



FRAGMENTOS FLORESTAS URBANOS

MELO, Augusto Gabriel Claro de¹; CARVALHO, Douglas Antonio de²; CASTRO, Gislene Carvalho de³; MACHADO, Evandro Luiz Mendonça⁴

RESUMO – (FRAGMENTOS FLORESTAIS URBANOS) O presente estudo teve como objetivo realizar uma revisão sobre o tema ‘fragmentos florestais urbanos’. Essas áreas são definidas como resquícios de vegetação natural circundados pela matriz urbana, sendo encontrado principalmente no interior de Parques e Bosques. A fisionomia original dessas áreas é alterada para que os mesmos sirvam como áreas de lazer para a população, sendo então dotados de construções, trilhas, lagos artificiais, entre outras infraestruturas. Essas áreas apesar de serem vistas como áreas de lazer, além dessa importância, são importantes do ponto de vista ecológico, podendo ser utilizadas na conservação dos recursos florestais. No entanto, por tratar-se de um ecossistema modificado por ações antrópicas, essas áreas sofrem com inúmeras ameaças, tais como efeito de borda, extinção local, bioinvasões, isolamento, trilhas excessivas e acúmulo de lixo, que comprometem a auto-sustentabilidade do local. Dessa forma, para que sustentabilidade seja mantida ao longo do tempo, essas áreas devem ser alvos de pesquisas e do desenvolvimento de medidas de manejo para que sejam utilizadas mantidas viáveis ao longo do tempo e para que sejam utilizadas conservação dos recursos florestais.

Palavras-chave: Bosques, conservação, fatores de ameaça, fragmentação.

ABSTRACT – (URBAN FOREST FRAGMENTS) This study aimed to conduct a review on 'urban forest fragments'. These areas are defined as remnants of natural vegetation surrounded by urban matrix, found mainly in the interior of Parks and Woods. The original face of these areas is changed so that it can serve as recreational areas for the population, and are then provided with buildings, trails, ponds, and other infrastructure. These areas although they are seen as recreational areas, and its importance, are important from an ecological stand point, it can be used in the conservation of forest resources. However, since this is an ecosystem altered by human actions, these areas suffer from numerous threats, such as edge effect, local extinction, invasions, isolation, trails and excessive accumulation of garbage, which undermine self-sustainability of local. Thus, for which sustainability is maintained over time, these areas should be targeted research and development of management measures to be used remain viable over time and are used for conservation of forest resources.

Key words: Woods, conservation, threat factors, fragmentation.

¹Docente - Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal – FAEF, 17400-000, Garça, SP, augustogabriel.ef@hotmail.com;

²Docente - Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, 37200-000, Lavras, MG;

³Docente - Departamento de Engenharia de Biosistemas, Universidade Federal de São João del Rei, 01311-300, São João del Rei, MG;

⁴Docente - Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Murici, 39100-000, Diamantina, MG.

1 INTRODUÇÃO

Os fragmentos florestais urbanos são resquícios de vegetação natural circundados por uma matriz urbana, encontrando-se localizados no interior de Bosques e Parques abertos à visitação pública. A fisionomia original desses fragmentos é alterada por adequações para servirem como áreas de lazer, tais como o ‘recorte’ da mata nativa para construção de caminhos pavimentados, que permitem o trânsito dos frequentadores, implantação de infraestruturas e plantio de espécies vegetais exóticas (Santin, 1999). É comum encontrar nessas áreas ‘playgrounds’, lagos artificiais, recintos para animais, quadras esportivas, sanitários, administração, lanchonetes, jardins, entre outras, o que tornam o antigo ecossistema natural em um ecossistema modificado.

Nos ecossistemas urbanos, onde as condições naturais se encontram quase completamente alteradas e, ou, degradadas, esses fragmentos florestais representam um recurso precioso para a melhoria da qualidade de vida nas cidades, pois o uso da vegetação ameniza os impactos causados pela ação antrópica (Feiber, 2004). Essas áreas têm várias utilidades, tais como

ecológica, social, estética e educativa, fornecendo benefícios ambientais, sócio-culturais e econômicos, tais como abrigo para fauna, desenvolvimento de processos ecológicos, melhoria do micro-clima, geração de empregos, embelezamento da cidade e melhoria da qualidade de vida humana (Nucci, 1996; Soares, 1998).

