simulação capaz de prever dominância por *A. cunninghamiana* foi obtida somente com o relaxamento da regra de Botkin *et al.* (1972b, a) (ou seja, do *trade-off* entre taxa de

crescimento e mortalidade). Aumentou-se, para tanto, o valor de Age_{max} (diminuindo, conseqüentemente, a mortalidade) da espécie, sem, no entanto, modificar os valores de D_{max} , H_{max} e G .

Tabela 9. Parametrização de CUAKIA com a qual foi obtido o melhor ajuste entre modelo e realidade (medido através de DE , conforme definido no texto). Tolerância: 1 - espécie tolerante à sombra; 2 - espécie intermediária; 3 - espécie intolerante à sombra.

Extinction coeff.	0,45					
% surv. to max. age	1					
Min. growth (mm)	0,1					
Max # seed sites	600					
Max. basal area (m ² /ha)	160					

Espécie/tipo funcional	G	Age _{max} (anos)	Tolerância	D _{max} (cm)	H _{max} (m)	Ktime (anos)
<i>Alchornea sidifolia</i>	139	160	3	110	25	0
<i>Alchornea triplinervia</i>	298	90	2	120	30	0
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	950	18	1	35	17,5	45
<i>Cecropia glaziovii</i>	754	30	3	40	25	0
<i>Cedrela fissilis</i>	176	150	2	100	30	0
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	176	100	2	50	20	0
<i>Citharexylum myrianthum</i>	464	40	3	60	20	0
<i>Cordia ecalyculata</i>	218	120	2	75	30	0
<i>Croton floribundus</i>	186	140	3	75	30	0
<i>Ficus insipida</i>	134	200	2	200	30	0
<i>Machaerium nyctitans</i>	174	150	2	80	30	0
<i>Machaerium villosum</i>	178	150	2	150	30	0
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	325	70	3	100	25	0
Dossel	101	300	1	120	35	0
Sub-bosque	35	250	1	25	10	0

Figura 31. Dados sobre incremento diamétrico de *Archontophoenix cunninghamiana* obtidos na Reserva da CUASO (pontos) (Capítulo 5) e a curva da equação de crescimento máximo (Apêndice 6, equação 7) ajustada (linha). $D_{\max} = 35$ cm, $H_{\max} = 17,5$ m, $G = 950$. Os dois pontos acima da linha foram considerados *outliers*.

Figura 32. Distância euclidiana (*DE*) (conforme definida na Equação 2) entre previsões do modelo e dados de campo, em função do tempo de sucessão, para o modelo que permitiu o melhor ajuste até o momento (parametrização na Tabela 9). O melhor ajuste (menor *DE*) foi obtido ao redor de 80 anos de sucessão.

Figura 33. Distâncias individuais ($\bar{D}_i$) entre previsões do modelo e dados de campo, conforme definidas na equação 1, em função do tempo de sucessão, para a densidade de indivíduos com DAP > 10 cm. Previsões feitas com a parametrização que permitiu o melhor ajuste (Tabela 9).

Figura 34. Distâncias individuais ($\bar{D}_i$) entre previsões do modelo e dados de campo, conforme definidas na Equação 1, em função do tempo de sucessão, para a densidade de indivíduos com DAP > 25 cm. Previsões feitas com a parametrização que permitiu o melhor ajuste (Tabela 9).

Figura 35. Densidade de indivíduos com (A) DAP > 10 cm e (B) DAP > 25 cm em função do tempo de sucessão. São apresentadas apenas as espécies/tipos funcionais que, em algum momento durante a sucessão simulada, são o primeiro ou segundo mais densos. Previsões feitas com a parametrização que permitiu o melhor ajuste (Tabela 9).

Discussão

A exploração do espaço paramétrico definido pelos dados estimados por especialistas e por dados de campo permitiu que se alcançasse uma parametrização do modelo que, em alguns sentidos, concorda bastante bem com a realidade encontrada na floresta da Reserva da CUASO, embora, sob outros aspectos, não seja satisfatório.

Não se conseguiu, por exemplo, encontrar valores de parâmetros que tornassem *DE* menor que 1, o que tornaria a saída do modelo indistinguível do amostrado em campo. Neste sentido, o modelo adotado não foi capaz, com os conjuntos de valores de parâmetros testados, de preencher os critérios estabelecidos para que o modelo fosse considerado aceitável. Isto foi devido, em grande parte, à dificuldade em se encontrar valores de

parâmetros que permitissem obter uma boa simulação da população de *Cordia ecalyculata*. Esta dificuldade pode indicar que o modelo tem uma dificuldade fundamental de simular algum aspecto ligado à dinâmica dessa espécie na Reserva. Um exemplo disso seria uma flutuação de recrutamento devido a contingências históricas, fatos relevantes que aconteceram uma ou poucas vezes no passado e determinaram o que se observa hoje. A distribuição de frequências de DAP para a espécie na Reserva (Capítulo 4) indica que ocorreu um recrutamento em pulsos desta espécie, talvez devido a flutuações nas condições climáticas ao longo dos anos. Modelos como o utilizado, em princípio, simulam as condições médias de sucessão da floresta. A não ser que se modele explicitamente também as contingências históricas relevantes (incluindo, no caso, parâmetros climáticos que variam ano a ano, e as respostas das diferentes espécies a eles), os modelos não são capazes de prever suas conseqüências.

Algumas outras condições explicam a dificuldade encontrada em parametrizar satisfatoriamente o modelo. Uma delas é o fato de não se ter à disposição medidas razoavelmente precisas dos parâmetros exigidos pelo modelo adotado. Analisemos os principais parâmetros de espécies para os *gap models* tradicionais, D_{max} , H_{max} , Age_{max} e G . Embora a altura e o DAP de uma árvore sejam obtidos com relativa facilidade, a definição de D_{max} e H_{max} exige a medição do maior número possível de indivíduos, à procura daquele de maior valor. No nosso caso, porém, mesmo tendo medidas para todas as maiores árvores dentro da Reserva, ocorre o seguinte problema: sabendo-se que se trata de uma área de mata secundária, sempre existe a possibilidade de que as árvores ainda não tenham tido tempo de alcançar seu tamanho máximo, pois sua idade é limitada pela própria idade da floresta. Neste sentido, seria mais fácil trabalhar-se tendo dados obtidos em uma floresta primária, ou que possa ser considerada “madura”. Com relação a Age_{max} , existe a dificuldade adicional (além daquelas discutidas para D_{max} e H_{max}) da medição de idade para uma árvore tropical, sem os anéis no lenho que usualmente facilitam esta medição em espécies temperadas. Provavelmente seria mais simples a estimativa direta da mortalidade, através de censos repetidos. O parâmetro de crescimento G também é difícil de ser obtido (se não se quiser derivá-lo dos outros 3 parâmetros, usando algum pressuposto sobre a relação entre idade e tamanho, como normalmente feito neste trabalho) e exigiria o acompanhamento da dinâmica de crescimento, por vários anos, preferencialmente de indivíduos em condições de desenvolvimento máximo (sem sombreamento). Shugart *et al.* (1980), p. ex., usaram em sua parametrização de G dados coletados periodicamente sobre o incremento de DAP de todas as árvores com DAP > 10 cm em 4 ha de floresta, de 1964 a 1975.

Dadas as dificuldades inerentes à obtenção de valores para os parâmetros de espécie, seria possível, também, modificar a estrutura do modelo, ou seja, suas equações principais, de modo que elas exigissem parâmetros diferentes, de obtenção mais fácil. Bugmann *et al.* (1996) fizeram sugestões de equações alternativas que poderiam ser usadas em *gap models*, algumas das quais facilitariam a obtenção de valores de parâmetros. Estas modificações na estrutura do modelo, porém, provavelmente não evitariam a necessidade de se medir em campo valores para parâmetros ligados a aspectos dinâmicos, exigindo um trabalho de campo de alguns anos, pelo menos.

Uma vez que existe esta dificuldade de se obter a priori valores de parâmetros - e problemas do mesmo tipo são encontrados com relação aos parâmetros de parcela -, fica-se, como no caso deste trabalho, com as estimativas próprias ou de especialistas (estas últimas, muito variáveis, por sinal). Isto transforma a modelagem em um exercício de calibração, em que se busca, dentre os possíveis valores para cada parâmetro, aqueles que tornem o modelo acurado. A diferença é grande com relação à situação em que se tem valores de parâmetros fixos. Aí, qualquer inadequação do modelo é atribuída a sua estrutura, a inadequações na forma como ele representa a realidade. Poder de previsão e limitações do modelo podem ser descritos, e o modelo pode ser refinado. Já no nosso caso, falhas nas previsões do modelo podem ser sempre, em tese, atribuídas a valores inadequados de parâmetros, já que não se sabe quais são os corretos. Talvez o modelo seja adequado, contanto que se encontre os valores de parâmetros certos. Radicalizando-se esta posição, o modelo, nesta situação, só pode ser rejeitado (e também adequadamente descrito quanto às suas limitações) depois de testadas todas as possibilidades razoáveis de valores de parâmetros, em todas as combinações possíveis. E o número total de combinações possíveis, mesmo em um modelo simples como CUAKIA, é muito grande.

Mesmo não tendo sido atingido um modelo satisfatório até o momento, é preciso levar em conta o que este exercício produziu em termos de esclarecimento sobre o sistema, assim como as perspectivas que se abrem a partir dele. O modelo pode ser explorado em vários sentidos, podendo levar, futuramente, a um bom ajuste. Pequenas modificações na estrutura do modelo também podem melhorá-lo. A utilização da equação de crescimento máximo proposta por Moore (1989), por exemplo, poderia ser explorada.

Também seria possível modificar a estrutura do modelo de forma mais profunda. Um dos pressupostos não-realistas de CUAKIA, ao mesmo tempo com conseqüências para as simulações que produz (Clark & Ji 1995) é que existe um aporte contínuo de sementes, independente da comunidade existente no momento. Embora este aporte contínuo talvez

seja um pressuposto razoável em se considerando amplas áreas florestadas, este provavelmente não é o caso em manchas florestais isoladas. Nestas condições, seria mais razoável supor que a grande maioria das sementes responsáveis pelo recrutamento no interior da mancha seja produzida por árvores existentes na própria mancha. Assim, a produção de sementes deveria estar, no modelo, ligada a abundância de indivíduos adultos da espécie, especialmente se considerarmos limitação na dispersão de sementes (Nathan & Mueller-Landau 2000).

De forma geral, o CUAKIA simula uma sucessão de espécies, ao longo do tempo, aparentemente mais rápida do que realmente ocorre na Reserva da CUASO. Pelo menos dois processos, que não estão incluídos no modelo, tem o potencial de diminuir a velocidade da sucessão (talvez os dois ocorram): (1) limitação de recrutamento (Hurt & Pacala 1995) e (2) rebrotamento de algumas espécies (Bond & Midgley 2001, Dalling *et al.* 2001). *Alchornea sidifolia* e *Piptadenia gonoacantha*, segundo observações em campo na Reserva, são capazes de rebrotamento. Em tese, seria possível incluir os dois processos no modelo.

Mesmo independentemente de uma modificação de equações do modelo, certos dados a serem coletados futuramente na Reserva, especialmente ligados à dinâmica individual (incremento diamétrico, p. ex.) e populacional (mortalidade, estabelecimento) podem fornecer importantes dados de entrada no modelo e permitir novos testes do mesmo. Informações mais acuradas sobre padrões de mortalidade permitiriam a modelagem da mortalidade a partir de algoritmos mais realistas (Hawkes 2000). Medidas de crescimento (através de medidas repetidas) das maiores árvores na Reserva podem informar se elas ainda estão crescendo ou se já atingiram o tamanho máximo. Também seria muito útil saber se as populações das principais espécies estão aumentando ou diminuindo. Isto ajudaria na calibração do modelo, por causa do efeito de duas passagens pelo valor de campo ao longo da sucessão, uma quando a espécie está aumentando de densidade, outra quando está diminuindo. Estas medidas de dinâmica no futuro foram possibilitadas pelo trabalho de marcação, mapeamento e medição de árvores já realizado durante este trabalho.

Referências bibliográficas

- Bond, W.J. & Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 45-51.
- Botkin, D.B., Janak, J.F. & Wallis, J.R. 1972a. Rationale, limitations, and assumptions of a Northeastern forest growth simulator. *IBM Journal of Research and Development* Mar 1972: 101-106.

- _____. 1972b. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *Journal of Ecology* 60: 849-872.
- Bugmann, H. 1996. Functional types of trees in temperate and boreal forests - classification and testing. *Journal of Vegetation Science* 7: 359-370.
- Bugmann, H.K.M., Yan, X., Sykes, M.T., Martin, P., Lindner, M., Desanker, P.V. & Cumming, S.G. 1996. A comparison of forest gap models: model structure and behaviour. *Climatic Change* 34: 289-313.
- Chave, J. 1999. Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. *Ecological Modelling* 124: 233-254.
- _____. 2001. Spatial patterns and persistence of woody plant species in ecological communities. *American Naturalist* 157: 51-65.
- Clark, J.S. & Ji, Y. 1995. Fecundity and dispersal in plant populations - implications for structure and diversity. *American Naturalist* 146: 72-111.
- Condit, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1996. Assessing the response of plant functional types to climatic change in tropical forests. *Journal of Vegetation Science* 7: 405-416.
- Dalling, J.W., Winter, K., Nason, J.D., Hubbell, S.P., Murawski, D.A. & Hamrick, J.L. 2001. The unusual life history of *Alseis blackiana*: A shade- persistent pioneer tree? *Ecology* 82: 933-945.
- Doyle, T.W. 1981. The role of disturbance in the gap dynamics of a montane rain forest: an application of a tropical forest succession model. In West, D.C., Botkin, D.B. & Shugart, H.H., eds. *Forest succession: concepts and application*, p. 56-73. Springer, New York.
- Ferraz, D.K. 1997. *Dinâmica de seis populações de árvores em fragmento de mata em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Gitay, H., Noble, I.R. & Connell, J.H. 1999. Deriving functional types for rain-forest trees. *Journal of Vegetation Science* 10: 641-650.
- Hall, G.M.J. & Hollinger, D.Y. 2000. Simulating New Zealand forest dynamics with a generalized temperate forest gap model. *Ecological Applications* 10: 115-130.
- Hawkes, C. 2000. Woody plant mortality algorithms: description, problems and progress. *Ecological Modelling* 126: 225-248.
- Hurt, G.C. & Pacala, S.W. 1995. The consequences of recruitment limitation - reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology* 176: 1-12.

- Huth, A. & Ditzer, T. 2000. Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. *Ecological Modelling* 134: 1-25.
- _____. 2001. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest - a simulation study. *Forest Ecology and Management* 142: 33-51.
- Huth, A., Ditzer, T. & Bossel, H. 1997. *Rain forest growth model FORMIX3: a tool for forest management planning towards sustainability*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn.
- Kürpick, P., Kürpick, U. & Huth, A. 1997. The influence of logging on a malaysian dipterocarp rain forest - a study using a forest gap model. *Journal of Theoretical Biology* 185: 47-54.
- Moore, A.D. 1989. On the maximum growth equation used in forest gap simulation models. *Ecological Modelling* 45: 63-67.
- Nathan, R. & Mueller-Landau, H.C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 278-285.
- Prentice, I.C. & Leemans, R. 1990. Pattern and process and the dynamics of forest structure: a simulation approach. *Journal of Ecology* 78: 340-355.
- Rossi, L. 1994. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9: 1-105.
- Shugart, H.H., Hopkins, M.S., Burgess, I.P. & Mortlock, A.T. 1980. The development of a succession model for a subtropical rain forest and its application to assess the effects of timber harvest at Wiangaree State Forest, New South Wales. *Journal of Environmental Management* 11: 243-265.
- Shugart, H.H. & West, D.C. 1977. Development of an Appalachian deciduous forest succession model and its application to assessment of the impact of the chestnut blight. *Journal of Environmental Management* 5: 161-179.
- Solomon, D.L. 1979. On a paradigm for mathematical modelling. In Patil, G.P. & Rosenzweig, M.L., eds. *Contemporary Quantitative Ecology and Related Econometrics*, p. 231-250. International Co-operative Publishing House, Fairland.
- Strasser, M.J. 1992. *Computer modelling of montane eucalypt forests*. Ph.D. Thesis. Australian National University, Canberra.
- Teixeira, C.V. 1998. *Florística e estrutura da borda de um fragmento florestal em São Paulo (SP)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

Capítulo 7 - Análise de padrões de pontos de árvores na Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP

Abstract

Analyses of spatial patterns of trees may help to generate hypotheses about their dynamics. This work analysed the spatial distribution of trees in an urban forest patch in the city of São Paulo. Techniques of second-order point pattern analysis, the L (modification of Ripley's K) and g functions, in their univariate and bivariate forms, were used. The total pool of individuals with dbh > 25 cm showed uniform distribution at small scales ($r < 6$ m) and clumped distribution at bigger scales ($17 \text{ m} < r < 115 \text{ m}$). Almost all species showed clumped distribution at some scale. Only two species (*Eucalyptus* sp. and *Piptadenia gonoacantha*) showed significantly uniform distributions, only at big spatial scales. No significant spatial dependence was found among the distributions of the most abundant species (individuals with dbh > 25 cm) and between big (dbh > 25 cm) and small ($9.5 \text{ cm} < \text{dbh} < 25 \text{ cm}$) individuals of the analysed species. The results suggest competition at small scales and seed dispersal limitation as the main determinants of the patterns found.

Resumo

Análises de padrões espaciais de árvores podem auxiliar na geração de hipóteses sobre sua dinâmica. O presente trabalho analisou a distribuição espacial de árvores em múltiplas escalas espaciais em uma mancha florestal urbana na cidade de São Paulo. Foram utilizadas técnicas de análise de segunda ordem de padrões de pontos, a função L (modificação de K de Ripley) e g uni e bivariada. O conjunto de indivíduos com DAP > 25 cm apresentou distribuição regular em pequenas escalas ($r < 6$ m) e agregada em escalas maiores ($17 \text{ m} < r < 115 \text{ m}$). Quase todas as espécies analisadas apresentaram distribuição agregada em alguma escala espacial. Apenas duas espécies (*Eucalyptus* sp. e *Piptadenia gonoacantha*) apresentaram distribuições significativamente regulares, e mesmo assim apenas em grandes escalas. Não foi encontrada dependência espacial significativa entre as distribuições das espécies mais abundantes (indivíduos com DAP > 25 cm) e de grupos de indivíduos de grande (DAP > 25 cm) e pequeno ($9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 25 \text{ cm}$) porte das espécies analisadas. Os resultados sugerem competição em pequena escala e limitação de dispersão de sementes como os principais fatores determinantes dos padrões encontrados.

Introdução

A estrutura espacial de um ecossistema, ou seja, o modo como os indivíduos estão organizados no espaço, freqüentemente tem papel importante em seu funcionamento

(Goreaud & Péliissier 2000). Por exemplo, a estrutura espacial em uma floresta determina o ambiente local ao redor de cada árvore (particularmente o número de outros indivíduos arbóreos), podendo modificar processos naturais como crescimento, mortalidade, desenvolvimento de sementes, e conseqüentemente a regeneração da floresta (Goreaud & Péliissier 2000). Também influi no desenvolvimento do sub-bosque, propagação de perturbações (p. ex. patogenias) e em outras características ecológicas manipuláveis através de manejo (Chen & Bradshaw 1999). O grau em que os indivíduos estão agregados ou dispersos é crucial para a maneira com que uma espécie utiliza recursos, como é utilizada como recurso, e para sua biologia reprodutiva (Condit *et al.* 2000). Na ecologia tropical, padrões espaciais têm sido um tema particularmente importante, por causa das baixas densidades populacionais relacionadas à alta diversidade encontrada nos trópicos (Condit *et al.* 2000). A análise do arranjo espacial dos indivíduos na comunidade pode ser usada para gerar hipóteses sobre os possíveis processos subjacentes que controlam a estrutura observada (He *et al.* 1997). O padrão espacial atual de uma determinada espécie, em especial a relação entre adultos e juvenis, pode fornecer informação útil sobre o processo de regeneração da espécie (Itoh *et al.* 1997). Uma correlação espacial negativa entre adultos e juvenis sugere mortalidade da prole dependente de densidade/distância. Exigência de clareiras para a regeneração também pode resultar em correlação negativa entre adultos e prole (Hamill & Wright 1986).

No entanto, deve-se ter cuidado ao interpretar padrões espaciais, uma vez que processos diferentes podem levar a um mesmo padrão (Itoh *et al.* 1997). As florestas tropicais, em especial, são sujeitas a mecanismos controladores múltiplos, como por exemplo a competição inter e intraespecífica, predação, diferenciação de nichos, adequabilidade de microssítios, perturbações e recrutamento estocástico (He *et al.* 1997). Outras informações também são importantes na interpretação dos processos: distribuição de outras espécies, a relação entre padrões espaciais e condições de luz, e as propriedades reprodutivas (como fecundidade, padrões de dispersão de sementes, sobrevivência de sementes e plântulas, crescimento de juvenis, resposta dos juvenis a clareiras) (Itoh *et al.* 1997).

Dada a complexidade da estrutura espacial em uma comunidade, que envolve o uso horizontal e vertical do espaço pelos seus elementos (Begon *et al.* 1996), torna-se adequada uma simplificação conceitual dessa estrutura para a sua descrição objetiva. No caso de árvores em uma floresta, estas são tratadas freqüentemente como pontos em um plano (cada ponto representando o centro da base de cada árvore), sendo a estrutura espacial representada, portanto, por um padrão de pontos.

Vários métodos foram descritos para a análise da estrutura espacial de padrões de pontos (Ripley 1981, Diggle 1983, Cressie 1993). Estes são classificados, em geral, de acordo com o tipo de dados necessários para a sua utilização. Métodos baseados em parcelas exigem informação sobre números de indivíduos em parcelas de vários tamanhos e localizações (Dale 1999). Métodos baseados em distâncias exigem informação sobre distância entre pontos ou localização de pontos, quantificando a não-aleatoriedade da distribuição de distâncias entre os pontos (árvores) (Chen & Bradshaw 1999). Alguns exigem apenas informação sobre os vizinhos mais próximos de cada ponto, como o método de Clark & Evans (1954). Outros requerem um mapa exaustivo da área de estudo, considerando a distância entre todos os pares de pontos, como a análise de segunda ordem (função K) de Ripley (Ripley 1976, 1977, 1981, 1987). Esta tem a vantagem da descrição da estrutura espacial em várias escalas simultaneamente.

O presente trabalho visa a descrição dos padrões espaciais horizontais de árvores em múltiplas escalas espaciais em um fragmento de mata secundária em São Paulo, SP, através de métodos de análise de padrões de pontos. Busca-se, a partir daí, fazer inferências sobre características sucessionais e dinâmicas das espécies analisadas, assim como contribuir para a delimitação de zonas de manejo no interior da Reserva.

Material e Métodos

Local de estudo

A Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), da Universidade de São Paulo (USP), localiza-se no bairro do Butantã, em São Paulo, SP. Em seu interior localiza-se a Reserva estudada neste trabalho (23°33'44" - 23°34'02" S, 46°43'38" - 46°43'49" W), com uma área de 102.100 m², situada no vale de um riacho que se estende na direção S-N, em terreno com altitudes entre 775 m e 735 m. Na parte mais baixa do terreno o represamento do riacho dá origem a um pequeno lago.

A área situa-se na Bacia de São Paulo, formada por depósitos do Terciário e Quaternário (Joly 1950). O solo é essencialmente argiloso, ácido, pobre em nutrientes e com altos teores de alumínio (Varanda 1977). O clima apresenta média anual de temperatura de 19,2 °C e precipitação média anual de 1207 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 14 °C (junho) e 23 °C (fevereiro). As precipitações médias mensais variam de 230 mm em janeiro a 40 mm em agosto, quando pode ocorrer déficit hídrico no solo (Gorresio-Roizman 1993).

Grande parte da área da Reserva é coberta por mata secundária (Cersósimo 1993), considerada por Rossi (1994) como um mosaico composto por áreas em diversos estádios de degradação e regeneração, efeito de seu histórico de perturbações antrópicas. A Reserva, cercada em 1979 para sua maior proteção, representa um dos poucos remanescentes da cobertura florestal na cidade de São Paulo, com cerca de 120 espécies arbustivo-arbóreas nativas (Rossi 1994). Situada no domínio das florestas ombrófilas densas, a mata apresenta relações florísticas com a floresta ombrófila densa e a floresta estacional semidecidual (*sensu* Veloso *et al.* 1991) do Estado de São Paulo.

Coleta de dados

O levantamento de indivíduos arbóreos na Reserva foi realizado em duas escalas de tamanho, uma mais ampla e menos detalhada, e outra mais restrita e mais detalhada (Capítulo 3):

a) Levantamento menos detalhado - cobriu a Reserva como um todo, excetuando-se o lago e uma porção de cerca de 1,5 ha ao norte, com presença exclusiva de *Eucalyptus* sp. Nesta área, de 8,58 ha (Área 1), foram identificados em nível de espécie e mapeados todos os indivíduos arbóreos com caule de diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,30 m de altura) superior a 25 cm. Todos os indivíduos tiveram seu DAP (ou DAPs, no caso de ramificação abaixo de 1,30 m) medido(s) e receberam uma plaqueta de alumínio numerada. O levantamento foi realizado entre junho de 1997 e novembro de 1999.

b) Levantamento mais detalhado - realizado em uma área contínua de 2 ha (Área 2), inserida na Área 1, estendendo-se do limite da Reserva até o riacho, no centro-oeste da Reserva. Aqui, todas as árvores com DAP > 9,5 cm foram mapeadas, identificadas, plaqueadas e tiveram seu DAP medido. Este levantamento foi realizado entre junho de 1997 e março de 2000.

A identificação das árvores foi feita através de material vegetal coletado com tesoura de poda alta, em associação com técnicas de escalada (Donahue & Wood 1995, Oliveira & Zaú 1995). O material coletado foi prensado e seco em estufa. A identificação foi feita com auxílio da chave publicada por Rossi (1994) e através da comparação com material depositado no Herbário do Instituto de Botânica de São Paulo (SP), com o auxílio do Prof. Dr. Waldir Mantovani (IBUSP). Foi adotado o sistema de Cronquist (1981). Material identificado como espécie não observada por Rossi (1994) foi incluído no Herbário do Departamento de Botânica do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (SPF).

Métodos gerais de análise

Com base nos mapas totais de localização das árvores, foram aplicados métodos de análise de segunda ordem de padrões de pontos (Ripley 1976) para a descrição objetiva dos padrões espaciais apresentados pelas árvores.

A propriedade de primeira ordem mais simples de um processo de pontos é sua intensidade λ . Para um processo homogêneo (ou seja, sem variação no espaço), λ é constante no espaço e pode ser estimado pela razão N/D do número de pontos N na superfície D da área de estudo (Goreaud & Pélissier 2000).

A propriedade de segunda ordem de um padrão de pontos se refere à probabilidade de presença simultânea de dois pontos em superfícies elementares dS_1 e dS_2 centradas em (x_1, y_1) e (x_2, y_2) , respectivamente. Pode ser caracterizada pela função de correlação de pares $g((x_1, y_1), (x_2, y_2))$, da presença conjunta de dois pontos em superfícies elementares dS_1 e dS_2 centradas em (x_1, y_1) e (x_2, y_2) , respectivamente.

Para um processo de pontos homogêneo e isotrópico, pode-se demonstrar que a função g depende apenas da distância r entre as posições (x_1, y_1) e (x_2, y_2) (Ripley 1977). A função g é, portanto, proporcional ao número de pares de pontos separados um do outro por uma distância r .

Para um processo de pontos homogêneo e isotrópico de intensidade λ , Ripley (1976, 1977) demonstrou que a propriedade de segunda ordem poderia ser caracterizada pela função $K(r)$, de forma que o número esperado de vizinhos dentro de uma distância r de um determinado ponto do padrão é:

$$N(r) = \lambda K(r)$$

Pode-se deduzir de $N(r)$ uma função de densidade de vizinhos de segunda ordem $n(r)$:

$$n(r) = N(r) / \pi \cdot r^2$$

sendo $\pi \cdot r^2$ a área do círculo de raio r .

A função $K(r)$ de Ripley é uma padronização de $N(r)$ que permite a comparação de padrões espaciais de intensidades diferentes:

$$K(r) = N(r) / \lambda$$

A função $K(r)$ nem sempre é fácil de se interpretar, uma vez que a curva obtida para a hipótese nula de um padrão de Poisson é parabólica. Por isso Besag (1977) propôs a seguinte modificação⁴:

$$L(r) = \sqrt{K(r)/\pi} - r$$

Esta função é mais facilmente interpretada do que $K(r)$: para um padrão de Poisson (aleatoriedade espacial completa), $L(r) = 0$ para todas as distâncias r . Padrões agregados apresentam $L(r) > 0$ e padrões regulares (uniformes), $L(r) < 0$. Além disso, $L(r)$ lineariza $K(r)$, e estabiliza sua variância (Chen & Bradshaw 1999).

A função $K(r)$ é diretamente relacionada à função de correlação de pares $g(r)$ (Goreaud & Pélissier 2000):

$$K(r) = \int_{s=0}^r g(s) 2\pi s ds$$

Mais precisamente:

$$g(r) = P(r) / \lambda ds$$

sendo $P(r)$ a probabilidade de encontrar, na superfície ds , um ponto localizado à distância r de um ponto arbitrário do padrão. Um estimador de $g(r)$ é calculado para valores de r em intervalos regulares dr , de forma que $r = tdr$, com $t = 1, 2, 3, \dots, t_{\max}$. A área do anel entre os círculos tdr e $(t-1)dr$ corresponde a $S(r) = \pi(tdr)^2 - \pi((t-1)dr)^2$ (Goreaud & Pélissier 2000):

$$g(r) = N(tdr) - N((t-1)dr) / \lambda S(r) = [K(tdr) - K((t-1)dr)] / S(r)$$

Em um padrão totalmente aleatório (padrão de Poisson), $g(r) = 1$ para todas as distâncias r . Padrões agregados apresentam $g(r) > 1$ e padrões regulares, $g(r) < 1$.

A função $g(r)$ corresponde à densidade de vizinhança (*neighbourhood density*) utilizada por Condit *et al.* (2000). Enquanto $K(r)$ e $L(r)$ são distribuições cumulativas, $g(r)$ é uma função de densidade de probabilidade (*probability density function*). Assim, tem a vantagem de isolar

⁴ Na verdade, Besag propôs a função $L(r) = \sqrt{K(r)/\pi}$ e estudou $L(r)-r$ em função de r .

classes de distância específicas, enquanto K confunde efeitos em distâncias maiores com efeitos em distâncias menores (ver também Getis & Franklin 1987 e Penttinen *et al.* 1992)).

Pontos próximos ao limite da área de estudo têm menos vizinhos do que os outros pontos, porque alguns dos potenciais vizinhos encontram-se fora da área de estudo. Este problema é conhecido como efeito de borda. $K(r)$ (e as funções associadas) é subestimado se não for realizada uma correção do efeito de borda (Moeur 1993). Diversos algoritmos foram propostos para esta correção. No presente trabalho utilizamos o método de correção local de Ripley (1977), baseado na contribuição de cada ponto localizado próximo à borda da área estudada. Esta correção local tem a vantagem de ser utilizável também com outras estatísticas de pontos individuais, e parece ser mais robusta que outros métodos de correção (Kiêu & Mora 1999). A utilização desta correção, em sua forma expandida para áreas de formato irregular (Goreaud & Pelissier 1999), garante uma estimativa de $K(r)$ sem viés, para qualquer formato de área de estudo, até valores de r iguais a metade do comprimento da área analisada (Goreaud & Péllissier 2000).

Para se testar estatisticamente a hipótese nula de um padrão espacial de Poisson, é necessário que se leve em consideração a variação dos estimadores das funções de vizinhança de segunda ordem. Como suas distribuições teóricas são desconhecidas, o método de Monte Carlo foi utilizado para estimar estas variações (Besag & Diggle 1977). Este método consiste em simular um grande número de realizações de um processo de Poisson de mesma intensidade do padrão observado. Devido à correção do efeito de borda, e particularmente, em áreas de estudo de formato irregular, é desejável que se simule o processo de Poisson na mesma área de estudo e com o mesmo número de pontos do padrão a ser testado (Goreaud & Péllissier 2000), o que foi realizado aqui.

Para análise da relação entre dois padrões de pontos, foram utilizadas as chamadas técnicas bivariadas (Lotwick & Silverman 1982, Stoyan *et al.* 1987), que utilizam versões adaptadas das funções K , L e g (K_{12} , L_{12} e g_{12}). A hipótese nula é de que não existem interações espaciais significativas entre os dois padrões de pontos, ou seja, que eles são espacialmente independentes. $L_{12}(r)$ significativamente negativo indica repulsão entre os dois padrões e $L_{12}(r)$ significativamente positivo indica atração entre os dois padrões. Se nenhum dos dois ocorrer, os padrões são considerados independentes.

Área 1

Na Área 1, foram calculadas as funções L e g univariadas para a comunidade total (indivíduos com DAP > 25 cm de todas as espécies em conjunto) e para cada uma das 23 espécies com 10 ou mais indivíduos com DAP > 25 cm. Funções L e g bivariadas foram

calculadas para os pares entre as espécies com mais de 40 indivíduos (*Alchornea sidifolia*, *Piptadenia gonoacantha*, *Croton floribundus*, *Cordia ecalyculata* e *Eucalyptus* sp.). Para ambos os tipos de análise, foi utilizado r em intervalos de 5 m, até $r = 235$ m (r máximo possível para a análise dentro da Área 1, metade de seu comprimento). Os respectivos intervalos de confiança (99%) foram obtidos através de teste de Monte Carlo, com 1000 repetições.

Área 2

Para a comunidade total (todas as espécies somadas) na Área 2 foram calculadas as funções L e g univariadas para indivíduos com $9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 10 \text{ cm}$ (os menores indivíduos levantados na área) e para aqueles com $\text{DAP} > 40 \text{ cm}$ (maiores indivíduos na área) e as funções L e g bivariadas com esses dois grupos de indivíduos. Foram também analisadas as funções L e g dos indivíduos com $9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 25 \text{ cm}$ (faixa de tamanho não contemplada na Área 1) das seis espécies com maiores números de indivíduos nesta faixa de DAP: *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cordia ecalyculata*, *Alchornea sidifolia*, *Cinnamomum triplinerve*, *Croton floribundus* e *Piptadenia gonoacantha*. Para algumas espécies foram calculadas funções L e g bivariadas entre os grupos de indivíduos com $9,5 < \text{cm DAP} < 25 \text{ cm}$ e com $\text{DAP} > 25 \text{ cm}$. Todas as análises foram realizadas com r em intervalos de 5 m, até $r = 110$ m (r máximo possível para análise dentro da Área 2). Os respectivos intervalos de confiança (99%) foram obtidos através de teste de Monte Carlo, com 1000 repetições.

Todas as análises foram realizadas utilizando os módulos “Ripley”, “Intertype”, “ADSUtil” e “Density” do programa “ADE-4: Ecological Data Analysis: exploratory and euclidean methods in environmental sciences” (Thioulouse *et al.* 1997), versão 2001.

Resultados

Área 1

Os indivíduos arbóreos ($\text{DAP} > 25 \text{ cm}$) da comunidade total (todas as espécies em conjunto) apresentaram distribuição aleatória na escala de 1 m, regular (L significativamente < 0) em escalas entre 2 e 6 m, e agregada (L significativamente > 0) em escalas entre 17 m e 115 m (Figura 36). O mapeamento da densidade de árvores revelou áreas de maior densidade no extremo norte e no centro da Reserva, e áreas menos densas no extremo sul e entre as duas áreas mais densas (Figura 37).

Entre as 23 espécies analisadas, em apenas quatro (17,4%) não foi possível rejeitar a hipótese de aleatoriedade espacial completa ($p > 0,01$): *Machaerium villosum*, *Maytenus evonymoides*, *Casearia sylvestris* e *Tipuana tipu*, esta última, exótica. Todas as outras espécies apresentaram agregação estatisticamente significativa em alguma escala espacial.

Figura 36. Função $L(r)$ do total de indivíduos com DAP > 25 cm na Área 1 da Reserva da CUASO.

A quase totalidade das espécies analisadas apresentou aleatoriedade na maior escala analisada ($r = 235$ m). Somente duas espécies, *Eucalyptus* sp. (exótica) e *Piptadenia gonoacantha*, apresentaram situação diferente, com L significativamente negativo (indicando distribuição espacial uniforme) nas maiores escalas de tamanho analisadas (Figura 38). Em nenhuma espécie foi encontrada agregação (L significativamente positivo) na escala de $r = 235$ m.

Com exceção de *Piptadenia gonoacantha* e *Eucalyptus* sp., nenhuma espécie apresentou distribuição uniforme (L significativamente negativo) em qualquer escala. Para oito espécies - *Cinnamomum triplinerve*, *Ocotea puberula*, *Maytenus evonymoides*, *Nectandra puberula*, *Caesalpinia pluviosa* (Figura 39), *Casearia sylvestris*, *Machaerium villosum*, e *Tipuana tipu* - foi detectado valor de L no limite inferior do intervalo de confiança na menor escala analisada ($r = 5$ m), correspondendo ao fato de que nenhum indivíduo foi encontrado em um raio de 5 m de qualquer outro indivíduo da espécie. Embora tal resultado não permita rejeitar estatisticamente a hipótese de distribuição aleatória para essas espécies devido a suas densidades relativamente baixas, ele é compatível com um padrão de distribuição regular nesta escala.

A maioria das espécies analisadas apresentou um mesmo formato da função L , ainda que com diferenças quantitativas entre elas: distribuições aleatórias em escalas pequenas, passando a agregadas em escala maior, com um pico de agregação em alguma escala intermediária, e voltando à distribuição aleatória nas maiores escalas analisadas (Figura 39, Figura 41).

Figura 37. Mapeamento da densidade do total de indivíduos na Área 1 da Reserva da CUASO, a partir da medição da densidade em parcelas circulares de raio 5 m (A), 10 m (B), 15 m (C) e 20 m (D) centradas nos pontos de uma grade de 10 m x 10 m. Diâmetros dos círculos proporcionais à densidade na parcela. Valores nas parcelas próximas à borda corrigidos segundo (Goreaud & Pelissier 1999).

Figura 38. Funções $L(r)$ e $g(r)$ de *Piptadenia gonoacantha* e *Eucalyptus* sp. (DAP > 25 cm) na Área 1 da Reserva da CUASO. Curvas em cinza correspondem aos limites do intervalo de confiança de 99% para a hipótese nula de aleatoriedade espacial completa (padrão de Poisson).

Seis espécies apresentaram agregação significativa já na menor escala analisada, $r = 5$ m - *Piptadenia gonoacantha*, *Eucalyptus* sp., (Figura 38), *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cecropia glazioni*, *Machaerium nyctitans*, *Croton floribundus* (Figura 40) -, mas a maioria só começou a apresentar agregação a partir de escalas maiores que isso. Cinco espécies apresentaram mais de um pico na função L - *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cedrela fissilis*, *Machaerium nyctitans*, *Croton floribundus* e *Citharexylum myrianthum* (Figura 40).

Outra diferença digna de nota entre as espécies se dá com relação ao grau máximo de agregação, ou seja, o valor máximo de L alcançado e a escala r correspondente. Os maiores valores máximos de L foram alcançados por *Caesalpinia pluviosa* (93,1, em $r = 60$ m), *Eucalyptus* sp. (84,0, em $r = 55$ m), *Ficus microcarpa* (68,2, em $r = 125$ m) - estas três sendo não-nativas cultivadas no interior da Reserva -, *Cordia trichotoma* (60,4, em $r = 70$ m), *Alchornea triplinervia* (55,7, em $r = 55$ m), *Cedrela fissilis* (43, 1, em $r = 60$ m), *Machaerium nyctitans* (30,7 em $r = 60$ m), *Chorisia speciosa* (30,1, em $r = 30$ m), *Ficus insipida* (29,4, em $r = 65$ m) (Figura 41), *Maytenus evonymoides* (27,5, em $r = 70$) (apesar dessa agregação não ser estatisticamente significativa, vide acima), *Nectandra puberula* (26,1, em $r = 50$ m) e *Cordia ecalyculata* (25,1 em $r = 150$ m) (Figura 39).

Nenhuma das análises bivariadas permitiu rejeitar a hipótese de independência espacial completa entre os pares de espécies de maior densidade na área (*Alchornea sidifolia*, *Piptadenia gonoacantha*, *Croton floribundus*, *Cordia ecalyculata* e *Eucalyptus* sp.).

Figura 39. Funções $L(r)$ e $g(r)$ de *Cinnamomum triplinerve*, *Ocotea puberula*, *Maytenus evonymoides*, *Nectandra puberula*, *Caesalpinia pluviosa* e *Cordia ecalyculata* (DAP > 25 cm) na Área 1 da Reserva da CUASO. Curvas em cinza correspondem aos limites do intervalo de confiança de 99% para a hipótese nula de aleatoriedade espacial completa (padrão de Poisson).

Figura 40. Funções $L(r)$ e $g(r)$ de *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cecropia glazoui*, *Machaerium nycitans*, *Croton floribundus*, *Citharexylum myrianthum* e *Cedrela fissilis* (DAP > 25 cm) na Área 1 da Reserva da CUASO. Curvas em cinza correspondem aos limites do intervalo de confiança de 99% para a hipótese nula de aleatoriedade espacial completa (padrão de Poisson).

Figura 41. Funções $L(r)$ e $g(r)$ de *Alchornea sidifolia*, *Ficus microcarpa*, *Cordia trichotoma*, *Alchornea triplinervia*, *Chorisia speciosa* e *Ficus insipida* (DAP > 25 cm) na Área 1 da Reserva da CUASO. Curvas em cinza correspondem aos limites do intervalo de confiança de 99% para a hipótese nula de aleatoriedade espacial completa (padrão de Poisson).

Área 2

Tanto indivíduos de pequeno porte ($9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 10 \text{ cm}$) quanto de grande porte ($\text{DAP} > 40 \text{ cm}$) da comunidade total da Área 2 não apresentaram distribuições espaciais significativamente diferentes da aleatoriedade espacial completa. A análise bivariada com estes dois grupos não permitiu rejeitar a hipótese de independência entre suas distribuições espaciais.

Entre as seis espécies analisadas (indivíduos com $9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 25 \text{ cm}$), quatro (*Archontophoenix cunninghamiana*, *Cordia ecalyculata*, *Cinnamomum triplinerve*, e *Piptadenia gonoacantha*) apresentaram o padrão mais comumente encontrado entre as espécies analisadas na Área 1: distribuições significativamente agregadas em escalas pequenas, com um pico de agregação em escalas intermediárias, passando a distribuição aleatória em escalas maiores (Figura 42). Em todas estas espécies, já ocorreu agregação significativa mesmo na menor escala analisada ($r = 5 \text{ m}$). *Croton floribundus* apresentou um padrão um pouco diferente. Nesta espécie ocorreu agregação significativa até $r = 55 \text{ m}$, aleatoriedade entre 60 m e 80 m , distribuição significativamente regular entre 85 m e 95 m e novamente aleatória entre 100 m e 110 m (Figura 42). Foi a única, portanto, a apresentar L significativamente menor que zero (indicando distribuição regular) em alguma escala de tamanho. *Alchornea sidifolia* também apresentou padrão diferente das demais espécies. Com exceção de $r = 5 \text{ m}$, em que ocorreu agregação significativa, a espécie teve distribuição completamente aleatória (Figura 42).