O aproveitamento desses fragmentos como áreas de lazer minimiza a ação de alguns fatores de perturbação, como incêndios, extração de madeira e invasão por gado (Santin, 1999). No entanto, outros inúmeros fatores de perturbação, como trilhas excessivas, lixo, invasões biológicas, entre outros, degradam esses fragmentos e deterioram seu potencial ecológico e a auto-sustentabilidade das populações de muitas espécies, fazendo com que essas áreas enfrentem difíceis condições de perpetuação (Santin, 1999; Badiru *et al.*, 2005; Costa, 2006). Dessa forma para que essas áreas cumpram sua função ecológica e possam ser utilizadas na conservação dos recursos florestais, faz-se necessário o desenvolvimento de ações de manejo, embasadas nos resultados de pesquisas realizadas nesses locais, para que a sustentabilidade do local seja mantida ao

longo do tempo, garantindo assim a perpetuação do mesmo.

Levando em consideração essas informações, o presente estudo apresenta como objetivo realizar uma revisão sobre os fragmentos florestais urbanos, evidenciando os exemplos, as importâncias ameaças e a conservação dessas áreas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Definição

Algumas cidades possuem em seu interior resquícios de florestas nativas que resistiram ao processo de urbanização. Essas áreas são consideradas como uma categoria de área verde urbana, pois se enquadram na definição de Nucci (2001), que define área verde urbana como um espaço livre onde há predominância de vegetação, independente do porte, e solo permeável, ocupando pelo menos 70% da área, inserido em uma paisagem urbana. São várias as categorias de áreas verdes urbanas e segundo Magalhães (2006) as categorias e denominações não estão bem definidas. Dessa forma, esses fragmentos são nomeados de diferentes formas por vários autores, sendo chamados de ‘vegetação de reserva e lazer’ (Badiru et

al., 2005), ‘florestas urbanas’ (Magalhães 2006), ‘bosques naturais urbanizados’ ou ‘áreas verdes naturais urbanizadas’ (Santin, 1999), entre outras. A nomenclatura mais adequada para essas áreas seria ‘fragmento florestal urbano’, termo utilizado por Cielo-Filho & Santin (2002), pois para Saunders et al. (1991), fragmentos florestais são ‘ilhas’ de um ecossistema natural que foi devastado e estão inseridos em uma matriz de ambientes diferentes. Isso foi o que aconteceu com essas áreas, portanto são ‘fragmentos florestais’, e por estarem localizadas no interior de cidades recebem o complemento ‘urbanos’ (Figura 1).

Alguns exemplos de áreas verdes urbanas que contém fragmentos florestais urbanos são:

a-) Bosque dos Jequitibás: localizado no centro da área urbana de Campinas, SP, possui uma área de 10 ha constituída de mata nativa (Floresta Estacional Semidecidual) e áreas com replantios de espécies exóticas e nativas. No local também se encontram edificações e um pequeno zoológico. Há relatos que desde 1900 a área é utilizada como área de lazer (Mathes et al., 1985) (Figura 1a);

b-) Bosque dos Alemães: foi inaugurado em 1978 e localiza-se na área urbana de

Campinas, SP, apresentando uma área de 2 ha. A vegetação original é a Floresta Estacional Semidecidual, no entanto foi realizado um plantio de enriquecimento com espécies exóticas e nativas de outras regiões, e em seu interior existem caminhos pavimentados (Cielo-Filho & Santin, 2002);

c-) Bosque Municipal Dr. Belyrio Guimarães Brandão: localizado no município de Garça, SP, teve a sua criação autorizada em 25 de setembro de 1958. Sua área é de 9,7 ha, onde se encontram o Zoológico Municipal e a Secretaria Municipal de Agricultura e Meio Ambiente. Encontra-se vizinha ao Bosque a reserva florestal do município, um fragmento com 12,5 ha, não aberto ao público. Ambos são fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, sendo rodeados por cafezais, casas e pelo Lago Municipal de Garça (informações obtidas na Secretaria da Agricultura e do Meio Ambiente de Garça, SP) (Figura 1b);

d-) Parque Municipal da Barreirinha: está localizado no município de Curitiba, PR, apresentando um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. Foi criado em 1959 e possui uma área de 27,5 ha, sendo 20 ha de mata nativa, porém não contínua sendo entremeadada por ruas asfaltadas, edificações e lagos artificiais (Leite, 2008). Conforme