Para *Piptadenia gonoacantha* e *Cinnamomum triplinerve*, indivíduos pequenos ($9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 25 \text{ cm}$) se apresentaram mais agregados do que indivíduos grandes ($\text{DAP} > 25 \text{ cm}$) em todas as escalas analisadas. No caso de *Alchornea sidifolia* e *Cordia ecalyculata*, indivíduos pequenos são agregados e indivíduos grandes têm distribuição aleatória na menor escala analisada ($r = 5 \text{ m}$). Em escalas maiores, por outro lado, indivíduos grandes dessas espécies têm distribuição mais agregada que os pequenos. *Croton floribundus* apresentou padrão similar, com indivíduos grandes apresentando agregação menor ou igual aos indivíduos pequenos em escalas até 15 m , mas sendo mais agregados que estes em escalas maiores. Para *Archontophoenix cunninghamiana*, indivíduos grandes se apresentaram mais agregados que os pequenos em todas as escalas.

As análises bivariadas entre indivíduos grandes ($\text{DAP} > 25 \text{ cm}$) e pequenos ($9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 25 \text{ cm}$) de uma mesma espécie não permitiram rejeitar a hipótese de independência espacial completa para nenhuma das espécies analisadas (*Alchornea sidifolia*, *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cordia ecalyculata*, *Croton floribundus* e *Cecropia glaziovii*). Não foi possível, assim,

identificar correlação espacial positiva (associação) ou negativa (repulsão) entre indivíduos grandes e pequenos de qualquer uma dessas espécies.

Figura 42. Funções $L(r)$ e $g(r)$ de *Alchornea sidifolia*, *Croton floribundus*, *Archontophoenix cunninghamiana*, *Cordia ecalyculata*, *Cinnamomum triplinerve* e *Piptadenia gonoacantha* ($9,5 \text{ cm} < \text{DAP} < 25 \text{ cm}$) na Área 2 da Reserva da CUASO. Curvas em cinza correspondem aos limites do intervalo de confiança de 99% para a hipótese nula de aleatoriedade espacial completa (padrão de Poisson).

Discussão

O padrão espacial encontrado para o total de indivíduos ($DAP > 25$ cm) no presente trabalho também foi descrito por Jeltsch *et al.* (1999) para árvores de savana na África: distribuição regular em pequenas escalas, agregada em escalas intermediárias e aleatória em grandes escalas. Distribuições regulares, especialmente em pequenas escalas, são usualmente interpretadas como resultado de competição entre indivíduos (Wiegand *et al.* 2000), causando mortalidade de forma a aumentar o espaçamento entre eles. Este seria o caso, por exemplo, do total das árvores com $DAP > 25$ cm na Área 1, em escalas de $r < 6$ m. Padrões aleatórios podem ser explicados pela ausência de interações espaciais ou, alternativamente, pela obliteração mútua de efeitos que levam a agregação e dispersão (Jeltsch *et al.* 1999, Wiegand *et al.* 2000). Este último caso é especialmente provável quando a aleatoriedade é encontrada em escalas intermediárias entre outras em que é exibido padrão regular, de um lado, e agregado, de outro, como é o caso do total das árvores com $DAP > 25$ cm na Área 1. Já nos casos em que não se pode rejeitar a aleatoriedade espacial completa, fica mais difícil tomar uma decisão a esse respeito.

Os resultados das análises das espécies no presente trabalho concordam, em linhas gerais, com o encontrado por Condit *et al.* (2000) e Hubbell (1979), para diversas florestas tropicais: a maioria das espécies analisadas em todas estas florestas apresentam distribuições espaciais agregadas, tanto quando se considera indivíduos com $DAP \geq 30$ cm (Condit *et al.* 2000) quanto indivíduos menores.

Pelo menos dois mecanismos podem ser responsáveis pela agregação dos indivíduos de determinada espécie (Condit *et al.* 2000). Um deles é a especificidade com relação a determinadas condições ou recursos do habitat (tipo de solo, condições topográficas, grau de luminosidade, p. ex.). No entanto, mesmo sob condições físicas completamente homogêneas, pode ocorrer agregação da população se houver dispersão local de sementes (limitação de dispersão) e interações locais (Tilman *et al.* 1997).

A agregação relacionada a condições de habitat, segundo Condit *et al.* (2000), é sugerida no caso de espécies em que indivíduos maiores são mais agregados que juvenis. Neste caso, jovens dispersos amplamente pela floresta acabariam, por mortalidade diferencial devido à competição com outras espécies, dando origem a uma população de adultos concentrada em locais com condições mais favoráveis à espécie, formando agregados. No presente trabalho, indivíduos maiores se apresentaram mais agregados que menores em *Alchornea sidifolia* e *Cordia ecalyculata*. Não é óbvia, porém, nestas espécies, qualquer correlação com características físicas do habitat, como tipo de solo ou condições topográficas. É

possível, porém, que condições de luminosidade existentes durante o desenvolvimento dos indivíduos maiores destas espécies tenham tido papel na determinação de sua distribuição atual.

Na Reserva da CUASO, não se observou correlação entre densidade e grau de agregação das espécies analisadas (índice de Spearman, $p > 0,2$ em ambos os casos analisados, $r = 5$ m e $r = 10$ m). Uma correlação negativa entre densidade e agregação, como encontrado por Condit *et al.* (2000) suportaria a hipótese de que a raridade destas espécies se deve à sua especialização com relação a condições ambientais restritas espacialmente (Hubbell & Foster 1986).

Condit *et al.* (2000) relacionaram a distribuição agregada por limitação de dispersão a aglomerados circulares, que não correspondem à topografia (a principal característica física do ambiente relacionada à distribuição das árvores, no seu caso), e com valores de agregação relativamente grandes em escalas pequenas (0-10 m). Segundo os autores, as funções de agregação Ω_x (correspondente à função $g(r)$ utilizada aqui) das espécies agregadas por limitação de dispersão declinaram rapidamente com a distância. De forma geral, este foi o padrão mais disseminado entre as espécies estudadas no presente trabalho, sugerindo que ocorre uma limitação de dispersão generalizada entre elas.

A falta de uma dependência espacial estatisticamente significativa entre as populações analisadas tem conseqüências importantes para o reconhecimento de padrões multi-específicos no interior da Reserva. Este resultado indica não haverem associações entre as espécies mais abundantes, determinando a ausência de comunidades distintas bem estabelecidas e reconhecíveis. De certa forma, isto é compreensível, dada a pequena superfície da Reserva. Por outro lado, seriam esperadas associações espaciais entre as espécies, derivadas da existência de áreas com diferentes idades da vegetação na Reserva (Capítulo 2).

Duas abordagens poderiam auxiliar no sentido de um melhor entendimento dos padrões espaciais descritos neste trabalho. Uma é a modelagem de padrões espaciais, por exemplo através de processos de Neyman-Scott (Batista & Maguire 1998, Pélissier 1998). A outra é o monitoramento dos indivíduos ao longo do tempo, com a avaliação periódica dos padrões espaciais exibidos e sua modificação no tempo, em diversas faixas de tamanho. A análise dos padrões espaciais das árvores recrutadas e mortas em levantamentos periódicos, investigando sua associação espacial com os indivíduos sobreviventes, também poderiam oferecer informações importantes sobre os mecanismos que controlam a dinâmica das árvores na Reserva (Haase *et al.* 1997). Neste sentido, as técnicas de análise aqui utilizadas

seriam mais úteis na conservação biológica se associadas ao monitoramento da vegetação ao longo do tempo.

Referências bibliográficas

- Batista, J.L.F. & Maguire, D.A. 1998. Modeling the spatial structure of topical forests. *Forest Ecology and Management* 110: 293-314.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*, 3a. edição. Blackwell Science, Oxford.
- Besag, J. 1977. Contribution to the discussion of Dr Ripley's paper. *Journal of the Royal Statistical Society B* 39: 193-195.
- Besag, J. & Diggle, P.J. 1977. Simple Monte Carlo tests for spatial pattern. *Applied Statistics* 26: 327-333.
- Cersósimo, L.F. 1993. *Variações espaciais e temporais no estabelecimento de plântulas em trecho de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Chen, J.Q. & Bradshaw, G.A. 1999. Forest structure in space: a case study of an old growth spruce-fir forest in Changbaishan Natural Reserve, PR China. *Forest Ecology and Management* 120: 219-233.
- Clark, P.J. & Evans, F.C. 1954. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology* 35: 445-453.
- Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R. & Yamakura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288: 1414-1418.
- Cressie, N.A.C. 1993. *Statistics for spatial data*. Wiley, New York.
- Cronquist, A. 1981. *An integrated system of classification of flowering plants*. Columbia University Press.
- Dale, M.T.D. 1999. *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Diggle, P.J. 1983. *Statistical analysis of spatial point patterns*. Academic Press, London.
- Donahue, P.K. & Wood, T.M. 1995. A safe, flexible and non-injurious technique for climbing tall trees. *Selbyana* 16: 196-200.
- Getis, A. & Franklin, J. 1987. Second-order neighborhood analysis of mapped point patterns. *Ecology* 68: 473-477.

- Goreaud, F. & Pelissier, R. 1999. On explicit formulas of edge effect correction for Ripley's K- function. *Journal of Vegetation Science* 10: 433-438.
- Goreaud, F. & Pélissier, R. 2000. Spatial structure analysis of heterogeneous point patterns: examples of application to forest stands. ADS in ADE-4 / Topic documentation 8.1. Documento online em <http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4/volume8.html>.
- Gorresio-Roizman, L. 1993. *Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Haase, P., Pugnaire, F.I., Clark, S.C. & Incoll, L.D. 1997. Spatial pattern in *Anthyllis cytisoides* shrubland on abandoned land in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 8: 627-634.
- Hamill, D.N. & Wright, S.J. 1986. Testing the dispersion of juveniles relative to adults: a new analytic approach. *Ecology* 67: 925-957.
- He, F., Legendre, P. & LaFrankie, J. 1997. Distribution patterns of tree species in a Malaysian tropical rain forest. *Journal of Vegetation Science* 8: 105-114.
- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309.
- Hubbell, S.T. & Foster, R.B. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In Soulé, M.E., ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, p. 205-231. Sinauer, Sunderland.
- Itoh, A., Yamakura, T., Ogino, K., Lee, H.S. & Ashton, P.S. 1997. Spatial distribution of two predominant emergent trees in a tropical rainforest in Sarawak, Malaysia. *Plant Ecology* 132: 121-136.
- Jeltsch, F., Moloney, K. & Milton, S.J. 1999. Detecting process from snapshot pattern: lessons from tree spacing in the southern Kalahari. *Oikos* 85: 451-466.
- Joly, A.B. 1950. Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 8: 5-68.
- Kiêu, K. & Mora, M. 1999. Estimating the reduced moments of a random measure. *Advances in Applied Probability* 31: 48-62.
- Lotwick, H.W. & Silverman, B.W. 1982. Methods for analysing spatial processes of several types of points. *Journal of the Royal Statistical Society B* 44: 403-413.
- Moeur, M. 1993. Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data. *Forest Science* 39: 756-775.
- Oliveira, R.R. & Zaú, A.S. 1995. Método alternativo de subida em árvore. *Bromélia* 2: 6-11.

- Pélissier, R. 1998. Tree spatial patterns in three contrasting plots of a southern Indian tropical moist evergreen forest. *Journal of Tropical Ecology* 14: 1-16.
- Penttinen, A., Stoyan, D. & Henttonen, H. 1992. Marked point processes in forest statistics. *Forest Science* 38: 806-824.
- Ripley, B.D. 1976. The second order analysis of stationary point process. *Journal of Applied Probability* 13: 255-266.
- _____. 1977. Modelling spatial pattern. *Journal of the Royal Statistical Society B* 39: 172-212.
- _____. 1981. *Spatial statistics*. Wiley, New York.
- _____. 1987. Spatial point patterns in ecology. In Legendre, P. & Legendre, L., eds. *Developments in numerical ecology*, p. 407-429. Springer, Berlin.
- Rossi, L. 1994. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando Salles de Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9: 1-105.
- Stoyan, D., Kendall, W.S. & Mecke, J. 1987. *Stochastic geometry and its applications*. Wiley, New York.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S. & Olivier, J.-M. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* 7: 75-83.
- Tilman, D., Lehman, C.L. & Kareiva, P. 1997. Population dynamics in spatial habitats. In Tilman, D. & Kareiva, P., eds. *Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*, p. 3-20. Princeton University Press, Princeton.
- Varanda, E.M. 1977. *Balanço hídrico de espécies da Mata do Butantã*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Wiegand, K., Jeltsch, F. & Ward, D. 2000. Do spatial effects play a role in the spatial distribution of desert-dwelling *Acacia raddiana*? *Journal of Vegetation Science* 11: 473-484.

Capítulo 8 - Zoneamento da Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP, com base na distribuição de espécies arbóreas

Abstract

The zoning of protected areas is an important step in its management and should be carried out taking the natural characteristics of the area into account. This work used data from the mapping and identification of trees with dbh > 25 cm in a 10 ha Reserve in order to divide it into areas covered with relatively homogeneous vegetation. Correspondence analysis was used to ordinate circular plots ($r = 10$ m) laid out on a regular 10 m-interval grid. Scores of each plot were mapped and this mapping was used to define nine management zones inside the Reserve. One of the zones is almost exclusively occupied by *Eucalyptus* sp.. Others are dominated by exotics or trees which were planted in the Reserve.

Resumo

O zoneamento de áreas protegidas é importante no seu manejo e deve ser realizado levando-se em conta as características naturais da área. Este trabalho usou os dados de mapeamento e identificação das árvores com DAP > 25 cm em uma Reserva de cerca de 10 ha para sua divisão em áreas de vegetação relativamente homogênea. Análise de correspondência foi usada como ferramenta de ordenação de parcelas circulares ($r = 10$ m) dispostas em uma grade regular com espaçamento de 10 m. Os valores de cada parcela foram mapeados e com base nestes mapeamentos foram definidas nove zonas de manejo no interior da Reserva. Uma das zonas é quase exclusivamente ocupada por *Eucalyptus* sp.. Outras apresentam predominância de espécies exóticas e/ou plantadas na Reserva.

Introdução

O zoneamento, ou seja, a divisão em zonas de manejo, é parte importante no processo de estabelecimento do Plano de Manejo de uma área protegida (MacKinnon *et al.* 1986). As zonas de manejo devem ser áreas relativamente homogêneas internamente, levando em conta as características naturais da área, assim como seus potenciais usos.

A existência de diferenças internas na vegetação que cobre a Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO) é reconhecida há algum tempo (Rossi 1994), mas nunca foi claramente descrita. Os trabalhos existentes sobre a vegetação arbórea no local (Gorresio-Roizman 1993, Ferraz 1997, Dislich *et al.* 2001) são espacialmente restritos, não permitindo análises das variações espaciais existentes.

Tendo em vista a falta de informações espacializadas sobre a vegetação na Reserva da CUASO e a importância deste tipo de informação para o zoneamento da área, dentro do contexto de sua conservação, o presente trabalho visa descrever a heterogeneidade interna da vegetação arbórea na Reserva, derivando daí uma divisão da Reserva em zonas de manejo.

Material e Métodos

Local de estudo

A Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO), da Universidade de São Paulo (USP), localiza-se no bairro do Butantã, em São Paulo, SP. Em seu interior localiza-se a Reserva estudada neste trabalho (23°33'44” - 23°34'02” S, 46°43'38” - 46°43'49” W), com uma área de 102.100 m², situada no vale de um riacho que se estende na direção S-N, em terreno com altitudes entre 775 m e 735 m. Na parte mais baixa do terreno o represamento do riacho dá origem a um pequeno lago.

A área situa-se na Bacia de São Paulo, formada por depósitos do Terciário e Quaternário (Joly 1950). O solo é essencialmente argiloso, ácido, pobre em nutrientes e com altos teores de alumínio (Varanda 1977). O clima apresenta média anual de temperatura de 19,2 °C e precipitação média anual de 1207 mm. As temperaturas médias mensais oscilam entre 14 °C (junho) e 23 °C (fevereiro). As precipitações médias mensais variam de 230 mm em janeiro a 40 mm em agosto, quando pode ocorrer déficit hídrico no solo (Gorresio-Roizman 1993).

Grande parte da área da Reserva é coberta por mata secundária (Cersósimo 1993), considerada por Rossi (1994) como um mosaico composto por áreas em diversos estádios de degradação e regeneração, efeito de seu histórico de perturbações antrópicas. A Reserva, cercada em 1979 para sua maior proteção, representa um dos poucos remanescentes da cobertura florestal na cidade de São Paulo, com cerca de 120 espécies arbustivo-arbóreas nativas (Rossi 1994). Situada no domínio das florestas ombrófilas densas, a mata apresenta relações florísticas com a floresta ombrófila densa e a floresta estacional semidecidual (*sensu* Veloso *et al.* 1991) do Estado de São Paulo.

Coleta de dados

A Reserva foi dividida em parcelas contíguas de 10 m x 10 m. No interior de cada uma delas foi realizado o plaqueamento, mapeamento, medição de DAP (diâmetro à altura do peito, medido a 1,30 m de altura) e identificação taxonômica, no nível de espécie, dos indivíduos arbóreos com DAP > 25 cm. O levantamento cobriu a área total da Reserva,

excluindo-se o lago e cerca de 1,5 ha de área com presença exclusiva de indivíduos de *Eucalyptus* sp., em seu extremo norte. No total, o levantamento cobriu 8,58 ha.

A identificação foi feita através de material vegetal coletado com tesoura de poda alta, em associação com técnicas de escalada (Donahue & Wood 1995, Oliveira & Zaú 1995). O material coletado foi prensado e seco em estufa. A identificação foi feita com auxílio da chave publicada por Rossi (1994) e através da comparação com material depositado no Herbário do Instituto de Botânica de São Paulo (SP). Material identificado como espécie não observada por Rossi (1994) foi incluído no Herbário do Departamento de Botânica do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (SPF).

Análise de dados

Com base nos dados de mapeamento foi calculada, para cada espécie, a densidade absoluta de indivíduos em parcelas circulares de 10 m de raio, centradas nos pontos de uma grade de 10 m x 10 m no interior da área estudada (854 parcelas no total). Para parcelas próximas à borda da área de estudo, foi realizada correção de efeito de borda sobre a densidade, de acordo com o método proposto por Ripley (1977) e estendido a formas irregulares por Goreaud & Pelissier (1999).

Os dados de densidade absoluta das espécies nas parcelas foram utilizados na realização de análises de correspondência (Hill 1973, 1974). Esta técnica ordena espécies e parcelas simultaneamente. Para a interpretação, foram levados em conta apenas os três ou quatro primeiros eixos de ordenação, de acordo com as descontinuidades na distribuição da inércia parcial.

As análises foram realizadas utilizando os módulos “Density” (densidade) e “COA” (análise de correspondência) do programa ADE-4: Ecological Data Analysis: exploratory and euclidean methods in environmental sciences (Thioulouse *et al.* 1997), versão 2001.

Resultados

Na primeira análise de correspondência (AC), realizada com as densidades absolutas nas parcelas de todas as espécies com dois ou mais indivíduos na área, foram analisados os quatro primeiros eixos (Figura 43). Estes respondem, em conjunto, por apenas 15,23% da inércia (variabilidade) total dos dados (eixo 1: 4,38%, eixo 2: 3,79%, eixo 3: 3,61%, eixo 4: 3,46%), indicando que não existem gradientes simples a serem extraídos.

O primeiro eixo separa nitidamente um grupo de parcelas que ocupa uma região bem definida dentro da Reserva, em seu extremo sul (Figura 44). Estas parcelas, com valores >

3,5, são dominadas por *Eucalyptus* sp., e também por *Tibouchina granulosa*, as duas espécies com valores mais extremos no primeiro eixo de ordenação (Tabela 10, Figura 43).

Figura 43. Biplot da análise de correspondência com base na densidade de todas as espécies com dois ou mais indivíduos na área de estudo. Círculos vazados: parcelas. Quadrados pretos: espécies exóticas. Círculos pretos: espécies nativas. As espécies de posição mais extrema na ordenação estão rotuladas pelas três primeiras letras do gênero seguidas pelas três primeiras letras do epíteto específico.

Figura 44. Mapeamento dos valores das parcelas em cada um dos eixos da análise de correspondência com base em dados de todas as espécies com dois ou mais indivíduos na área de estudo. Módulos dos valores das parcelas proporcionais ao diâmetro dos círculos. Círculos em cinza: valores positivos. Círculos brancos: valores negativos. Em negro: área com presença exclusiva de *Eucalyptus* sp.

Tabela 10. Valores das espécies nos quatro primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência com base em dados de todas as espécies com dois ou mais indivíduos (DAP > 25 cm) na área de estudo. Espécies em ordem decrescente de valor no eixo 1.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
<i>Eucalyptus</i> sp.	3,999	0,663	1,422	0,500
<i>Tibouchina granulosa</i>	3,395	2,133	-9,802	0,884
Exótica 1	1,626	-2,822	0,368	-0,657
<i>Hovenia dulcis</i>	0,895	-0,955	0,160	-0,221
<i>Tipuana tipu</i>	0,640	-1,395	-0,524	-1,136
<i>Solanum inaequale</i>	0,612	0,453	0,462	0,139
<i>Ficus microcarpa</i>	0,612	-2,554	-0,229	-3,198
<i>Chorisia speciosa</i>	0,373	-1,398	-0,002	-1,132
<i>Cordia trichotoma</i>	0,259	-2,204	-0,352	-1,757
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,209	-0,288	-0,218	-0,595
<i>Gochnatia polymorpha</i>	0,208	-1,589	-0,105	-1,759
<i>Ocotea puberula</i>	0,135	0,319	-0,624	0,109
<i>Caesalpinia pluviosa</i>	0,081	-5,016	-0,538	5,136
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,029	0,419	0,254	0,167
<i>Persea americana</i>	0,017	-1,078	-0,139	-0,633
<i>Zantboxylum rhoifolium</i>	-0,014	-0,202	0,127	-0,101
<i>Machaerium aculeatum</i>	-0,046	-0,378	-0,210	-0,747
<i>Aionea saligna</i>	-0,057	-0,483	-0,063	-0,138
<i>Guetarda viburnoides</i>	-0,092	0,533	0,205	0,544
<i>Citharexylum myrianthum</i>	-0,108	-1,768	-0,190	2,078
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	-0,208	-1,532	-0,108	2,234
<i>Cedrela fissilis</i>	-0,209	-0,471	0,029	-0,017
<i>Casearia sylvestris</i>	-0,216	-0,031	0,033	-0,139
<i>Machaerium nyctitans</i>	-0,231	-0,241	-0,120	-0,313
<i>Nectandra puberula</i>	-0,236	-0,205	0,033	-0,554
<i>Cabralea canjerana</i>	-0,237	0,546	0,191	0,112
<i>Protium widgrenii</i>	-0,250	0,370	0,177	-0,007
<i>Aniba firmula</i>	-0,261	0,516	0,229	0,166
<i>Cecropia glazioni</i>	-0,266	0,148	0,092	0,196
<i>Luehea grandiflora</i>	-0,295	0,343	0,186	0,320
<i>Andira anthelmia</i>	-0,310	0,400	0,076	-0,074
<i>Cordia ecalyculata</i>	-0,323	0,306	0,086	0,011
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	-0,339	0,413	0,054	-0,032
<i>Ficus luschnatiana</i>	-0,343	0,464	0,103	-0,054
<i>Tapirira guianensis</i>	-0,343	0,516	0,122	0,026
<i>Croton floribundus</i>	-0,345	0,375	0,035	0,006
<i>Alchornea sidifolia</i>	-0,349	0,352	0,092	0,142
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	-0,353	0,118	0,095	0,569
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	-0,354	0,248	0,053	0,112
<i>Machaerium villosum</i>	-0,359	0,234	0,109	0,082
<i>Copaifera langsdorffii</i>	-0,379	0,552	0,142	0,067
<i>Prunus sellowii</i>	-0,379	0,284	0,127	0,211
<i>Maytenus evonymoides</i>	-0,409	0,370	0,073	0,270
<i>Nectandra grandiflora</i>	-0,414	0,445	0,134	0,104
<i>Ficus insipida</i>	-0,417	0,340	0,079	0,115
<i>Nectandra oppositifolia</i>	-0,423	0,600	0,178	0,121
<i>Rollinia sylvatica</i>	-0,428	0,486	0,144	0,271
<i>Pera glabrata</i>	-0,428	0,472	0,151	0,230
<i>Campomanesia guaviroba</i>	-0,430	0,523	0,163	-0,110

Tabela 10 (cont.). Valores das espécies nos quatro primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência com base em dados de todas as espécies com dois ou mais indivíduos (DAP > 25 cm) na área de estudo. Espécies em ordem decrescente de valor no eixo 1.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i>	-0,443	0,508	0,075	0,233
<i>Rollinia sericea</i>	-0,443	0,448	0,117	0,172
<i>Mollinedia schottiana</i>	-0,445	0,566	0,182	0,159
<i>Vitex polygama</i>	-0,445	0,292	0,146	0,762
<i>Cordia sellowiana</i>	-0,449	0,682	0,131	0,357
<i>Ficus hirsuta</i>	-0,455	0,554	0,150	0,504
<i>Inga sessilis</i>	-0,482	0,595	0,150	0,351
<i>Machaerium stipitatum</i>	-0,486	0,554	0,117	0,011
<i>Myrcia</i> sp. 1	-0,493	0,344	0,190	0,696
<i>Anadenanthera colubrina</i>	-0,533	0,806	0,117	0,088
<i>Zollernia ilicifolia</i>	-0,547	0,686	0,180	0,392
<i>Eugenia cerasiflora</i>	-0,565	0,710	0,238	0,699

O mapeamento dos valores das parcelas no segundo eixo (Figura 44) permite reconhecer áreas distintas nas bordas sudeste, sul e sudoeste da Reserva, mas com grandes diferenças entre si, também. As parcelas com valores muito negativos (< -4) no segundo eixo de ordenação se concentram em uma pequena seção da borda centro-oeste da Reserva. Estas são dominadas por *Caesalpinia pluviosa*, a espécie com o valor mais negativo neste mesmo eixo (Tabela 10, Figura 43). Outra região é reconhecível nas bordas sul e leste da Reserva, formada por parcelas com valores no segundo eixo entre -4 e -1. As espécies mais abundantes nestas parcelas são *Exótica 1*, *Ficus microcarpa*, *Chorisia speciosa*, *Tipuana tipu*, *Persea americana*, *Cordia trichotoma*, *Citharexylum myrianthum*, *Gochnatia polymorpha* e *Syagrus romanzoffiana*. Os maiores valores no eixo 2 (> 2) separam, novamente, as parcelas dominadas por *Tibouchina granulosa*.

Note-se que os eixos 1 e 2 são capazes de separar, assim, todas as espécies exóticas e/ou cultivadas (com exceção de *Archontophoenix cunninghamiana*) das demais (Figura 43). As poucas espécies nativas que se situam próximos a estas últimas na ordenação são pioneiras. No entanto, às vezes é difícil separar pioneiras de cultivadas.

Os eixos 3 e 4 não acrescentam muita informação nova em termos do zoneamento da área. O eixo 3 separa, assim como os eixos 1 e 2, as parcelas dominadas por *Tibouchina granulosa* (Figura 44). O eixo 4 separa, por um lado, as parcelas com valores > 2, dominadas por *Caesalpinia pluviosa*, basicamente as mesmas de valores muito negativos no eixo 2, e por outro, regiões próximas às bordas oeste e sul, com valores muito negativos.

Tendo em vista os resultados desta primeira AC, foi realizada uma segunda AC, com base no mesmo conjunto de dados, excluindo-se, no entanto, as espécies exóticas e as

nativas cultivadas (aquelas com distribuição aparentemente determinada diretamente por ação antrópica, através de plantio de mudas), responsáveis pela maior parte da variação encontrada na primeira AC: *Persea americana*, *Caesalpinia pluviosa*, *Chorisia speciosa*, *Ficus microcarpa*, *Tipuana tipu*, *Hovenia dulcis*, Exótica 1, *Tibouchina granulosa* e *Eucalyptus* sp. Nesta segunda AC, foram considerados apenas os três primeiros eixos da ordenação, responsáveis, em conjunto, por 12,33% da inércia total (eixo 1: 4,50%; eixo 2: 4,05%; eixo 3: 3,78%). Uma inspeção em conjunto dos três eixos (Figura 45, Figura 46) permite a separação, basicamente, de duas regiões distintas do restante da área analisada. Uma é um pequeno trecho da borda oeste, dominada por *Syagrus romanzoffiana*, com parcelas com valores baixos no eixo 1 e altos nos eixos 2 e 3 (cf. também a Tabela 11 para os valores de *S. romanzoffiana*). A outra se estende ao longo da borda sudeste da Reserva, estando associada a *Cordia trichotoma* e *Gochnatia polymorpha* (Tabela 11), apresentando valores altos no eixo 1 e valores baixos nos eixos 2 e 3.

A maior parte da variação dos dados, de acordo com a segunda AC, se concentra espacialmente nas mesmas áreas separadas pela primeira AC. Isto se dá basicamente devido à distribuição espacial de *Syagrus romanzoffiana* e *Cordia trichotoma*. *S. romanzoffiana*, embora possa ser considerada nativa da Reserva, é também amplamente utilizada como ornamental, e ocorre em área maciçamente ocupada por espécies exóticas (a área separada por valores positivos extremos no primeiro e segundo eixos da segunda AC), sugerindo que foi plantada ali. *Cordia trichotoma* também apresentou distribuição espacial muito parecida com de outras exóticas, na borda sudeste da Reserva. Assim, foi realizada uma terceira AC, excluindo-se *S. romanzoffiana* e *C. trichotoma*, além das espécies exóticas cultivadas, e baseando-se apenas em dados de espécies com seis ou mais indivíduos com DAP > 25 cm na área de estudo. Nesta análise, foram considerados os três primeiros eixos da ordenação, responsáveis, em conjunto, por 19,02% da inércia total (eixo 1: 7,12%; eixo 2: 6,08%; eixo 3: 5,81%). O primeiro eixo desta ordenação separa boa parte das parcelas, que apresentam valores baixos, do restante (Figura 47). Estas parcelas, em que *Piptadenia gonoacantha* é mais abundante, se concentram na porção sul da Reserva e na borda nordeste (Figura 48), e corresponde, mais ou menos, às áreas que sofreram perturbação antropogênica mais recentemente na Reserva. De certa forma é possível se interpretar este primeiro eixo com sendo relacionado ao estágio sucessional, com espécies como *Piptadenia gonoacantha* e *Citharexylum myrianthum* em um dos extremos do gradiente, e *Inga sessilis*, *Cedrela fissilis*, *Nectandra grandiflora* e *Ficus hirsuta* no outro extremo.

Figura 45. Biplot da análise de correspondência com base na densidade das espécies nativas com dois ou mais indivíduos na área de estudo. Círculos vazados: parcelas. Quadrados pretos: espécies. As espécies de posição mais extrema na ordenação estão rotuladas pelas três primeiras letras do gênero seguidas pelas três primeiras letras do epíteto específico.

Figura 46. Mapeamento dos valores das parcelas em cada um dos eixos da análise de correspondência com base em dados das espécies nativas com dois ou mais indivíduos na área de estudo. Módulos dos valores das parcelas proporcionais ao diâmetro dos círculos. Círculos em cinza: valores positivos. Círculos brancos: valores negativos. Em negro: área com presença exclusiva de *Eucalyptus* sp.

Tabela 11. Valores das espécies nos três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência com base em dados somente das espécies nativas com dois ou mais indivíduos na área estudada. Espécies em ordem decrescente de valor no eixo 1.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
<i>Cordia trichotoma</i>	3,767	1,694	-1,924
<i>Gochnatia polymorpha</i>	1,772	0,556	-1,031
<i>Machaerium aculeatum</i>	1,326	-0,371	0,702
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,074	-0,696	1,120
<i>Aiouea saligna</i>	0,846	-0,356	0,552
<i>Machaerium nyctitans</i>	0,416	0,620	-0,077
<i>Cedrela fissilis</i>	0,357	1,341	-0,715
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,148	0,247	-0,108
<i>Casearia sylvestris</i>	0,100	0,098	-0,213
<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,058	-0,839	1,335
<i>Nectandra puberula</i>	0,018	0,098	-0,644
<i>Solanum inaequale</i>	0,017	-0,784	0,806
<i>Ocotea puberula</i>	-0,071	0,254	0,367
<i>Andira anthelmia</i>	-0,091	-0,500	0,188
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	-0,096	-0,539	0,259
<i>Tapirira guianensis</i>	-0,278	-0,423	-0,121
<i>Prunus sellowii</i>	-0,293	-0,049	-0,202
<i>Ficus luscarnatiana</i>	-0,296	-0,072	-0,728
<i>Cecropia glazioni</i>	-0,302	-0,123	0,300
<i>Alchornea triplinervia</i>	-0,305	0,122	-0,299
<i>Copaifera langsdorffii</i>	-0,308	-0,640	0,169
<i>Alchornea sidifolia</i>	-0,311	-0,229	-0,036
<i>Croton floribundus</i>	-0,312	0,008	-0,464
<i>Machaerium villosum</i>	-0,317	-0,089	-0,160
<i>Ficus insipida</i>	-0,328	-0,007	-0,209
<i>Protium widgeonii</i>	-0,334	-0,146	-0,558
<i>Cabralea canjerana</i>	-0,353	-0,343	-0,174
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	-0,363	0,063	-0,277
<i>Cordia ecalyculata</i>	-0,370	-0,061	-0,210
<i>Nectandra oppositifolia</i>	-0,467	-0,403	-0,248
<i>Aniba firmula</i>	-0,472	0,083	-0,453
<i>Rollinia sericea</i>	-0,474	-0,002	-0,522
<i>Maytenus evonymoides</i>	-0,514	0,290	-0,221
<i>Rollinia sylvatica</i>	-0,520	-0,143	-0,285
<i>Luehea grandiflora</i>	-0,520	0,550	-0,050
<i>Nectandra grandiflora</i>	-0,521	0,224	-0,607
<i>Campomanesia guaviroba</i>	-0,540	0,005	-1,175
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i>	-0,565	-0,121	-0,309
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	-0,617	0,316	0,002
<i>Pera glabrata</i>	-0,629	-0,077	-0,462
<i>Machaerium stipitatum</i>	-0,642	-0,075	-0,991
<i>Anadenanthera colubrina</i>	-0,650	-0,660	-1,157
<i>Mollinedia schottiana</i>	-0,655	-0,185	-0,402
<i>Myrcia</i> sp. 1	-0,680	-0,194	-0,242
<i>Guettarda viburnoides</i>	-0,728	0,702	-0,038
<i>Cordia sellowiana</i>	-0,728	-0,100	-0,389
<i>Zollernia ilicifolia</i>	-0,749	-0,018	-0,617
<i>Ficus hirsuta</i>	-0,766	-0,051	-0,373

Tabela 11 (cont.).Valores das espécies nos três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência com base em dados somente das espécies nativas com dois ou mais indivíduos na área estudada. Espécies em ordem decrescente de valor no eixo 1.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
<i>Inga sessilis</i>	-0,772	0,001	-0,484
<i>Vitex polygama</i>	-0,953	1,838	0,376
<i>Eugenia cerasiflora</i>	-1,025	-0,074	-0,542
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	-1,233	5,926	3,936

Tabela 12. Valores das espécies nos três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência com base em dados somente das espécies nativas (com exceção de *Cordia trichotoma* e *Syagrus romanzoffiana*) com seis ou mais indivíduos na área estudada. Espécies em ordem decrescente de valor no eixo 1.

Espécie	eixo 1	eixo 2	eixo 3
<i>Inga sessilis</i>	0,873	0,393	-0,021
<i>Cedrela fissilis</i>	0,824	-3,135	-0,363
<i>Nectandra grandiflora</i>	0,702	0,499	-0,465
<i>Ficus hirsuta</i>	0,691	0,515	0,423
<i>Pera glabrata</i>	0,689	0,518	0,080
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	0,665	0,178	0,527
<i>Rollinia sericea</i>	0,611	-0,277	-0,223
<i>Maytenus evonymoides</i>	0,596	0,005	-0,128
<i>Luebea grandiflora</i>	0,594	0,879	0,162
<i>Ficus luschnatiana</i>	0,504	0,856	-0,608
<i>Protium nidgrenii</i>	0,475	0,539	-0,136
<i>Croton floribundus</i>	0,465	0,242	-0,338
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	0,458	0,424	0,129
<i>Rollinia sylvatica</i>	0,450	0,288	0,133
<i>Nectandra puberula</i>	0,406	-0,074	-0,344
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,388	0,332	-0,084
<i>Ficus insipida</i>	0,366	-0,211	-0,080
<i>Cordia ecalyculata</i>	0,361	0,260	-0,158
<i>Machaerium villosum</i>	0,329	-0,221	0,096
<i>Zantboxylum rhoifolium</i>	0,181	0,193	0,389
<i>Alchornea sidifolia</i>	0,163	0,098	0,172
<i>Casearia sylvestris</i>	0,154	0,332	0,030
<i>Cecropia glazioni</i>	0,105	0,378	0,419
<i>Machaerium nyctitans</i>	-0,038	-2,420	-0,781
<i>Ocotea puberula</i>	-0,166	0,721	-0,496
<i>Andira anthelmia</i>	-0,279	0,059	-0,267
<i>Citbarexylum myrianthum</i>	-0,656	-1,042	5,366
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	-1,721	0,008	-0,242

Figura 47. Biplot da análise de correspondência com base na densidade das espécies nativas (com exceção de *Syagrus romanzoffiana* e *Cordia trichotoma*) com seis ou mais indivíduos na área de estudo. Círculos vazados: parcelas. Losangos pretos: espécies. As espécies de posição mais extrema na ordenação estão rotuladas pelas três primeiras letras do gênero seguidas pelas três primeiras letras do epíteto específico.

Figura 48. Mapeamento dos valores das parcelas em cada um dos eixos da análise de correspondência com base em dados das espécies nativas (com exceção de *Syagrus romanzoffiana* e *Cordia trichotoma*) com seis ou mais indivíduos na área de estudo. Módulos dos valores das parcelas proporcionais ao diâmetro dos círculos. Círculos em cinza: valores positivos. Círculos brancos: valores negativos. Em negro: área com presença exclusiva de *Eucalyptus* sp.

O segundo eixo separa parcelas com maiores densidades de *Machaerium nycitans* e *Cedrela fissilis* (Figura 47). Estas parcelas não formam um grupo geograficamente muito coeso, mas sim três aglomerados distintos, todos na metade sul da Reserva (Figura 48).

O terceiro eixo separa claramente um grupo de parcelas associadas à presença de *Cytherexylum myrianthum* (Figura 47), e que formam uma região bem delimitada na borda oeste da Reserva (Figura 48).

Com base nos resultados das análises de correspondência, a área da Reserva foi dividida em nove zonas de manejo, relativamente homogêneas internamente com relação à composição de árvores com DAP > 25 cm (Figura 49). Segue uma descrição de cada uma das zonas reconhecidas (Z1-Z9):

Z1: zona de presença exclusiva ou quase exclusiva de *Eucalyptus* sp., ocorre em duas áreas distintas, uma no extremo sul e outra no extremo norte da Reserva.

Z2: zona de densidade arbórea muito baixa, com predomínio de *Tibouchina granulosa*.

Z3: predomínio de espécies exóticas (*Ficus microcarpa*, *Hovenia dulcis*, *Tipuana tipu* e Exótica 1, principalmente), *Cordia trichotoma*, *Chorisia speciosa*, e *Piptadenia gonoacantha*.

Z4: predomínio de *Cytherexylum myrianthum*.

Z5: predomínio de *Caesalpinia pluviosa* e outras espécies não-nativas da Reserva.

Z6: zona de densidade arbórea relativamente baixa, com presença de espécies exóticas cultivadas e *Piptadenia gonoacantha*.

Z7: predomínio de *Piptadenia gonoacantha*

Z8: a zona mais central e também a de maior diversidade na Reserva. Espécies exóticas (com exceção de *Archontophoenix cunninghamiana*) e indivíduos plantados estão virtualmente ausentes.

Z9: zona em que árvores com DAP > 25 estão ausentes, perturbada periodicamente para permitir acesso à represa.

As zonas Z1, Z2 e Z3 apresentam densidade e diversidade muito baixas de espécies nativas da Reserva, estando associadas a áreas perturbadas nas últimas décadas e que sofreram o plantio de espécies exóticas e nativas ornamentais. Com exceção de Z8, e parcialmente Z7, todas as outras zonas estão associadas à borda da Reserva.

Figura 49. Zonas de manejo propostas de acordo com a distribuição de árvores com DAP > 25 cm na Reserva da CUASO. Descrição das zonas (Z1-Z9) no texto.

Discussão

Grande parte das zonas de manejo sugeridas para a Reserva da CUASO, com base na análise de correspondência sobre dados de árvores com DAP > 25 cm, está estreitamente ligada à distribuição espacial das espécies exóticas (e nativas ornamentais) plantadas dentro da Reserva, e que aparentemente não têm capacidade de estabelecimento no local sem o auxílio antrópico (*Persea americana*, *Caesalpinia pluviosa*, *Chorisia speciosa*, *Ficus microcarpa*, *Tipuana tipu*, *Hovenia dulcis*, Exótica 1, *Tibouchina granulosa* e *Eucalyptus* sp., Capítulo 3). São estas as espécies que ocupam maciçamente as áreas primeiramente separadas pela primeira AC, mais próximas às bordas, especialmente na metade sul da Reserva. Estas são, ao mesmo tempo, as áreas da Reserva mais recentemente perturbadas, ou seja, de vegetação relativamente recente (Capítulo 2).

A grande dominância de árvores plantadas nestas zonas oferece suporte à idéia de limitação de recrutamento das espécies arbóreas nativas na Reserva (Capítulo 7). Em locais

em que foram plantadas, árvores exóticas venceram a competição com espécies nativas, não permitindo que essas se estabelecessem e dando origem a áreas com forte dominância pelas espécies plantadas. Pelo menos duas hipóteses poderiam explicar este padrão: (1) espécies nativas chegaram a ser recrutadas nestas mesmas áreas, mas perderam a competição com as espécies exóticas plantadas. Em muitos casos, espécies exóticas têm vantagem competitiva em relação às nativas devido, por exemplo, à ausência de patógenos e herbívoros. (2) espécies nativas não foram dispersas para essas áreas, ou não foram capazes de germinar e se estabelecer nas condições aí encontradas, ou se estabeleceram tarde demais para conseguir chegar ao DAP de 25 cm, na competição com as exóticas já estabelecidas através de plantio. Neste caso, as exóticas teriam ganhado a competição “por desistência” (*default*, Tilman 1999), por conta da limitação de recrutamento das espécies nativas.

Nas zonas de manejo dominadas espécies exóticas e introduzidas (Z1-Z3 e Z5) coloca-se a questão prática, de ordem da conservação biológica na Reserva, de como lidar com essas espécies.

Dentro da área restante, e fortemente correlacionada à distribuição de *Piptadenia gonoacantha*, foi separada outra zona (Z7), separada em duas áreas, uma ao sul e outra ao nordeste da Reserva. Esta zona, em conjunto com as zonas Z1-Z5, é caracterizada pela idade relativamente recente da vegetação, de acordo com o mapeamento realizado com base na análise de série temporal de fotografias aéreas (Capítulo 2). A abundância de *Piptadenia gonoacantha*, nestas áreas mais recentes, concorda com o previsto pelo modelo de simulação da sucessão florestal na Reserva (Capítulo 6), de dominância da sucessão inicial por esta espécie. Ações de manejo nesta zona deveriam incrementar o processo sucessional, garantindo o estabelecimento de espécies características de estádios mais avançados através de plantio direto dessas espécies.