Oliveira (1996), o parque foi criado para preservação ambiental e lazer da população;

e-) Parque Municipal do Ingá: localizado em Maringá, PR, é aberto à visitação desde 1971 e possui uma área de 47,3 ha. Localiza-se na região central da cidade, sendo circundado por construções urbanas e isolado de outros fragmentos florestais. É composto de Floresta Estacional Semidecidual secundária, com fisionomia semelhante a original (Galina & Gimenes, 2006);

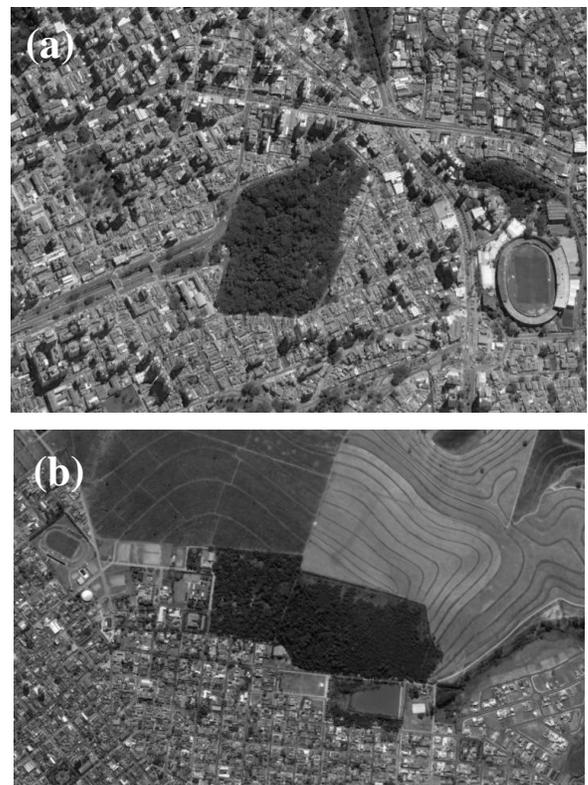


Figura 1 – Fragmentos florestais urbanos: (a) Bosque dos Jequitibás – Campinas, SP; (b) Bosque Municipal Dr. Belyrio Guimarães Brandão – Garça, SP.

Fonte: Google Earth <earth.google.com>. Acesso em: 15 jan. 2009 (modificado)

f-) Parque da Previdência: localizado na região oeste da cidade de São Paulo, SP, apresenta uma área de Mata Atlântica secundária dividida em duas partes, uma aberta à visitação pública e outra não. A área total do parque é de 9,1 ha, onde se encontra um ‘play-ground’ (Querido 1999 apud Candiani et al., 2005);

g-) Parque do Sabiá: localizado no perímetro urbano do município de Uberlândia, MG, a cerca de 6 km do centro da cidade, possui uma área de 30 ha, com diferentes formações naturais: Floresta Estacional Semidecidual, transição com cerrado e mata de galeria, onde encontram-se várias trilhas (Guilherme et al., 1998);

h-) Bosque Municipal Rangel Pietraróia: está localizado na região oeste do município de Marília, SP, e possui uma área de 17,7 ha, sendo aproximadamente 10 ha de Floresta Estacional Semidecidual. Foi inaugurado em 1974, é todo cercado por alambrado e possui quadras, recintos para animais exóticos, trilhas, lago, reflorestamentos, entre outras atrações (Carvalho Júnior & Souza, 2004).

2.2 Utilidades e benefícios

Mesmo reduzidas e geralmente isoladas essas áreas são parte de um

ecossistema original, detendo uma riqueza considerável de espécies vegetais, que se encarregam de abrigar e alimentar algumas espécies animais silvestres (Santin, 1999; Nogueira & Gonçalves, 2002), permitindo a sobrevivência desses animais e o desenvolvimento das interações ecológicas entre essas espécies (Feiber, 2004). Santin (1999) verificou que os fragmentos florestais urbanos de Campinas, SP, contêm 276 espécies arbóreas, que corresponde a 57% das espécies levantadas para o município. Leite (2008) estudando dieta de morcegos em fragmentos florestais urbanos observou que eles se alimentam de várias espécies vegetais, atuando como dispersores de suas sementes. Esses são alguns dos estudos que mostram a diversidade vegetal encontrada nessas áreas e os processos ecológicos que ocorrem nelas.