De certa forma, a zona Z4, também em uma das áreas recentemente perturbadas na Reserva, pode ser considerada uma área de sucessão natural. Nesta zona não ocorrem muitas árvores plantadas, mas uma concentração de indivíduos de *Cyatharexylum myrianthum*, espécie também prevista pelo modelo de simulação como abundante no início da sucessão, em fase anterior à dominância por *Piptadenia gonoacantha*.

Para a zona Z8, que ocupa grande parte da Reserva, apresentando a maior diversidade de espécies nativas, a principal preocupação em termos de manejo é a manutenção da diversidade de espécies ali existente. Outro problema que chama a atenção nesta zona, exigindo ações de manejo para atacá-lo, é o da invasão por *Archontophoenix cunninghamiana*. Embora não se tenham sugerido subdivisões adicionais desta zona, ela é

heterogênea, principalmente devido à distribuição agrupada da maioria das populações de árvores (Capítulo 7). Assim, é possível que ações de manejo específicas tenham que ser realizadas tendo em vista variações em escala mais detalhada. Eventualmente, algumas áreas em seu interior mereceriam atenção especial, como as grandes clareiras aí existentes.

Referências bibliográficas

- Cersósimo, L.F. 1993. *Variações espaciais e temporais no estabelecimento de plântulas em trecho de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Dislich, R., Cersósimo, L.F. & Mantovani, W. 2001. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano - SP. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 321-332.
- Donahue, P.K. & Wood, T.M. 1995. A safe, flexible and non-injurious technique for climbing tall trees. *Selbyana* 16: 196-200.
- Ferraz, D.K. 1997. *Dinâmica de seis populações de árvores em fragmento de mata em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Goreaud, F. & Pelissier, R. 1999. On explicit formulas of edge effect correction for Ripley's K- function. *Journal of Vegetation Science* 10: 433-438.
- Gorresio-Roizman, L. 1993. *Fitosociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Hill, M.O. 1973. Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology* 61: 237-249.
- _____. 1974. Correspondence analysis: a neglected multivariate method. *Journal of the Royal Statistical Society C* 23: 340-354.
- Joly, A.B. 1950. Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 8: 5-68.
- MacKinnon, J., MacKinnon, K., Child, G. & Thorsell, J. 1986. *Managing protected areas in the tropics*. IUCN, Cambridge.
- Oliveira, R.R. & Zaú, A.S. 1995. Método alternativo de subida em árvore. *Bromélia* 2: 6-11.
- Ripley, B.D. 1977. Modelling spatial pattern. *Journal of the Royal Statistical Society B* 39: 172-212.
- Rossi, L. 1994. A flora arbóreo-arbustiva da mata da Reserva da Cidade Universitária "Armando Salles de Oliveira" (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9: 1-105.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S. & Olivier, J.-M. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* 7: 75-83.

- Tilman, D. 1999. Ecology - Diversity by default. *Science* 283: 495-496.
- Varanda, E.M. 1977. *Balanço hídrico de espécies da Mata do Butantã*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

Capítulo 9 - Discussão geral: recomendações de manejo para a Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP

Introdução

Assim como não existe uma única definição para “diversidade biológica”, também não existe uma única definição para “manejo” (Simberloff 1999). No entanto, podemos considerar, para efeitos do presente trabalho, que “manejo” se refere às ações a serem tomadas para garantir que os objetivos de determinada área protegida sejam alcançados ou mantidos (MacKinnon *et al.* 1986).

A Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO) tem sido manejada sob uma política de não-intervenção, ou seja, de ausência de ações diretas no sistema (com exceção da proteção, por meio do cercamento), assumindo-se tacitamente que os processos naturais dariam conta de manter as condições desejáveis na Reserva. Quando intervenções têm sido realizadas em seu interior, o foram sem nenhuma relação com sua conservação biológica. Exemplos são o corte de vegetação para facilitar acesso ao gerador ou à barragem que existem em seu interior, ou o plantio de árvores exóticas com fins ornamentais.

A política de não-intervenção é a forma mais simples e barata de manejo. Além disso, considera-se que a implantação de ações de manejo intervencionistas para fins de conservação exige um conhecimento detalhado acerca do funcionamento do sistema (MacKinnon *et al.* 1986, Thorsell 1990). Através da não-intervenção, também são evitados os riscos associados a ações de manejo equivocadas.

No entanto, o pequeno tamanho, o isolamento e as influências antrópicas históricas, diretas e indiretas sobre a Reserva da CUASO tornam pouco provável a manutenção de seu estado atual sem intervenção direta. Além disso, determinadas situações emergenciais de risco à biodiversidade podem exigir a tomada de decisões rápidas, ainda que baseadas em estimativas, com base em conceitos teóricos (Primack 1995).

Um princípio básico do manejo de áreas protegidas é que toda área protegida deveria possuir um Plano de Manejo, capaz de guiar e controlar o manejo dos recursos da área e seus usos (MacKinnon *et al.* 1986). A Reserva da CUASO, embora sob proteção oficial há quase 30 anos, ainda não possui tal documento. O presente trabalho foi realizado com o intuito de

contribuir para a sua realização, através da análise da vegetação arbórea da Reserva. Não se pretende, no entanto, produzir um Plano de Manejo completo, o que envolveria idealmente uma equipe multidisciplinar, capaz de avaliar adequadamente os aspectos do ambiente físico, ecológicos, sociológicos e administrativos que um documento deste tipo requer (MacKinnon *et al.* 1986, Thorsell 1990). O que se pretende aqui é fornecer sugestões de manejo relacionadas à conservação de espécies arbóreas na Reserva. Estas são fundamentadas nos resultados da análise da vegetação realizada nos capítulos anteriores, na generalização de informações da literatura, e de acordo com os objetivos específicos que consideramos adequados para a Reserva da CUASO como unidade de conservação.

Objetivos para a Reserva da CUASO: uma proposta

Como consequência da própria definição de manejo adotada aqui, é fundamental que se fixem objetivos para a Reserva, capazes de guiar o manejo na área (MacKinnon *et al.* 1986, Shafer 1999). Os objetivos devem ser claros e específicos.

Mesmo fragmentos pequenos e isolados como a Reserva da CUASO têm valor em termos de conservação (Shafer 1995, Turner & Corlett 1996, Shafer 1999). Uma das razões é que fragmentos pequenos são frequentemente os únicos remanescentes de vegetação natural (Schwartz 1999), especialmente em regiões que sofreram perturbações drásticas e por longo período de tempo, como o Planalto Paulistano (Capítulo 1). Fragmentos pequenos também podem funcionar como *stepping-stones* entre fragmentos maiores, beneficiar animais migratórios fornecendo abrigo e alimento, proteger efetivamente populações de espécies com indivíduos pequenos e agregados de animais e plantas, e ter papel auxiliar na proteção de espécies no nível da paisagem (Turner & Corlett 1996).

Além disso, a localização da Reserva, bem no interior da zona urbana de São Paulo e ao lado do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, sugere sua utilização como instrumento didático e de educação ambiental, tanto nos cursos de graduação e pós-graduação da Universidade quanto para a comunidade em geral. Dado o amplo grau de destruição da cobertura vegetal original da região, como consequência de sua colonização antiga e, mais recentemente, de sua urbanização explosiva e desordenada, a Reserva se constitui como uma das poucas áreas que podem ser utilizadas como um exemplo didático da cobertura vegetal original da metrópole paulistana.

Assim, sugere-se os seguintes objetivos para a Reserva da CUASO:

- Espécies que provavelmente não faziam parte das florestas pré-colonização européia do Planalto Paulistano não deveriam existir no interior da área da Reserva.

- Espécies que são especialmente afetadas pelos processos de fragmentação de florestas na região devem receber atenção especial, de modo a permitir sua existência no interior da Reserva.
- A diversidade de espécies deve ser maximizada/tornada o mais próximo possível da diversidade original.

Manejo para a conservação de espécies arbóreas na Reserva da CUASO

A divisão da área da Reserva da CUASO em zonas de vegetação relativamente homogênea (Capítulo 8) destaca a necessidade de ações diferentes de manejo em cada uma delas, dependendo de suas características e dos problemas associados. A seguir, são apontadas e discutidas as ações de manejo consideradas adequadas na abordagem dos diversos problemas encontrados.

Espécies arbóreas invasoras, exóticas e nativas introduzidas

Boa parte da área da Reserva, em especial em suas regiões mais periféricas, é ocupada maciçamente por espécies exóticas, como *Eucalyptus* sp., *Tipuana tipu*, *Ficus microcarpa* e *Hovenia dulcis* e por espécies nativas do Brasil, mas que provavelmente não faziam parte da flora original na região, como *Caesalpinia pluviosa* e *Tibouchina granulosa* (Capítulo 3). Indivíduos destas espécies exóticas e nativas introduzidas acabam por ocupar uma proporção considerável da área total da Reserva, que poderia estar sendo ocupada por espécies de maior interesse, ou seja, pertencentes à flora original da região. Neste sentido, justifica-se a destruição de indivíduos destas espécies e sua substituição, através de plantio ou semeadura, por espécies nativas.

Além disso, pelo menos uma das espécies exóticas encontradas na Reserva, *Archontophoenix cunninghamiana*, se comporta como uma invasora muito agressiva (Capítulos 4 e 5), competindo por espaço com outras espécies. Dada sua dinâmica populacional, esta espécie não apenas ocupa espaço que poderia suportar indivíduos de espécies nativas, como também apresenta uma tendência de aumento futuro de área ocupada dentro da Reserva. É importante, assim, que sua população seja controlada. Este controle, porém, deve ser feito de forma cuidadosa, para evitar que a destruição de grupos maciços de indivíduos da espécie se transforme em perturbação intensa, transformando grandes áreas em clareiras. Provavelmente seria mais adequado destruir os indivíduos menores de *A. cunninghamiana*, que não fazem parte do dossel local. Com isso, se abriria espaço para o estabelecimento de indivíduos de outras espécies tolerantes à sombra (que poderiam também ser semeadas ou

plantadas como mudas). Por outro lado, o controle da produção de sementes pelos adultos existentes na Reserva também é importante. Isto poderia ser feito através da destruição dos indivíduos adultos (aqueles com DAP > 25 cm, Capítulo 5) ou, alternativamente, da poda de inflorescências/infrutescências. O fato de não haver uma época de concentração da produção de inflorescências/infrutescências, porém, dificulta este tipo de ação.

Outra espécie exótica, *Hovenia dulcis*, embora não tenha sido identificada como uma invasora agressiva até o momento, apresentou indícios de potencial invasivo. Esta foi a única espécie além de *Archontophoenix cunninghamiana* encontrada nas porções mais internas da Reserva, em local em que não ocorrem outras espécies comumente plantadas (Capítulo 3). Aparentemente este indivíduo se estabeleceu aí espontaneamente. O controle dessa espécie representa, assim, a prevenção de um possível processo invasivo por esta espécie, muito mais fácil de se realizar do que a reversão de um processo de invasão já estabelecido (como no caso de *Archontophoenix cunninghamiana*).

Espécies raras

Muitas das espécies arbóreas nativas encontradas atualmente na área da Reserva da CUASO possuem populações muito pequenas. Entre as árvores com DAP > 25 cm, pouco mais de um quarto das espécies com um ou dois indivíduos são reconhecidamente intolerantes à sombra e características de etapas iniciais de sucessão, tendo sido inclusive classificadas como ruderais⁵ (Tabarelli *et al.* 1999). Exemplos são *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae), *Vernonia discolor* (Asteraceae), *Cecropia hololeuca* (Cecropiaceae), *Clethra scabra* (Clethraceae), *Sapium glandulatum* (Euphorbiaceae), *Rapanea ferruginea* (Myrsinaceae), *Solanum erianthum* (Solanaceae) e *Aegiphila sellowiana* (Verbenaceae). De certa forma, é esperado que tais espécies apresentem pequenas densidades em áreas de floresta madura, uma vez que em tais comunidades suas oportunidades de estabelecimento se restringem a clareiras formadas por quedas de árvores ou grandes ramos (Hubbell & Foster 1986). Além disso, suas características de alta fecundidade e grande capacidade de dispersão facilitam a manutenção de populações destas espécies em paisagens como aquela em que se insere a Reserva da CUASO, altamente fragmentada, com as poucas áreas em que ocorre desenvolvimento de vegetação natural, e mesmo assim sujeitas a constantes perturbações. Desta forma, não se apresenta a necessidade de ações de manejo com relação a estas espécies.

Outras espécies raras na Reserva, no entanto, são tolerantes à sombra. Para estas deve ser feito um esforço no sentido da manutenção de suas populações. Uma das ações a serem

realizadas, neste sentido, é de se evitar perturbações importantes na área da Reserva. É provável, além disso, que seja necessária a semeadura ou o plantio de mudas dessas espécies a fim de aumentar suas populações. Esta seria uma oportunidade de aumentar a diversidade genética dessas populações, ao trazer sementes/mudas de outras manchas de floresta.

Reintrodução de espécies

O controle das populações de espécies exóticas e não-nativas da Reserva liberaria espaço a ser ocupado por outras espécies de árvores. Tendo em vista o potencial de aumento de diversidade na Reserva (Capítulo 3), a reintrodução de espécies pertencentes à flora local original seria oportuna. Espécies adequadas a uma (re)introdução na Reserva seriam, por exemplo, aquelas amplamente distribuídas em florestas no Planalto Paulista e que provavelmente faziam parte da comunidade original da floresta que cobria a região do Butantã, porém não presentes atualmente na Reserva. Exemplos são *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze, *Vochysia magnifica* Warm., *Pera obovata* Baill., *Ocotea lanata* Mez, *Ouratea semiserrata* Engl. e *Symplocos celastrinea* Mart. ex Miq. (Scudeller *et al.* 2001). A introdução destas espécies contribuiria para a conservação das mesmas, através do estabelecimento de novas populações. Além disso, tornaria a flora da Reserva mais similar à da vegetação original, tornando-a mais interessante como instrumento pedagógico e educacional.

Também são candidatas a novas espécies para introdução aquelas que são mais afetadas pela fragmentação no Planalto Paulistano, e desproporcionalmente pouco representadas em fragmentos pequenos como a Reserva. Estas são principalmente aquelas dispersas por vetores bióticos, as tolerantes à sombra, e espécies de sub-bosque (Tabarelli *et al.* 1998, Tabarelli *et al.* 1999). Representantes das famílias Myrtaceae, Lauraceae, Sapotaceae e Rubiaceae também são relativamente pouco representadas em manchas pequenas de floresta no Planalto Paulistano (Tabarelli *et al.* 1998, Tabarelli *et al.* 1999), tornando desejável a introdução de espécies destas famílias.

Também devem ter sido especialmente afetadas pelo processo de fragmentação e perturbação constante da paisagem durante os últimos séculos (Capítulo 1) as espécies com sementes grandes, e as produtoras de lenho resistente e durável, ou de outra forma especialmente atraente sob o ponto de vista da extração madeireira. Espécies com indivíduos de grande porte e grande longevidade também poderiam ser úteis, na Reserva, do ponto de vista da conservação de outras formas de vida. A existência de um dossel alto, formado por espécies com estas características, poderia garantir condições microclimáticas relativamente

⁵ Espécies ruderais: aquelas que ocorrem particularmente em habitats perturbados, bordas de

estáveis no sub-bosque, permitindo o estabelecimento e manutenção de arbustos, arvoretas e árvores tolerantes à sombra, características de sub-bosque, que tipicamente estão pouco representadas em fragmentos pequenos no Planalto Paulista (Tabarelli *et al.* 1998, Tabarelli *et al.* 1999), assim como de animais exigentes destas condições. Também espécies de epífitas seriam beneficiadas por um número maior de grandes árvores com *turn-over* de ramos relativamente baixo. *Lecythis pisonis* Cambess., *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze, *Hymenaea altissima* Ducke, *Hymenaea stilbocarpa* Hayne e *Myroxylon peruiferum* L.f. são exemplos de árvores que alcançam grande porte e apresentam várias das características de espécies ameaçadas pela fragmentação encontradas no Parque Municipal do Tenente Siqueira Campos, o Trianon (CPHN 1988).

Enterpe edulis Mart. também poderia ser considerada como espécie para introdução na Reserva da CUASO. Muitas de suas características morfológicas são similares às de *Archontophoenix cunninghamiana*, a palmeira invasora na Reserva, a ponto de ser bastante plausível a idéia de que esta última passou a ocupar um nicho vago deixado pelo desaparecimento de *E. edulis* na região. Assim como *A. cunninghamiana* na Reserva, *E. edulis* alcança densidades muito altas nas florestas do Planalto Atlântico e Província Costeira paulistas em que ocorre (Scudeller *et al.* 2001). *E. edulis* historicamente sofre extrativismo, como fornecedora de palmito (Galetti & Fernandez 1998, dos Reis *et al.* 2000), estando praticamente ausente em estado adulto das florestas de acesso mais fácil no Estado de São Paulo.

Apesar de seu pequeno tamanho, a Reserva da CUASO pode também ser útil nos esforços de proteção de espécies de pequeno porte, o que permite a ocorrência de populações de tamanho razoável mesmo em áreas pequenas. *Lytocaryum boehnei* (Burret) Toledo, por exemplo, é uma pequena palmeira de sub-bosque, endêmica da região da Grande São Paulo (Henderson *et al.* 1995), e extremamente ameaçada pela devastação florestal na região. Sua introdução na Reserva e em outras manchas florestais protegidas poderia contribuir para a preservação da espécie.

As coletas de Frederico C. Hoehne no Butantã e região (Capítulo 1), hoje em dia parte do acervo do Herbário do Instituto de Botânica de São Paulo (SPF), podem também fornecer informações sobre a flora aí existente nas primeiras décadas do século XX, quando estas coletas foram realizadas. Este tipo de informação pode também ser usado na reconstrução da flora local, e fornecer nomes de espécies a serem reintroduzidas na Reserva da CUASO.

Estudos florísticos e fitossociológicos realizados em manchas de floresta próximas à CUASO, como o Parque Santo Dias (Garcia 1995, 2001) e o Parque Municipal Alfredo Volpi (“Bosque do Morumbi”) (Aragaki & Mantovani 1994, Aragaki 1997, Aragaki & Mantovani 1998), também podem servir como fonte de informação sobre a flora regional. Estes locais também podem servir como fontes de sementes e/ou mudas para introdução de espécies nativas na Reserva da CUASO (Garcia 2001). O próprio trabalho de (Joly 1950) cita espécies que não são mais encontradas na Reserva, como *Metrodorea nigra* A. St. Hil. (Rutaceae), e poderiam ser reintroduzidas.

Manejo do entorno

Um elemento crucial em relação a estratégias de conservação é o manejo das áreas externas à unidade de conservação de interesse (Franklin 1993, Primack 1995, Shafer 1999). Entornos degradados de reservas tendem a levar a uma diminuição de diversidade em seu interior (Primack 1995).

O entorno também funciona como fonte de propágulos para a reserva, tanto de espécies nativas, se estas estiverem presentes no entorno, quanto de espécies exóticas invasoras e potencialmente invasoras. Neste sentido, o manejo das áreas vizinhas à Reserva pode auxiliar na manutenção de populações arbóreas nativas dentro da Reserva, através de plantio de árvores que possam atuar como fontes de propágulos.

Da mesma forma, evitar a produção de sementes de *Archontophoenix cunninghamiana* nas áreas próximas à Reserva seria útil nos esforços de controle da população em seu interior. A destruição dos indivíduos de *A. cunninghamiana* plantadas na área da Cidade Universitária evitaria a produção de sementes.

Uma maior conectividade da Reserva com outras manchas de floresta na região poderia ser obtida através de recuperação da floresta em pequenas áreas próximas à Reserva. Ainda existem áreas livres na Cidade Universitária, atualmente ocupadas por gramados ou jardins, que poderiam ser transformados, através de plantio de árvores nativas e suspensão de perturbação antrópica, em áreas de floresta no futuro. A maior conectividade da Reserva com outras áreas de mata próximas poderia auxiliar na manutenção das populações existentes em seu interior, através do estabelecimento de uma dinâmica de metapopulações dessas espécies.

Há de se considerar, ao se discutir o manejo de áreas externas à Reserva, que as decisões a serem tomadas não dependem unicamente do responsável pelo manejo da Reserva. É necessário que haja acordo sobre a matéria entre diversas instâncias decisórias, e no processo podem vir à tona conflitos de interesse. No final das contas, a conservação

biológica na Reserva depende do reconhecimento de sua importância pela comunidade universitária como um todo.

Referências bibliográficas

- Aragaki, S. 1997. *Florística e estrutura de trecho remanescente de floresta no planalto paulistano (SP)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Aragaki, S. & Mantovani, W. 1994. Estudos estruturais e taxonômicos de trecho remanescente de floresta no Parque Municipal Alfredo Volpi (São Paulo, SP). In Watanabe, S., ed. *Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira*, p. 68-80. ACIESP, São Paulo.
- _____. 1998. Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal no Planalto Paulistano (SP). In Watanabe, S., ed. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, p. 25-36. ACIESP, São Paulo.
- CPHN. 1988. *Conheça o verde*. Centro de Pesquisas de História Natural, São Paulo.
- dos Reis, M.S., Fantini, A.C., Nodari, R.O., Reis, A., Guerra, M.P. & Mantovani, A. 2000. Management and conservation of natural populations in Atlantic rain forest: The case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica* 32: 894-902.
- Franklin, J. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.
- Galetti, M. & Fernandez, J.C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology* 35: 294-301.
- Garcia, R.J.F. 1995. *Composição florística dos estratos arbóreo e arbustivo da mata do Parque Santo Dias (São Paulo - SP, Brasil)*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- _____. 2001. Estudo florístico dos componentes arbóreo e arbustivo da mata do Parque Santo Dias, São Paulo, SP, Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 19: 15-42.
- Henderson, A., Galeano, G. & Bernal, R. 1995. *Field guide to the palms of the Americas*. Princeton University Press, Princeton.
- Hubbell, S.T. & Foster, R.B. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In Soulé, M.E., ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, p. 205-231. Sinauer, Sunderland.
- Joly, A.B. 1950. Estudo fitogeográfico dos campos do Butantã. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica* 8: 5-68.

- MacKinnon, J., MacKinnon, K., Child, G. & Thorsell, J. 1986. *Managing protected areas in the tropics*. IUCN, Cambridge.
- Primack, R.B. 1995. *A primer of conservation biology*. Sinauer, Sunderland.
- Schwartz, M.W. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 83-108.
- Scudeller, V.V., Martins, F.R. & Shepherd, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152: 185-199.
- Shafer, C.L. 1995. Values and shortcomings of small reserves. *BioScience* 45: 80-88.
- _____. 1999. National park and reserve planning to protect biological diversity: some basic elements. *Landscape and Urban Planning* 44: 123-153.
- Simberloff, D. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 115: 101-111.
- Tabarelli, M., Baider, C. & Mantovani, W. 1998. Efeitos da fragmentação na floresta atlântica da bacia de São Paulo. *Hoehnea* 25: 169-186.
- Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Thorsell, J.W. 1990. Research in tropical protected areas: some guidelines for managers. *Environmental Conservation* 17: 14-18.
- Turner, I.M. & Corlett, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 330-333.

Resumo

Este trabalho analisa aspectos, em diversas escalas temporais e espaciais, da estrutura e dinâmica da comunidade arbórea na Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO) (23°33' S, 46°43' W), em São Paulo, SP. A partir dos dados obtidos são sugeridas ações de manejo para fins de conservação da comunidade arbórea no local. A Reserva é uma mancha de floresta secundária com cerca de 10 ha de área. O histórico (1930-1994) das modificações da paisagem no entorno (330 ha) da Reserva é descrito, e evidencia o processo de urbanização ocorrido no período, com conseqüente diminuição de área coberta por vegetação herbácea e aumento da área coberta por construções. As áreas florestadas sofreram declínio e posterior recuperação parcial. Cerca de 40% da Reserva tem vegetação com mais de 70 anos de idade, e 22% são áreas com menos de 27 anos de idade, localizadas próximo às bordas. Foi realizado o mapeamento, medição de DAP e identificação de todas as 1157 árvores com DAP > 25 cm em 8,58 ha (Área 1, a área total da Reserva com exceção do lago e uma porção de 1,5 ha dominada por *Eucalyptus* sp.) e de todas as 1270 árvores com DAP > 9,5 cm em 2 ha (Área 2) no interior da Reserva. Na Área 1 foram encontradas 91 espécies (10,9% exóticas) e índice de Shannon $H' = 3,34$ nats/ind., com 33,7% das espécies sendo representadas por apenas um indivíduo. Espécies exóticas e nativas introduzidas estão, em geral, restritas às porções próximas à borda, com exceção de *Archontophoenix cunninghamiana*. Não existem áreas na Reserva a mais de 110 m de distância da borda, devido ao seu tamanho e formato. Análises de correspondência mostram variação importante na comunidade (DAP > 25 cm) com a distância da borda até cerca de 50 m, mas sugerem maior importância da idade da vegetação na determinação da composição da comunidade. Na Área 2, foram encontradas 103 espécies (10,7% exóticas) e $H' = 3,54$ nats/ind. Foram descritas as mudanças na estrutura e composição da comunidade arbórea (DAP $\geq 15,9$ cm) ocorridas entre 1992 e 1997 em uma área de 100 x 50 m no interior da Reserva. Densidade e área basal da comunidade total aumentaram consideravelmente no período; diversidade e equabilidade permaneceram praticamente as mesmas, mas diversidade e equabilidade de espécies nativas diminuíram. Entre as árvores com DAP $\geq 9,5$ cm, em uma área de 2,1 ha, *A. cunninghamiana* foi a espécie com maior densidade, com 305 indivíduos (22,5% do total). A espécie mostra preferência por estabelecimento em locais sombreados. A análise da estrutura de tamanhos indica um aumento futuro da densidade relativa da espécie. Dois levantamentos com 2,5 anos de intervalo (DAP $\geq 9,5$ cm) mostraram a morte de três dos 154 indivíduos iniciais e o recrutamento de mais 89, levando a um crescimento populacional de 19,4 %ano⁻¹, muito elevado. CUAKIA, um *gap model* derivado de KIAMBRAM, foi parametrizado para simular o estado atual da floresta na Reserva. O modelo previu uma fase sucessional inicial dominada por *Piptadenia gonoacantha*, seguida por uma fase de dominância de *Croton floribundus* e *Alchornea* spp. e, posteriormente, por *Ficus insipida* e outras espécies de dossel tolerantes à sombra e de grande longevidade. A distribuição espacial de árvores em

múltiplas escalas espaciais foi analisada usando a função L (modificação de K de Ripley) e g uni e bivariada. O conjunto de indivíduos com DAP > 25 cm apresentou distribuição regular em pequenas escalas ($r < 6$ m) e agregada em escalas maiores ($17 \text{ m} < r < 115 \text{ m}$). Quase todas as espécies analisadas apresentaram distribuição agregada em alguma escala espacial. Os resultados sugerem competição em pequena escala e limitação de dispersão de sementes como os principais fatores determinantes dos padrões encontrados. Os dados de mapeamento das árvores com DAP > 25 cm foram usados para a divisão da Reserva em áreas de vegetação relativamente homogênea. Análise de correspondência foi usada como ferramenta de ordenação de parcelas circulares ($r = 10$ m) dispostas em uma grade regular com espaçamento de 10 m. Os valores de cada parcela foram mapeados e com base nestes mapeamentos foram definidas nove zonas de manejo no interior da Reserva. Uma das zonas é quase exclusivamente ocupada por *Eucalyptus* sp.. Outras apresentam predominância de espécies exóticas e/ou plantadas na Reserva. Sugere-se a introdução de espécies nativas e o controle de exóticas, especialmente *A. cunninghamiana*, no interior e no entorno da Reserva.

Abstract

This work analyses the structure and dynamics, at several spatial and temporal scales, of the arboreal community in the Reserve of the Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (CUASO) (23°33' S, 46°43' W), São Paulo, SP. Based on these data, management actions are suggested, aiming at the conservation of the arboreal community at the site. The Reserve is a secondary forest patch with an area of approximately 10 ha. We describe the 1930-1994 changes in landscape structure in the surroundings (330 ha) of the Reserve, showing the urbanization process in the region. As a consequence, the area covered by grasslands was reduced and the area covered by buildings increased. Forested areas declined and recovered partially afterwards. Roughly 40% of the Reserve encompasses vegetation more than 70 years old and 22% are areas less than 27 years old, located near the edges. We mapped, measured the dbh and identified all 1157 trees with dbh > 25 cm in 8.58 ha (Area 1, the total area of the Reserve excluding the lake and a 1.5 ha-area dominated by *Eucalyptus* sp.) and all 1270 trees with dbh > 9.5 cm in 2 ha (Area 2) in the Reserve. In Area 1 we found 91 species (10.9% being exotic) and a Shannon index H' of 3.34 nats/ind., with 33.7% of the species being represented by only one individual. Exotic species and introduced natives were generally restricted to the regions near the edge, with the exception of *Archontophoenix cunninghamiana*. No place inside the Reserve is more than 110 m away from the edge, due to the size and shape of the Reserve. Correspondence analyses showed important variation of the community (dbh > 25 cm) with distance to the edge up to 50 m, but suggest that age of vegetation is more important in defining the composition of the community. In Area 2 we found 103 species (10.7% exotic) and $H' = 3.54$ nats/ind. We analysed structural and compositional changes of the arboreal community (dbh ≥ 15.9 cm) between 1992 and 1997 within a 100 x 50 m plot. Density and basal area of the total community increased considerably in the period; species diversity and evenness remained almost the same, but diversity and evenness of native species decreased. In a 2.1 ha area inside the Reserve, *A. cunninghamiana* was the species with the highest density among trees with DBH ≥ 9.5 cm, with 305 individuals (22.5% of total). The species shows preference for establishment in shady sites. The size structure analysis indicates a future increase in the relative density of the species. Two surveys with a 2.5 years interval (DBH ≥ 9.5 cm) showed the death of three of the initial 154 individuals and the recruitment of 89 more, leading to a population growth of 19.4 %·year⁻¹, a very high rate. CUAKIA, a gap model derived from KIAMBRAM, was parameterized to simulate the present state of the forest in the Reserve. The model predicted an initial successional phase dominated by *Piptadenia gonoacantha*, followed by a phase dominated by *Croton floribundus* and *Alchornea* spp. and, later, by *Ficus insipida* and other shade-tolerant and long-living canopy species. The spatial distribution of trees was analysed using the L (modification of Ripley's K) and g functions, in their univariate and bivariate forms. The total pool of individuals with dbh > 25 cm showed uniform distribution at small scales ($r < 6$ m) and

clumped distribution at bigger scales ($17\text{ m} < r < 115\text{ m}$). Almost all species showed clumped distribution at some scale. The results suggest competition at small scales and seed dispersal limitation as the main determinants of the patterns found. The data from the mapping of trees with $\text{dbh} > 25\text{ cm}$ were used to divide the Reserve into areas covered with relatively homogeneous vegetation. Correspondence analysis was used to ordinate circular plots ($r = 10\text{ m}$) laid out on a regular 10 m-interval grid. Scores of each plot were mapped and this mapping was used to define nine management zones inside the Reserve. One of the zones is almost exclusively occupied by *Eucalyptus* sp.. Others are dominated by exotics or trees which were planted in the Reserve. We suggest the introduction of native species and the control of exotics, especially *A. cunninghamiana*, inside the Reserve and in its surroundings.

Anexos e Apêndices

Apêndice 1. Famílias e espécies encontradas no levantamento de árvores na Reserva Florestal da CUASO, e número de indivíduos por classe de diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,30 m de altura) e área levantada. A Área 1 tem 8,58 ha e inclui a Área 2, de 2 ha. O asterisco indica espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Família	Espécie	Área 1	Área 2	
		DAP>25cm	DAP>25cm	DAP<25cm
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.*			2
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1	1	2
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	4		3
Annonaceae	<i>Gouatteria australis</i> A.St.-Hil.			4
	<i>Rollinia sericea</i> R.E.Fr.	8	3	8
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.	6	2	5
Araliaceae	<i>Schefflera actinophylla</i> (Endl.) Harms*			1
Arecaceae	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> H.Wendl. & Drude*	37	15	207
	<i>Dictyosperma album</i> (Bory) Wendl. & Drude ex Scheff.*			3
	Palmae exótica*	1	1	
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	8	6	5
Asteraceae	<i>Gochmatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	2		
	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker			1
	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	1	1	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.			2
	<i>Spathodea campanulata</i> P.Beauv.*	1	1	1
	<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.) Standl.			1
	<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standley			1
Bombacaceae	<i>Chorisia speciosa</i> A.St.-Hil.	21	3	5
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	1		
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	55	18	107
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	4	1	3
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	24		
Burseraceae	<i>Protium widgeonii</i> Engl.	9	2	13
Cecropiaceae	<i>Cecropia glazioni</i> Snethl.	40	14	32
	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	1	1	
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	11	6	36
	<i>Maytenus robusta</i> Reissek			3
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	1	1	
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.			1
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.			9
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	1	1	1
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Muell.			1
	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	205	51	56
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	21	5	2
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	143	30	41
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	7		
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	1		4
	<i>Sebastiania serrata</i> (Baill) Muell. Arg.			19
Flacourtiaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1		1
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	1		
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	19	4	30

Apêndice 1 (cont.). Famílias e espécies encontradas no levantamento de árvores na Reserva Florestal da CUASO, e número de indivíduos por classe de diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,30 m de altura) e área levantada. A Área 1 tem 8,58 ha e inclui a Área 2, de 2 ha. O asterisco indica espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Família	Espécie	Área 1	Área 2	
		DAP>25cm	DAP>25cm	DAP<25cm
Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	2	1	3
	<i>Aniba firmula</i> (Nees & C. Mart.) Mez	4	2	3
	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	30	5	48
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.			4
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & Mart. Ex Nees	6		
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	3	1	3
	<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees	16		4
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> Mez	2	1	
Lauraceae	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	1		5
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	17	3	2
	<i>Persea americana</i> Mill.*	3	2	3
	<i>Persea pyrifolia</i> Nees & Mart.	1	1	
Leguminosae (Caes.)	<i>Caesalpinia pluviosa</i> DC.*	10	7	3
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	2		2
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	1		
Leguminosae (Mim.)	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	3		
	<i>Inga marginata</i> Willd.	1		1
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	7	2	5
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Witt.*			5
Leguminosae (Pap.)	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	145	4	39
	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Macbr.	6	2	10
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. Ex Benth.	1		
	<i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. Ex Benth.	5		1
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	2		2
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	23	7	8
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vog.	2	2	3
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	10	5	7
	<i>Pterocarpus robrii</i> Vahl.	1		
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze*	12	5	2
	<i>Zollernia ilicifolia</i> Vog.	2	1	
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	1		
	<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	7		7
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vel.) Mart.	5		3
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	24	15	19
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl			16
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	2	2	7
Moraceae	<i>Ficus elastica</i> Roxb.*	1		
	<i>Ficus hirsuta</i> Schott	6	2	1
	<i>Ficus insipida</i> Willd.	23	4	13
	<i>Ficus luschnatiana</i> (Miq.) Miq.	7	1	2
	<i>Ficus microcarpa</i> L.f.*	10		
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Burg.			21
Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	1		1
	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez			1
Myrtaceae	<i>Calypttranthes concinna</i> DC.			2
	<i>Campomanesia</i> aff. <i>warmingiana</i> Kiaersk.	1	1	

Apêndice 1 (cont.). Famílias e espécies encontradas no levantamento de árvores na Reserva Florestal da CUASO, e número de indivíduos por classe de diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,30 m de altura) e área levantada. A Área 1 tem 8,58 ha e inclui a Área 2, de 2 ha. O asterisco indica espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Família	Espécie	Área 1	Área 2	
		DAP>25cm	DAP>25cm	DAP<25cm
	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	2		1
	<i>Eucalyptus</i> sp.*	41	3	
	<i>Eugenia</i> aff. <i>involucrata</i> DC.			1
	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	2	2	21
	<i>Eugenia sphenophylla</i> O.Berg			5
	<i>Gomidesia</i> cf. <i>affinis</i> (Cambess.) Legr.			1
	<i>Myrcogenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg			1
	<i>Myrcia laruttea</i> Camb.	1		8
	<i>Myrcia longipes</i> Kiaersk.	1		
	<i>Myrcia multiflora</i> Kiaersk.			1
	<i>Myrcia</i> sp. 1	5	4	9
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1		
Oleaceae	<i>Chionanthus trichotomus</i> (Vell.) P.S. Green			4
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	1		
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.*	6		9
Rosaceae	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	5	3	4
Rubiaceae	<i>Bathysa meridionalis</i> Sm. & Downs	1		5
	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltd.	4	3	1
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	7	2	1
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.			23
	<i>Cupania vernalis</i> Camb.			1
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	1	1	1
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.			2
Solanaceae	<i>Solanum bullatum</i> Vell.			2
	<i>Solanum erianthum</i> D.Don	1	1	
	<i>Solanum inaequale</i> Vell.	4		3
Tiliaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	6	4	6
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume			1
Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	1		3
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	13	5	11
	<i>Vitex polygama</i> Cham.	2	1	3
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	1		
	Exótica 1*	5		
	Não identificadas	5	2	2
	Total	1157	274	996

Apêndice 2. Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 25 cm) na Área 1 da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); AB: área basal (m²); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	N	DA	DR	AB	DoA	DoR
<i>Alchornea sidifolia</i>	205	23,89	17,72	21,81	2,54	17,45
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	145	16,90	12,53	14,30	1,67	11,45
<i>Croton floribundus</i>	143	16,67	12,36	11,98	1,40	9,59
<i>Cordia ecalyculata</i>	55	6,41	4,75	4,72	0,55	3,78
<i>Eucalyptus</i> sp. *	41	4,78	3,54	10,85	1,26	8,68
<i>Cecropia glazioni</i>	40	4,66	3,46	3,04	0,35	2,43
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> *	37	4,31	3,20	2,21	0,26	1,77
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	30	3,50	2,59	2,70	0,31	2,16
<i>Cedrela fissilis</i>	24	2,80	2,07	3,38	0,39	2,71
<i>Cordia trichotoma</i>	24	2,80	2,07	1,75	0,20	1,40
<i>Ficus insipida</i>	23	2,68	1,99	5,99	0,70	4,79
<i>Machaerium nycitans</i>	23	2,68	1,99	2,99	0,35	2,39
<i>Alchornea triplinervia</i>	21	2,45	1,82	3,08	0,36	2,47
<i>Chorisia speciosa</i> *	21	2,45	1,82	2,97	0,35	2,38
<i>Casearia sylvestris</i>	19	2,21	1,64	1,28	0,15	1,03
<i>Ocotea puberula</i>	17	1,98	1,47	1,99	0,23	1,59
<i>Nectandra puberula</i>	16	1,86	1,38	1,87	0,22	1,49
<i>Citharexylum myrianthum</i>	13	1,52	1,12	1,20	0,14	0,96
<i>Tipuana tipu</i> *	12	1,40	1,04	1,43	0,17	1,14
<i>Caesalpinia pluviosa</i> *	10	1,17	0,86	0,86	0,10	0,69
<i>Ficus microcarpa</i> *	10	1,17	0,86	1,84	0,21	1,47
<i>Machaerium villosum</i>	10	1,17	0,86	1,24	0,14	0,99
<i>Maytenus evonymoides</i>	10	1,17	0,86	0,58	0,07	0,46
<i>Protium widgenii</i>	9	1,05	0,78	0,68	0,08	0,54
<i>Rollinia sericea</i>	8	0,93	0,69	0,69	0,08	0,55
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	8	0,93	0,69	0,51	0,06	0,41
<i>Ficus luschnatiana</i>	7	0,82	0,61	0,74	0,09	0,59
<i>Inga sessilis</i>	7	0,82	0,61	0,50	0,06	0,40
<i>Pera glabrata</i>	7	0,82	0,61	0,94	0,11	0,75
<i>Tibouchina granulosa</i> *	7	0,82	0,61	0,55	0,06	0,44
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	7	0,82	0,61	1,22	0,14	0,97
<i>Andira anthelmia</i>	6	0,70	0,52	0,51	0,06	0,41
<i>Ficus hirsuta</i>	6	0,70	0,52	0,72	0,08	0,58
<i>Hovenia dulcis</i> *	6	0,70	0,52	0,42	0,05	0,33
<i>Luebea grandiflora</i>	6	0,70	0,52	0,49	0,06	0,39
<i>Nectandra grandiflora</i>	6	0,70	0,52	0,47	0,05	0,38
<i>Rollinia sylvatica</i>	6	0,70	0,52	0,45	0,05	0,36
<i>Cabralea canjerana</i>	5	0,58	0,43	0,64	0,07	0,51
Exótica 1 *	5	0,58	0,43	0,40	0,05	0,32
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i>	5	0,58	0,43	0,50	0,06	0,40
<i>Myrcia</i> sp. 1	5	0,58	0,43	0,46	0,05	0,37
não identificadas	5	0,58	0,43	0,49	0,06	0,39
<i>Prunus sellowii</i>	5	0,58	0,43	0,43	0,05	0,34
<i>Aniba firmula</i>	4	0,47	0,35	0,38	0,04	0,31
<i>Cordia sellowiana</i>	4	0,47	0,35	0,23	0,03	0,19
<i>Guetarda viburnoides</i>	4	0,47	0,35	0,28	0,03	0,22
<i>Solanum inaequale</i>	4	0,47	0,35	0,27	0,03	0,21

Apêndice 2 (cont.). Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 25 cm) na Área 1 da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); AB: área basal (m²); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	N	DA	DR	AB	DoA	DoR
<i>Tapirira guianensis</i>	4	0,47	0,35	0,52	0,06	0,42
<i>Anadenanthera colubrina</i>	3	0,35	0,26	1,25	0,15	1,00
<i>Nectandra oppositifolia</i>	3	0,35	0,26	0,52	0,06	0,41
<i>Persea americana</i> *	3	0,35	0,26	0,33	0,04	0,26
<i>Aiouea saligna</i>	2	0,23	0,17	0,18	0,02	0,14
<i>Campomanesia guaviroba</i>	2	0,23	0,17	0,19	0,02	0,16
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2	0,23	0,17	0,38	0,04	0,30
<i>Eugenia cerasiflora</i>	2	0,23	0,17	0,12	0,01	0,09
<i>Gochnatia polymorpha</i>	2	0,23	0,17	0,12	0,01	0,10
<i>Machaerium aculeatum</i>	2	0,23	0,17	0,31	0,04	0,25
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	0,23	0,17	0,14	0,02	0,11
<i>Mollinedia schottiana</i>	2	0,23	0,17	0,15	0,02	0,12
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	2	0,23	0,17	0,26	0,03	0,21
<i>Vitex polygama</i>	2	0,23	0,17	0,15	0,02	0,12
<i>Zollernia ilicifolia</i>	2	0,23	0,17	0,16	0,02	0,13
<i>Aegiphila sellowiana</i>	1	0,12	0,09	0,05	0,01	0,04
<i>Bathysa meridionalis</i>	1	0,12	0,09	0,08	0,01	0,06
<i>Campomanesia</i> aff. <i>warmingiana</i>	1	0,12	0,09	0,10	0,01	0,08
<i>Casearia decandra</i>	1	0,12	0,09	0,07	0,01	0,06
<i>Casearia gossypiosperma</i>	1	0,12	0,09	0,08	0,01	0,06
<i>Cecropia hololeuca</i>	1	0,12	0,09	0,08	0,01	0,06
<i>Centrolobium tomentosum</i>	1	0,12	0,09	0,12	0,01	0,09
<i>Clethra scabra</i>	1	0,12	0,09	0,14	0,02	0,11
<i>Ficus elastica</i> *	1	0,12	0,09	0,38	0,04	0,31
<i>Guapira opposita</i>	1	0,12	0,09	0,08	0,01	0,07
<i>Inga marginata</i>	1	0,12	0,09	0,06	0,01	0,05
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	0,12	0,09	0,06	0,01	0,05
<i>Maytenus evomyoides</i>	1	0,12	0,09	0,06	0,01	0,05
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	1	0,12	0,09	0,05	0,01	0,04
<i>Myrcia laruotteana</i>	1	0,12	0,09	0,05	0,01	0,04
<i>Myrcia longipes</i>	1	0,12	0,09	0,07	0,01	0,06
<i>Ocotea laxa</i>	1	0,12	0,09	0,16	0,02	0,12
<i>Palmae exótica</i> *	1	0,12	0,09	0,09	0,01	0,07
<i>Persea pyrifolia</i>	1	0,12	0,09	0,07	0,01	0,06
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> *	1	0,12	0,09	0,19	0,02	0,15
<i>Pterocarpus rohrii</i>	1	0,12	0,09	0,23	0,03	0,18
<i>Rapanea ferruginea</i>	1	0,12	0,09	0,05	0,01	0,04
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	1	0,12	0,09	0,17	0,02	0,14
<i>Sapium glandulatum</i>	1	0,12	0,09	0,05	0,01	0,04
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1	0,12	0,09	0,07	0,01	0,06
<i>Senna multijuga</i>	1	0,12	0,09	0,06	0,01	0,05
<i>Sloanea monosperma</i>	1	0,12	0,09	0,05	0,01	0,04
<i>Solanum erianthum</i>	1	0,12	0,09	0,06	0,01	0,05
<i>Spathodea campanulata</i> *	1	0,12	0,09	0,16	0,02	0,13
<i>Vernonia discolor</i>	1	0,12	0,09	0,09	0,01	0,07
<i>Vochysia tucanorum</i>	1	0,12	0,09	0,12	0,01	0,09
Total	1157	134,85	100,00	124,96	14,56	100,00