As construções urbanas provocam impactos no microclima das cidades que podem ser amenizados pela presença da vegetação, que contribui na amenização climática devido à interceptação dos raios solares, criando áreas de sombra, reduzindo a temperatura do ambiente e umidificando o ar devido à constante transpiração. A vegetação também controla e reduz a poluição atmosférica através da retenção de

partículas sólidas, da absorção de poluentes gasosos, como o gás carbônico, e da fotossíntese, que oxigena o meio (Nogueira & Gonçalves, 2002; Lopes Júnior, 2003; Silva-Filho, 2003; Feiber, 2004).

Nos solos cobertos com vegetação ocorre muita evapotranspiração, muita infiltração e pouco escoamento superficial das águas pluviais. Dessa forma, essas áreas contribuem na melhoria do ciclo hidrológico e na conservação do solo. Isso ocorre, pois as florestas previnem a erosão por atuarem na retenção e estabilização das partículas do solo e amortecer o impacto das águas pluviais, favorecendo a infiltração dessas águas e aumentando as áreas de captação e recarga do lençol freático, além de controlar o assoreamento de cursos d'água próximos (Nogueira & Gonçalves, 2002; Lopes Júnior, 2003; Feiber, 2004).

O lazer, incluindo atividades recreativas e atividades físicas, é uma das importâncias dessas áreas, proporcionando a aproximação dos frequentadores com a natureza (Nogueira & Gonçalves, 2002; Lopes Júnior, 2003; Feiber, 2004). O contato com os elementos naturais relaxa os frequentadores, melhorando a saúde da população (Nogueira & Gonçalves, 2002), e por permitirem o contato direto com os

elementos naturais, essas áreas se tornam espaços privilegiados para promover a educação ambiental (Santin, 1999). Outra importância é a econômica, que está relacionada com a geração de empregos, tendo em vista que é extremamente necessários o manejo e a manutenção do local, sendo necessário que haja pessoas trabalhando para manter esse propósito (Nogueira & Gonçalves, 2002), além de valorizarem economicamente os terrenos vizinhos. Têm-se também a importância paisagística que proporciona uma melhoria estética das cidades, pois a estrutura arbórea contribui para a harmonia da paisagem quebrando a dureza do concreto e embelezando a cidade (Heynemann, 1995; Nogueira & Gonçalves, 2002).

Essas áreas também servem para a realização de pesquisas, mas apesar de serem extremamente necessárias, poucas são realizadas nesses fragmentos. Talvez essa falta de estudos nesses ambientes modificados ocorra devido à preferência por áreas mais preservadas para serem estudadas (Martins, 1991). Alguns dos estudos realizados com a vegetação arbórea desses fragmentos são os de Mathes et al. (1985) no Bosque dos Jequitibás, Santin et al. (1996) no Bosque São José, Cielo-Filho & Santin

(2002) no Bosque dos Alemães, ambos em Campinas, SP, e Araújo *et al.* (1997) no Bosque John Kennedy em Araguari, MG. Outros estudos com vegetação foram os de Dislich *et al.* (2002), que estudaram a invasão de uma palmeira exótica em um fragmento na cidade de São Paulo, SP, e Salles & Schiavini (2007), que estudaram o estrato regenerante no Parque do Sábã (Uberlândia, MG). Em relação à fauna, alguns dos estudos realizados foram: Rodrigues *et al.* (1993) que estudaram a diversidade de borboletas no Bosque dos Alemães (Campinas, SP); Candiani *et al.* (2005) que estudaram a diversidade de aranhas em fragmentos urbanos de São Paulo, SP; Barros *et al.* (2006) que pesquisaram as espécies de morcegos em parques urbanos de Juiz de Fora, MG; Galina & Gimenes (2006) que estudaram a avifauna do Parque do Ingá (Maringá, PR); e Leite (2008) que estudou reprodução e alimentação de morcegos em fragmentos em Curitiba, PR.

2.3 Ameaças

Alguns dos fatores de ameaça que impactam essas áreas são:

2.3.1 Isolamento e efeito de borda

A fragmentação e os efeitos nocivos decorrentes desse processo contribuem para o comprometimento da auto-sustentabilidade dos fragmentos florestais urbanos (Santin, 1999). Isso ocorre devido o isolamento gerar uma série de fatores que dificultam a manutenção de várias espécies de animais e vegetais (Lovejoy *et al.*, 1986), agindo fundamentalmente na extinção de espécies (Metzger, 2003) e consequentemente alterando as interações entre essas espécies (Janzen, 1987).