Apêndice 3. Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 25 cm) na Área 1a (mais antiga) e na Área 1r (mais recente) da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	Área 1a					Área 1r				
	N	DA	DR	DoA	DoR	N	DA	DR	DoA	DoR
<i>Alchornea sidifolia</i>	203	32,17	21,95	3,44	22,30	2	0,88	0,86	0,05	0,38
<i>Croton floribundus</i>	140	22,19	15,14	1,86	12,05	3	1,32	1,29	0,11	0,91
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	90	14,26	9,73	1,53	9,89	55	24,23	23,71	2,06	16,92
<i>Cordia ecalyculata</i>	55	8,72	5,95	0,75	4,85					
<i>Cecropia glaziovii</i>	37	5,86	4,00	0,45	2,94	3	1,32	1,29	0,08	0,65
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	34	5,39	3,68	0,32	2,09	3	1,32	1,29	0,07	0,62
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	29	4,60	3,14	0,42	2,71	1	0,44	0,43	0,03	0,22
<i>Ficus insipida</i>	23	3,65	2,49	0,95	6,15					
<i>Alchornea triplinervia</i>	21	3,33	2,27	0,49	3,17					
<i>Cedrela fissilis</i>	20	3,17	2,16	0,42	2,73	4	1,76	1,72	0,32	2,62
<i>Machaerium nycitans</i>	18	2,85	1,95	0,37	2,37	5	2,20	2,16	0,30	2,47
<i>Casearia sylvestris</i>	18	2,85	1,95	0,19	1,26	1	0,44	0,43	0,02	0,20
<i>Nectandra puberula</i>	15	2,38	1,62	0,28	1,83	1	0,44	0,43	0,04	0,33
<i>Ocotea puberula</i>	11	1,74	1,19	0,24	1,58	6	2,64	2,59	0,20	1,65
<i>Maytenus evonymoides</i>	11	1,74	1,19	0,10	0,66					
<i>Machaerium villosum</i>	10	1,58	1,08	0,20	1,27					
<i>Protium widgrenii</i>	9	1,43	0,97	0,11	0,70					
<i>Rollinia sericea</i>	8	1,27	0,86	0,11	0,71					
<i>Ficus luscianiana</i>	7	1,11	0,76	0,12	0,76					
<i>Inga sessilis</i>	7	1,11	0,76	0,08	0,52					
<i>Pera glabrata</i>	7	1,11	0,76	0,15	0,96					
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	7	1,11	0,76	0,19	1,25					
<i>Citharexylum myrianthum</i>	6	0,95	0,65	0,09	0,59	7	3,08	3,02	0,28	2,26
<i>Andira anthelmia</i>	6	0,95	0,65	0,08	0,53					
<i>Ficus hirsuta</i>	6	0,95	0,65	0,11	0,74					
<i>Luebea grandiflora</i>	6	0,95	0,65	0,08	0,50					
<i>Nectandra grandiflora</i>	6	0,95	0,65	0,07	0,48					
<i>Rollinia sylvatica</i>	6	0,95	0,65	0,07	0,46					
<i>Eucalyptus</i> sp.	5	0,79	0,54	0,42	2,75	36	15,86	15,52	3,60	29,60
<i>Cabralea canjerana</i>	5	0,79	0,54	0,10	0,66					
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i>	5	0,79	0,54	0,08	0,51					
<i>Myrcia</i> sp. 1	5	0,79	0,54	0,07	0,47					
não identificada	5	0,79	0,54	0,08	0,50					
<i>Prunus sellowii</i>	5	0,79	0,54	0,07	0,44					
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	4	0,63	0,43	0,04	0,25	4	1,76	1,72	0,12	0,95
<i>Aniba firmula</i>	4	0,63	0,43	0,06	0,39					
<i>Cordia sellowiana</i>	4	0,63	0,43	0,04	0,24					
<i>Guettarda viburnoides</i>	4	0,63	0,43	0,04	0,28					
<i>Tapirira guianensis</i>	4	0,63	0,43	0,08	0,54					
<i>Cordia trichotoma</i>	3	0,48	0,32	0,04	0,24	21	9,25	9,05	0,67	5,49
<i>Chorisia speciosa</i>	3	0,48	0,32	0,05	0,30	18	7,93	7,76	1,18	9,70
<i>Solanum inaequale</i>	3	0,48	0,32	0,03	0,19	1	0,44	0,43	0,03	0,29
<i>Anadenanthera colubrina</i>	3	0,48	0,32	0,20	1,29					
<i>Nectandra oppositifolia</i>	3	0,48	0,32	0,08	0,53					

Apêndice 3 (cont.). Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 25 cm) na Área 1a (mais antiga) e na Área 1r (mais recente) da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	Área 1a					Área 1r				
	N	DA	DR	DoA	DoR	N	DA	DR	DoA	DoR
<i>Aiunea saligna</i>	2	0,32	0,22	0,03	0,18					
<i>Campomanesia guaviroba</i>	2	0,32	0,22	0,03	0,20					
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2	0,32	0,22	0,06	0,39					
<i>Eugenia cerasiflora</i>	2	0,32	0,22	0,02	0,12					
<i>Machaerium aculeatum</i>	2	0,32	0,22	0,05	0,32					
<i>Machaerium stipitatum</i>	2	0,32	0,22	0,02	0,14					
<i>Mollinedia schottiana</i>	2	0,32	0,22	0,02	0,16					
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	2	0,32	0,22	0,04	0,27					
<i>Vitex polygama</i>	2	0,32	0,22	0,02	0,16					
<i>Zollernia ilicifolia</i>	2	0,32	0,22	0,03	0,17					
<i>Hovenia dulcis</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,05	5	2,20	2,16	0,16	1,32
<i>Gochnatia polymorpha</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,06	1	0,44	0,43	0,03	0,22
<i>Aegiphila sellowiana</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,05					
<i>Bathysa meridionalis</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,08					
<i>Campomanesia aff. warmingiana</i>	1	0,16	0,11	0,02	0,10					
<i>Casearia decandra</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,08					
<i>Cecropia hololeuca</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,08					
<i>Clethra scabra</i>	1	0,16	0,11	0,02	0,14					
<i>Guapira opposita</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,09					
<i>Inga marginata</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,07					
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,06					
<i>Myrcia larnotteana</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,05					
<i>Myrcia longipes</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,07					
<i>Ocotea laxa</i>	1	0,16	0,11	0,02	0,16					
<i>Persea pyrifolia</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,07					
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	1	0,16	0,11	0,03	0,20					
<i>Pterocarpus rohrii</i>	1	0,16	0,11	0,04	0,24					
<i>Rapanea ferruginea</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,05					
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	1	0,16	0,11	0,03	0,17					
<i>Sapium glandulatum</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,05					
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,07					
<i>Sloanea monosperma</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,05					
<i>Vernonia discolor</i>	1	0,16	0,11	0,01	0,09					
<i>Vochysia tucanorum</i>	1	0,16	0,11	0,02	0,12					
<i>Tipuana tipu</i>						12	5,29	5,17	0,63	5,16
<i>Caesalpinia pluviosa</i>						10	4,41	4,31	0,38	3,13
<i>Ficus microcarpa</i>						10	4,41	4,31	0,81	6,67
<i>Tibouchina granulosa</i>						7	3,08	3,02	0,24	1,98
Exótica 1						5	2,20	2,16	0,18	1,46
<i>Persea americana</i>						3	1,32	1,29	0,14	1,19
<i>Casearia gossypiosperma</i>						1	0,44	0,43	0,04	0,29
<i>Centrolobium tomentosum</i>						1	0,44	0,43	0,05	0,42
<i>Ficus elastica</i>						1	0,44	0,43	0,17	1,38
<i>Miconia cinnamomifolia</i>						1	0,44	0,43	0,02	0,18

Apêndice 3 (cont.). Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 25 cm) na Área 1a (mais antiga) e na Área 1r (mais recente) da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	Área 1a					Área 1r				
	N	DA	DR	DoA	DoR	N	DA	DR	DoA	DoR
Palmae exótica	1	0,44	0,43	0,04	0,32					
<i>Senna multijuga</i>	1	0,44	0,43	0,03	0,21					
<i>Solanum erianthum</i>	1	0,44	0,43	0,03	0,23					
<i>Spathodea campanulata</i>	1	0,44	0,43	0,07	0,58					
Total	925	146,59	100,00	15,43	100,00	232	102,20	100,00	12,17	100,00

Apêndice 4. Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 9,5 cm) na Área 2 da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); AB: área basal (m²); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	N	DA	DR	AB	DoA	DoR
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> *	222	111,56	17,48	4,22	2,12	8,43
<i>Cordia ecalyculata</i>	125	62,81	9,84	4,02	2,02	8,04
<i>Alchornea sidifolia</i>	107	53,77	8,43	6,91	3,47	13,82
<i>Croton floribundus</i>	71	35,68	5,59	4,00	2,01	8,01
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	53	26,63	4,17	1,61	0,81	3,22
<i>Cecropia glaziovii</i>	46	23,12	3,62	2,06	1,03	4,12
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	43	21,61	3,39	1,57	0,79	3,15
<i>Maytenus evonymoides</i>	42	21,11	3,31	1,01	0,51	2,03
<i>Casearia sylvestris</i>	34	17,09	2,68	0,83	0,42	1,66
<i>Cedrela fissilis</i>	34	17,09	2,68	2,49	1,25	4,98
<i>Cupania oblongifolia</i>	23	11,56	1,81	0,36	0,18	0,71
<i>Eugenia cerasiflora</i>	23	11,56	1,81	0,61	0,31	1,22
<i>Sorocea bonplandii</i>	21	10,55	1,65	0,45	0,23	0,91
<i>Sebastiania serrata</i>	19	9,55	1,50	0,30	0,15	0,61
<i>Ficus insipida</i>	17	8,54	1,34	1,24	0,62	2,48
<i>Citharexylum myrianthum</i>	16	8,04	1,26	0,76	0,38	1,51
<i>Gnarea macrophylla</i>	16	8,04	1,26	0,22	0,11	0,44
<i>Machaerium nycitans</i>	15	7,54	1,18	1,11	0,56	2,23
<i>Protium widgerii</i>	15	7,54	1,18	0,43	0,22	0,86
<i>Myrcia</i> sp. 1	13	6,53	1,02	0,56	0,28	1,12
<i>Andira anthelmia</i>	12	6,03	0,94	0,65	0,33	1,30
<i>Machaerium villosum</i>	12	6,03	0,94	1,07	0,54	2,13
<i>Rollinia sericea</i>	11	5,53	0,87	0,33	0,17	0,66
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	11	5,53	0,87	0,57	0,29	1,14
<i>Caesalpinia pluviosa</i> *	10	5,03	0,79	0,87	0,44	1,75
<i>Luehea grandiflora</i>	10	5,03	0,79	0,46	0,23	0,92
<i>Cyathea delgadii</i>	9	4,52	0,71	0,13	0,07	0,26
<i>Hovenia dulcis</i> *	9	4,52	0,71	0,16	0,08	0,33
<i>Mollinedia schottiana</i>	9	4,52	0,71	0,34	0,17	0,68
<i>Chorisia speciosa</i> *	8	4,02	0,63	0,43	0,21	0,85
<i>Myrcia laruotteana</i>	8	4,02	0,63	0,16	0,08	0,32
<i>Alchornea triplinervia</i>	7	3,52	0,55	0,78	0,39	1,56
<i>Inga sessilis</i>	7	3,52	0,55	0,18	0,09	0,37
<i>Prunus sellowii</i>	7	3,52	0,55	0,38	0,19	0,76
<i>Rollinia sylvatica</i>	7	3,52	0,55	0,30	0,15	0,61
<i>Tibouchina granulosa</i> *	7	3,52	0,55	0,22	0,11	0,45
<i>Tipuana tipu</i> *	7	3,52	0,55	0,76	0,38	1,51
<i>Aniba firmula</i>	5	2,51	0,39	0,25	0,13	0,50
<i>Bathysa meridionalis</i>	5	2,51	0,39	0,11	0,05	0,22
<i>Eugenia sphenophylla</i>	5	2,51	0,39	0,05	0,02	0,09
<i>Leucaena leucocephala</i> *	5	2,51	0,39	0,06	0,03	0,13
<i>Machaerium stipitatum</i>	5	2,51	0,39	0,18	0,09	0,35
<i>Ocotea laxa</i>	5	2,51	0,39	0,10	0,05	0,20
<i>Ocotea puberula</i>	5	2,51	0,39	0,38	0,19	0,76
<i>Persea americana</i> *	5	2,51	0,39	0,31	0,15	0,61
<i>Azorea saligna</i>	4	2,01	0,31	0,19	0,10	0,39
<i>Cordia sellowiana</i>	4	2,01	0,31	0,13	0,06	0,25

Apêndice 4 (cont.). Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 9,5 cm) na Área 2 da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); AB: área basal (m²); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	N	DA	DR	AB	DoA	DoR
<i>Endlicheria paniculata</i>	4	2,01	0,31	0,13	0,06	0,26
<i>Gnatteria australis</i>	4	2,01	0,31	0,05	0,02	0,09
<i>Guetarda viburnoides</i>	4	2,01	0,31	0,24	0,12	0,48
<i>Linociera arborea</i>	4	2,01	0,31	0,07	0,04	0,15
não identificadas	4	2,01	0,31	0,35	0,18	0,70
<i>Nectandra oppositifolia</i>	4	2,01	0,31	0,27	0,14	0,54
<i>Nectandra puberula</i>	4	2,01	0,31	0,12	0,06	0,23
<i>Sapium glandulatum</i>	4	2,01	0,31	0,06	0,03	0,12
<i>Vitex polygama</i>	4	2,01	0,31	0,18	0,09	0,36
<i>Aegiphila sellowiana</i>	3	1,51	0,24	0,04	0,02	0,07
<i>Cabrlea canjerana</i>	3	1,51	0,24	0,10	0,05	0,20
<i>Dictyosperma album</i> *	3	1,51	0,24	0,13	0,06	0,25
<i>Eucalyptus</i> sp. *	3	1,51	0,24	1,23	0,62	2,46
<i>Ficus hirsuta</i>	3	1,51	0,24	0,16	0,08	0,33
<i>Ficus luschnatiana</i>	3	1,51	0,24	0,12	0,06	0,23
<i>Maytenus robusta</i>	3	1,51	0,24	0,08	0,04	0,16
<i>Schinus terebinthifolius</i>	3	1,51	0,24	0,12	0,06	0,23
<i>Solanum inaequale</i>	3	1,51	0,24	0,08	0,04	0,17
<i>Tapirira guianensis</i>	3	1,51	0,24	0,12	0,06	0,24
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	1,51	0,24	0,26	0,13	0,51
<i>Calyptranthes concinna</i>	2	1,01	0,16	0,02	0,01	0,04
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	2	1,01	0,16	0,02	0,01	0,04
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2	1,01	0,16	0,03	0,01	0,05
<i>Jacaranda puberula</i>	2	1,01	0,16	0,02	0,01	0,05
<i>Machaerium aculeatum</i>	2	1,01	0,16	0,03	0,02	0,07
<i>Mangifera indica</i> *	2	1,01	0,16	0,03	0,01	0,06
<i>Matayba elaeagnoides</i>	2	1,01	0,16	0,07	0,03	0,13
<i>Sloanea monosperma</i>	2	1,01	0,16	0,07	0,04	0,14
<i>Solanum bullatum</i>	2	1,01	0,16	0,05	0,02	0,09
<i>Spathodea campanulata</i> *	2	1,01	0,16	0,17	0,08	0,34
<i>Actinostemon concolor</i>	1	0,50	0,08	0,01	0,01	0,02
<i>Campomanesia</i> aff. <i>warmingiana</i>	1	0,50	0,08	0,10	0,05	0,19
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	0,50	0,08	0,02	0,01	0,04
<i>Casearia decandra</i>	1	0,50	0,08	0,01	0,01	0,03
<i>Cecropia hololeuca</i>	1	0,50	0,08	0,08	0,04	0,16
<i>Clethra scabra</i>	1	0,50	0,08	0,14	0,07	0,28
<i>Cupania vernalis</i>	1	0,50	0,08	0,04	0,02	0,07
<i>Engenia</i> aff. <i>involuta</i>	1	0,50	0,08	0,02	0,01	0,04
<i>Gomidesia</i> sp.1	1	0,50	0,08	0,01	0,01	0,02
<i>Inga marginata</i>	1	0,50	0,08	0,02	0,01	0,04
<i>Lamanonia ternata</i>	1	0,50	0,08	0,01	0,01	0,02
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i>	1	0,50	0,08	0,05	0,03	0,10
<i>Myrcengenia ovata</i>	1	0,50	0,08	0,01	0,01	0,02
<i>Myrcia multiflora</i>	1	0,50	0,08	0,03	0,02	0,07
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	0,50	0,08	0,20	0,10	0,41
Palmae exótica *	1	0,50	0,08	0,09	0,04	0,18

Apêndice 4 (cont.). Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 9,5 cm) na Área 2 da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); AB: área basal (m²); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	N	DA	DR	AB	DoA	DoR
<i>Persea pyrifolia</i>	1	0,50	0,08	0,07	0,04	0,14
<i>Piptocarpha axillaris</i>	1	0,50	0,08	0,02	0,01	0,04
<i>Rapanea ferruginea</i>	1	0,50	0,08	0,02	0,01	0,04
<i>Rapanea umbellata</i>	1	0,50	0,08	0,03	0,01	0,05
<i>Schefflera actinophylla</i>	1	0,50	0,08	0,01	0,00	0,02
<i>Solanum erianthum</i>	1	0,50	0,08	0,06	0,03	0,12
<i>Tabebuia chrisotrycha</i> *	1	0,50	0,08	0,01	0,01	0,03
<i>Tabebuia ochracea</i> *	1	0,50	0,08	0,01	0,00	0,02
<i>Trema micrantha</i>	1	0,50	0,08	0,02	0,01	0,04
<i>Vernonia discolor</i>	1	0,50	0,08	0,09	0,04	0,17
<i>Zollernia ilicifolia</i>	1	0,50	0,08	0,08	0,04	0,17
Total	1270	638,19	100,00	49,98	25,11	100,00

Apêndice 5. Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 9,5 cm) na Área 2a (mais antiga) e na Área 2r (mais recente) da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	Área 2a					Área 2r				
	N	DA	DR	DoA	DoR	N	DA	DR	DoA	DoR
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	203	133,54	19,08	2,50	8,91	19	40,17	9,22	0,89	5,70
<i>Cordia ecalyculata</i>	123	80,91	11,56	2,62	9,34	2	4,23	0,97	0,09	0,55
<i>Alchornea sidifolia</i>	94	61,83	8,83	4,38	15,64	13	27,48	6,31	0,51	3,28
<i>Croton floribundus</i>	70	46,05	6,58	2,62	9,35	1	2,11	0,49	0,05	0,33
<i>Maytenus evonymoides</i>	41	26,97	3,85	0,66	2,37	1	2,11	0,49	0,02	0,10
<i>Casearia sylvestris</i>	34	22,37	3,20	0,55	1,95					
<i>Cedrela fissilis</i>	33	21,71	3,10	1,61	5,75	1	2,11	0,49	0,09	0,55
<i>Cecropia glaziovii</i>	32	21,05	3,01	1,04	3,71	14	29,60	6,80	1,01	6,45
<i>Cupania oblongifolia</i>	23	15,13	2,16	0,23	0,84					
<i>Eugenia cerasiflora</i>	23	15,13	2,16	0,40	1,43					
<i>Sorocea bonplandii</i>	21	13,81	1,97	0,30	1,06					
<i>Sebastiania serrata</i>	19	12,50	1,79	0,20	0,71					
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	18	11,84	1,69	0,52	1,85	35	74,00	16,99	1,74	11,13
<i>Ficus insipida</i>	17	11,18	1,60	0,82	2,92					
<i>Guarea macrophylla</i>	16	10,52	1,50	0,14	0,52					
<i>Machaerium nycitans</i>	15	9,87	1,41	0,73	2,61					
<i>Protium widgeonii</i>	15	9,87	1,41	0,28	1,01					
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	14	9,21	1,32	0,44	1,56	29	61,31	14,08	1,93	12,34
<i>Myrcia</i> sp. 1	13	8,55	1,22	0,37	1,32					
<i>Andira anthelmia</i>	12	7,89	1,13	0,43	1,53					
<i>Rollinia sericea</i>	11	7,24	1,03	0,22	0,78					
<i>Luehea grandiflora</i>	10	6,58	0,94	0,30	1,08					
<i>Cyathea delgadii</i>	9	5,92	0,85	0,09	0,31					
<i>Mollinedia schottiana</i>	9	5,92	0,85	0,22	0,80					
<i>Machaerium villosum</i>	8	5,26	0,75	0,63	2,25	4	8,46	1,94	0,23	1,44
<i>Myrcia laruoiteana</i>	8	5,26	0,75	0,10	0,37					
<i>Alchornea triplinervia</i>	7	4,60	0,66	0,51	1,84					
<i>Inga sessilis</i>	7	4,60	0,66	0,12	0,43					
<i>Prunus sellowii</i>	7	4,60	0,66	0,25	0,89					
<i>Rollinia sylvatica</i>	7	4,60	0,66	0,20	0,72					
<i>Chorisia speciosa</i>	6	3,95	0,56	0,22	0,79	2	4,23	0,97	0,19	1,23
<i>Aniba firmula</i>	5	3,29	0,47	0,16	0,58					
<i>Bathysa meridionalis</i>	5	3,29	0,47	0,07	0,26					
<i>Eugenia spbenophylla</i>	5	3,29	0,47	0,03	0,11					
<i>Machaerium stipitatum</i>	5	3,29	0,47	0,12	0,42					
<i>Ocotea laxa</i>	5	3,29	0,47	0,07	0,24					
<i>Aiunea saligna</i>	4	2,63	0,38	0,13	0,45					
<i>Chionanthus trichotomus</i>	4	2,63	0,38	0,05	0,17					
<i>Cordia sellowiana</i>	4	2,63	0,38	0,08	0,30					
<i>Endlicheria paniculata</i>	4	2,63	0,38	0,08	0,30					
<i>Guatteria australis</i>	4	2,63	0,38	0,03	0,11					
<i>Guetarda viburnoides</i>	4	2,63	0,38	0,16	0,57					
não identificada	4	2,63	0,38	0,23	0,82					
<i>Nectandra oppositifolia</i>	4	2,63	0,38	0,18	0,63					

Apêndice 5 (cont.). Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 9,5 cm) na Área 2a (mais antiga) e na Área 2r (mais recente) da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	Área 2a					Área 2r				
	N	DA	DR	DoA	DoR	N	DA	DR	DoA	DoR
<i>Nectandra puberula</i>	4	2,63	0,38	0,08	0,27					
<i>Vitex polygama</i>	4	2,63	0,38	0,12	0,42					
<i>Aegiphila sellowiana</i>	3	1,97	0,28	0,02	0,09					
<i>Cabralea canjerana</i>	3	1,97	0,28	0,07	0,24					
<i>Eucalyptus</i> sp.	3	1,97	0,28	0,81	2,89					
<i>Ficus hirsuta</i>	3	1,97	0,28	0,11	0,39					
<i>Ficus luschnatiana</i>	3	1,97	0,28	0,08	0,27					
<i>Maytenus robusta</i>	3	1,97	0,28	0,05	0,18					
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	1,97	0,28	0,10	0,36	8	16,91	3,88	0,88	5,64
<i>Tapirina guianensis</i>	3	1,97	0,28	0,08	0,28					
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	1,97	0,28	0,17	0,60					
<i>Calyptanthus concinna</i>	2	1,32	0,19	0,01	0,05					
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	2	1,32	0,19	0,01	0,05					
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2	1,32	0,19	0,02	0,06					
<i>Jacaranda puberula</i>	2	1,32	0,19	0,02	0,06					
<i>Machaerium aculeatum</i>	2	1,32	0,19	0,02	0,08					
<i>Matayba elaeagnoides</i>	2	1,32	0,19	0,04	0,16					
<i>Ocotea puberula</i>	2	1,32	0,19	0,16	0,57	3	6,34	1,46	0,28	1,82
<i>Sapium glandulatum</i>	2	1,32	0,19	0,01	0,05	2	4,23	0,97	0,08	0,51
<i>Sloanea monosperma</i>	2	1,32	0,19	0,05	0,17					
<i>Solanum bullatum</i>	2	1,32	0,19	0,03	0,11					
<i>Tibouchina granulosa</i>	2	1,32	0,19	0,07	0,24	5	10,57	2,43	0,26	1,64
<i>Actinostemon concolor</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,03					
<i>Campomanesia</i> aff. <i>warmingiana</i>	1	0,66	0,09	0,06	0,23					
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,05					
<i>Casearia decandra</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,03					
<i>Cecropia hololeuca</i>	1	0,66	0,09	0,05	0,19					
<i>Citbarexylum myrianthum</i>	1	0,66	0,09	0,04	0,15	15	31,71	7,28	1,46	9,38
<i>Clethra scabra</i>	1	0,66	0,09	0,09	0,33					
<i>Cupania vernalis</i>	1	0,66	0,09	0,02	0,08					
<i>Eugenia</i> aff. <i>involucrata</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,05					
<i>Gomidesia</i> sp.1	1	0,66	0,09	0,01	0,03					
<i>Hovenia dulcis</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,04	8	16,91	3,88	0,31	1,99
<i>Inga marginata</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,05					
<i>Lamanonia ternata</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,03					
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i>	1	0,66	0,09	0,03	0,12					
<i>Myrcogenia ovata</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,02					
<i>Myrcia multiflora</i>	1	0,66	0,09	0,02	0,08					
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	0,66	0,09	0,13	0,48					
<i>Persea pyrifolia</i>	1	0,66	0,09	0,05	0,17					
<i>Piptocarpha axillaris</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,04					
<i>Rapanea umbellata</i>	1	0,66	0,09	0,02	0,06					
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1	0,66	0,09	0,05	0,16	2	4,23	0,97	0,10	0,62
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,03					

Apêndice 5 (cont.). Descritores quantitativos das espécies de árvores (DAP > 9,5 cm) na Área 2a (mais antiga) e na Área 2r (mais recente) da Reserva Florestal da CUASO. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta (indivíduos/hectare); DR: densidade relativa (%); DoA: dominância absoluta (m²/hectare); DoR: dominância relativa (%). * = espécies exóticas ou provavelmente introduzidas na Reserva.

Espécie	Área 2a					Área 2r				
	N	DA	DR	DoA	DoR	N	DA	DR	DoA	DoR
<i>Tabebuia ochracea</i>	1	0,66	0,09	0,01	0,02					
<i>Vernonia discolor</i>	1	0,66	0,09	0,06	0,20					
<i>Zollernia ilicifolia</i>	1	0,66	0,09	0,05	0,19					
<i>Caesalpinia pluviosa</i>						10	21,14	4,85	1,85	11,83
<i>Dictyosperma album</i>						3	6,34	1,46	0,27	1,71
<i>Lencaena leucocephala</i>						5	10,57	2,43	0,13	0,85
<i>Mangifera indica</i>						2	4,23	0,97	0,06	0,38
Palmae exótica						1	2,11	0,49	0,19	1,19
<i>Persea americana</i>						5	10,57	2,43	0,65	4,15
<i>Rapanea ferruginea</i>						1	2,11	0,49	0,04	0,28
<i>Schefflera actinophylla</i>						1	2,11	0,49	0,02	0,12
<i>Solanum erianthum</i>						1	2,11	0,49	0,13	0,84
<i>Solanum inaequale</i>						3	6,34	1,46	0,18	1,13
<i>Spathodea campanulata</i>						2	4,23	0,97	0,36	2,28
<i>Tipuana tipu</i>						7	14,80	3,40	1,60	10,25
<i>Trema micrantha</i>						1	2,11	0,49	0,05	0,30
Total	1064	699,91	100,00	28,02	100,00	206	435,52	100,00	15,61	100,00

Apêndice 6 - Descrição do modelo de simulação da floresta da Reserva da CUASO

CUAKIA foi baseado em KIAMBRAM, um modelo desenvolvido para simular uma floresta subtropical na Austrália (Shugart *et al.* 1980). KIAMBRAM foi derivado de FORET, um modelo para florestas decíduas no leste dos EUA (Shugart & West 1977), por sua vez derivado de JABOWA (Botkin *et al.* 1972b, a), que pode ser considerado o *gap model* original.

Várias modificações feitas em FORET para dar origem a KIAMBRAM, sob a forma de novas sub-rotinas, foram retiradas para dar origem a CUAKIA, tornando-o mais simples e mais parecido com FORET e o próprio JABOWA. Além das 3 sub-rotinas principais originais (Morte, Crescimento e Estabelecimento), KIAMBRAM ainda possuía sub-rotinas para a formação de clareiras (“Chablis”) e para a simulação de hemiepífitas estrangulantes (“Strgle”), que foram retiradas em CUAKIA. Outra sub-rotina de KIAMBRAM, Corte, que permite a simulação de corte seletivo de madeira, foi mantida em CUAKIA.

Desta forma, CUAKIA é um modelo bastante simples, e muito próximo, em sua estrutura, aos *gap models* originais. Sua estrutura foi deliberadamente mantida neste nível de simplicidade (implicando em baixo realismo), a fim de se explorar a utilidade destes modelos simples de simulação da dinâmica no entendimento da sucessão em florestas relativamente pouco conhecidas em termos de estimativas de valores numéricos para parâmetros, como é a floresta da Reserva da CUASO.

CUAKIA, assim como os outros *gap models* tradicionais, simula um trecho de floresta (parcela) de 0,05 ha (correspondente a um quadrado de 22,36 m de lado, assim como em KIAMBRAM), em que se assume que toda árvore compete por recursos com todas as outras árvores presentes. Dentro da parcela não há heterogeneidade espacial horizontal. Cada árvore é simulada individualmente.

A Figura 50 mostra as relações entre as diversas sub-rotinas do programa e a ordem em que são executadas. Cada uma das sub-rotinas é descrita a seguir.

ENTRADA DE DADOS - o modelo exige que lhe sejam fornecidos valores de parâmetros, para que possa ser executado. Estes valores são utilizados nos cálculos que fazem parte do modelo. Dois tipos básicos de parâmetros são exigidos: (1) parâmetros mais gerais, que estabelecem condições de funcionamento da floresta como um todo, chamados aqui de “parâmetros de parcela” e (2) “parâmetros de espécie”. Os principais parâmetros de CUAKIA são explicados mais abaixo, em cada uma respectivas sub-rotinas, à medida em que uma explicação se faz necessária. Explicações mais detalhadas podem ser encontradas em Shugart *et al.* (1980).

Figura 50. Fluxograma geral de chamada de sub-rotinas em CUAKIA. A descrição das sub-rotinas é feita no texto. Modificado de Shugart *et al.* (1980).

O modelador define o tempo de simulação (número de anos de simulação a partir do início) e o número de repetições a serem feitas (número de parcelas simuladas). Esses dois valores definem o número de repetições dos dois ciclos ilustrados na Figura 50.

CONDIÇÕES INICIAIS - estabelece as condições iniciais da parcela, via de regra totalmente livre de indivíduos arbóreos. O MUSE permite, porém, que se inicie a simulação com qualquer conjunto de indivíduos (de espécie, DAP e altura definidos) de escolha do modelador.

CORTE - esta sub-rotina remove todos os indivíduos das espécies designadas como comerciais (há um parâmetro de espécie binário para se definir isto) acima de um diâmetro à altura do peito (DAP) determinado (há outro parâmetro de espécie para definir este DAP).

MORTE - esta sub-rotina determina as árvores que morrem a cada ano. Cada indivíduo apresenta uma probabilidade de morrer a cada ano, determinada (1) pela espécie a que pertence e (2) pelo crescimento que teve no ano anterior. Assume-se que cada indivíduo tem uma taxa de mortalidade intrínseca tal que 1% dos indivíduos que se estabelecem na parcela chegam à idade máxima (Age_{max}) de indivíduos da espécie. Este valor de 1% pode ser modificado, na implantação de CUA KIA (e KIAMB RAM) no MUSE, e funciona como um parâmetro de parcela. Porém, neste exercício de simulação, o valor desse parâmetro foi sempre mantido no padrão de 1%.

A probabilidade de mortalidade intrínseca é:

$$P_m = 1 - e^{(-4,605 / Age_{max})} \quad (1)$$

sendo Age_{max} = idade máxima

Árvores que têm um incremento diamétrico menor que determinado valor (padrão de 1 mm.ano⁻¹), no entanto, têm probabilidade de mortalidade maior, de 0,368. Apenas 1% de indivíduos com essa probabilidade de mortalidade sobreviveriam a cada 10 anos.

CRESCIMENTO - através desta sub-rotina, é calculado, a cada ano, o crescimento (incremento em diâmetro e altura) de cada árvore viva sendo simulada. Este cálculo é determinístico (não envolve qualquer parâmetro aleatório). A seguinte equação (Botkin *et al.* 1972a, b) é a base para o cálculo do incremento em diâmetro de determinado indivíduo arbóreo:

$$dD^2H / dt = R.La.(1 - \frac{DH}{D_{max}H_{max}}) \quad (2)$$

sendo D = DAP do indivíduo, H = altura do indivíduo, t = tempo, R = um parâmetro de taxa, La = área foliar do indivíduo, D_{max} = DAP máximo da espécie a que pertence o indivíduo (parâmetro de espécie), H_{max} = altura máxima (parâmetro de espécie).

A relação entre altura e DAP de cada indivíduo é determinada pela fórmula (Ker & Smith 1955):

$$H = 137 + b_2D - b_3D^2 \quad (3)$$

Assumindo que a árvore pára de crescer quando atinge D_{max} e H_{max} ,

$$b_2 = 2(H_{max} - 137) / D_{max} \quad (4)$$

$$b_3 = (H_{\max} - 137) / D_{\max}^2 \quad (5)$$

Assume-se ainda que

$$La = cD^2 \quad (6)$$

sendo c uma constante de proporção.

A partir das Equações 2, 3 e 6 é possível se resolver para a chamada “equação de crescimento máximo”:

$$dD/dt = \frac{GD(1 - DH / D_{\max} H_{\max})}{274 + 3b_2D - 4b_3D^2} \quad (7)$$

sendo $G = cR$; G , chamado de “parâmetro de crescimento”, é um parâmetro de espécie .

G pode ser obtido a partir de dados de campo sobre o incremento diamétrico de indivíduos da espécie. Outra forma de obter o valor de G é assumir que uma árvore alcança 2/3 de seu $D_{\max}$ com metade de sua $Age_{\max}$ sob condições que permitam seu desenvolvimento máximo (Botkin *et al.* 1972b, a).

A Equação 7 determina, para cada árvore e a cada ano, qual seria o incremento diamétrico alcançado sob condições de ausência de competição com outros indivíduos. A derivação da equação de crescimento máximo é apresentada em detalhes por Botkin *et al.* (1972b) e Shugart & Smith (1996).

Para determinar o crescimento de cada indivíduo, levando-se em conta a competição com outros indivíduos, dois fatores são multiplicados ao resultado da Equação 7:

$$dD/dt = \frac{GD(1 - DH / D_{\max} H_{\max})}{274 + 3b_2D - 4b_3D^2} S(AB).r(AL) \quad (8)$$

Estes fatores são definidos como segue:

$$S(AB) = 1 - (AB / SOILQ) \quad (9)$$

sendo AB a área basal total na parcela e $SOILQ$ um valor máximo possível de área basal para a parcela (parâmetro de parcela). O valor de $SOILQ$ em KIAMBRAM, e mantido nas simulações realizadas com CUAKIA, é de 160 m².ha⁻¹.

Duas curvas descrevem o valor de $r(AL)$ - também chamado de “redução da taxa fotossintética” - em função do sombreamento, uma para espécies tolerantes à sombra, outra

para espécies intolerantes (Figura 51). A média das duas curvas é usada para espécies de tolerância intermediária.

Para espécies tolerantes à sombra:

$$r(AL) = 1 - e^{-4,64(AL-0,05)} \quad (10)$$

Para espécies intolerantes à sombra:

$$r(AL) = 2,24(1 - e^{-1,136(AL-0,08)}) \quad (11)$$

sendo AL a luz disponível que chega para o indivíduo, expressa como proporção (valor entre 0 e 1) da radiação total que atinge a parcela.

Note-se que o modelo exige, desta forma, que se forneça informação sobre o grau de tolerância à sombra (em três categorias possíveis) de cada espécie/tipo funcional.

A diminuição da quantidade de luz disponível à medida em que esta passa pelas copas das árvores é calculada através do modelo

$$Q(h) = Q_0 \cdot e^{-k \int_h^{\infty} LA(h') dh'} \quad (12)$$

sendo $Q(h)$ a radiação a determinada altura h , Q_0 a radiação incidente, k o coeficiente de extinção de luz e $LA(h')$ a distribuição de área foliar como função da altura. Assume-se que a soma das áreas foliares de todas as árvores mais altas que uma dada árvore aproxima-se do valor da integral na Equação 12. Isto corresponde a um modelo físico das árvores em que toda a área foliar de determinada árvore está concentrada em uma camada de espessura 0, na altura da árvore H .

Moore (1989) sugeriu uma alternativa à equação de crescimento máximo original (Equação 7), incluída como opção em CUA KIA através de um parâmetro de espécie. A equação sugerida por Moore (1989) é derivada de pressupostos sobre os requerimentos energéticos das árvores, e portanto faz mais sentido fisiológico. Além disso, ela é mais simples do que a original. A equação é a seguinte:

$$dD/dt = \frac{GD(1 - H/H_{\max})}{274 + 3b_2D - 4b_3D^2} \quad (13)$$

A única diferença entre as Equações 7 e 13 é uma simplificação do último termo do numerador. Uma vez que $D/D_{\max}$ é sempre menor ou igual a 1, a Equação 13 sempre prevê

incremento diamétrico menor do que a Equação 7, para um dado valor de G . A diferença na forma com que as duas equações modelam o crescimento máximo de uma árvore é expresso graficamente na Figura 52.

Figura 51. Relação entre a redução da taxa fotossintética $r(AL)$ e a quantidade de radiação disponível (expressa como proporção da radiação que atinge o dossel) AL , para espécies tolerantes e intolerantes à sombra, segundo as Equações 10 e 11. Note-se que, para valores de AL menores que 0,5, uma planta tolerante à sombra tem desempenho superior uma intolerante, enquanto o contrário acontece em valores maiores de AL . Plantas de espécies de tolerância intermediária tem seu desempenho descrito por uma curva obtida pela média entre as duas curvas mostradas aqui, e portanto têm desempenho maior que plantas intolerantes e menor que plantas tolerantes em $AL < 0,5$, e desempenho maior que plantas tolerantes e menor que plantas intolerantes em $AL > 0,5$.

Figura 52. Relação entre o incremento de DAP anual e o DAP inicial de um indivíduo arbóreo, segundo a equação de crescimento máximo original proposta por Botkin *et al.* (1972a, b) (Equação 7) e segundo a alternativa sugerida por Moore (1989) (Equação 13). Os valores de parâmetros (G , D , H , D_{max} , H_{max}) utilizados são os mesmos em ambos os casos.

ESTABELECIMENTO - esta sub-rotina simula o estabelecimento de novas árvores na parcela, definindo quantas novas árvores de que espécie iniciam seu crescimento a cada ano. Novas árvores se estabelecem na parcela já com um DAP de 1 cm, em média. Em princípio, o programa considera que todas as espécies têm uma fonte de propágulos que lhes permite estabelecer-se na parcela. Alguns parâmetros são usados para definir diferenças entre as espécies quanto à frequência e condições específicas que possibilitam o estabelecimento, mas estes foram mantidos todos com o mesmo valor entre as espécies durante este trabalho. O estabelecimento é modelado de forma probabilística. Uma espécie é selecionada ao acaso e estabelecem-se um número de indivíduos da espécie sorteado entre 1 e 20. Então outra espécie é selecionada (ao acaso) e entre 1 e 20 indivíduos (ao acaso) desta nova espécie são selecionados. O processo continua até que o número de árvores estabelecidas alcance um número ao acaso entre 1 e 20 (10, em média). Este número máximo de indivíduos que são estabelecidos por ano (20 como padrão) é um parâmetro de parcela.

CUAKIA possui ainda um parâmetro de espécie, originalmente presente em FORET, mas não em KIAMBRAM, chamado “*Ktime*”, cujo valor estabelece o tempo em anos que se passa, a partir do início da simulação, antes que indivíduos daquela espécie sejam capazes de se estabelecer na parcela. Esta adição ao modelo foi julgada importante para se lidar com o fato de que a invasora *Archontophoenix cunninghamiana* provavelmente não teve propágulos disponíveis na área Reserva da CUASO já desde o início da sucessão florestal no local, mas foi introduzida posteriormente na área do campus da USP. Este recurso permite ainda a simulação da introdução de outras espécies na área, em qualquer momento no tempo.

Bibliografia

- Botkin, D.B., Janak, J.F. & Wallis, J.R. 1972a. Rationale, limitations, and assumptions of a Northeastern forest growth simulator. IBM Journal of Research and Development Mar 1972: 101-106.
- _____ 1972b. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. Journal of Ecology 60: 849-872.
- Ker, J.W. & Smith, J.H.G. 1955. Advantages of the parabolic expression of height-diameter relationships. Forestry Chronicles 31: 235-246.
- Moore, A.D. 1989. On the maximum growth equation used in forest gap simulation models. Ecological Modelling 45: 63-67.
- Shugart, H.H., Hopkins, M.S., Burgess, I.P. & Mortlock, A.T. 1980. The Development of a Succession Model for a Subtropical Rain Forest and its Application to Assess the

- Effects of Timber Harvest at Wiangaree State Forest, New South Wales. *Journal of Environmental Management* 11: 243-265.
- Shugart, H.H. & Smith, T.M. 1996. A review of forest patch models and their application to global change research. *Climatic Change* 34: 131-153.
- Shugart, H.H. & West, D.C. 1977. Development of an Appalachian Deciduous Forest succession Model and its Application to Assessment of the Impact of the Chestnut Blight. *Journal of Environmental Management* 5: 161-179.