A matriz que circunda o fragmento influencia na dinâmica e composição do mesmo (Laurence, 1997), pois dependendo da sua composição e das características das espécies, o fluxo de animais e propágulos entre os fragmentos pode ser impedido (Metzger, 2000). Os fragmentos florestais urbanos estão inseridos em uma matriz praticamente impermeável, as construções urbanas, que impedem o trânsito da maioria das espécies, tornando esses ecossistemas grandes alvos dos efeitos do isolamento. De acordo com Santin (1999) o isolamento priva a vegetação de vários polinizadores e dispersores impossibilitando o fluxo gênico, fazendo com que a reprodução das plantas fique restrita a cruzamentos parentais,

resultando na diminuição da variabilidade genética das populações. O isolamento também diminui o potencial de colonização ou recolonização das espécies (Metzger, 2003). No entanto, dependendo da proximidade com outros fragmentos, as espécies vegetais dispersas pelo vento, por aves e morcegos, podem ser menos susceptíveis a essa diminuição da variabilidade genética e ao potencial de recolonização, pois para essas espécies pode haver uma facilidade na troca de propágulos entre os fragmentos, devido a sua dispersão não ser intensamente comprometida.

A borda da mata é um micro-habitat de transição entre o fragmento e a matriz, cuja criação provoca alterações microclimáticas, tais como aumento da luminosidade e da temperatura e redução da umidade (Murcia, 1995). Consequentemente essa nova faixa de ambiente modificado acarreta em alterações na composição de espécies e na estrutura da vegetação, inclusive nos processos ecológicos (Laurence, 1991, 1994). Um exemplo desse processo é a perda de habitat para as espécies que necessitam de condições de interior de mata, como maior umidade, menor luminosidade e menor temperatura (Stevens & Husband, 1998). Como a

intensidade do efeito de borda é inversamente proporcional ao tamanho do fragmento (Ranta *et al.*, 1998), nos fragmentos urbanos o efeito de borda é bem intenso, tendo em vista que, geralmente, essas áreas são de pequenas. Além disso, a abertura de caminhos pavimentados e trilhas no interior da mata intensifica ainda mais o efeito de borda.

2.3.2 Invasão por espécies exóticas

De acordo com Pysek (1995), espécies invasoras são aquelas que, fora de sua área de ocorrência natural, estão em processo de aumento sua abundância e, ou, sua distribuição. A invasão de espécies exóticas é outro fator que contribui para a extinção das espécies nativas, pois elas competem com as nativas e, dependendo de suas características ecológicas, podem ocupar o nicho delas.

A fragmentação favorece a invasão de espécies exóticas (Murcia, 1995), vindas das matrizes que circundam os fragmentos, e nos fragmentos urbanos essa invasão tende a ser bem intensa. As espécies vegetais exóticas e de outras regiões são comuns nessas áreas (Santin, 1999). Muitas delas são plantadas diretamente no local com diferentes fins, tais como reflorestar áreas

desmatadas, fornecer frutos, controlar erosões e melhorar a estética do local. Essas espécies são introduzidas em canteiros ou na borda da mata nativa, mas acabam dispersando para o seu interior. Além desse plantio direto, contribui para essa invasão a chuva de sementes das áreas vizinhas. Por estarem localizados no interior de cidades, é comum encontrar na mata nativa espécies que são utilizadas na arborização de ruas e praças, que geralmente acabam sendo dispersas pelo vento, pássaros e morcegos que transitam entre as áreas verdes das cidades. Alguns dos estudos realizados na comunidade arbóreo-arbustiva de fragmentos florestais urbanos comprovaram a presença de espécies exóticas na mata nativa. Mathes *et al.* (1985) encontraram no Bosque dos Jequitibás em Campinas, SP, 72 espécies exóticas e nativas de regiões, e Cielo-Filho & Santin (2002) encontraram 25 espécies exóticas no Bosque dos Alemães, também em Campinas, SP, onde essas espécies apresentaram altos índices fitossociológicos. Dislich *et al.* (2002) verificou que um fragmento florestal urbano na cidade de São Paulo, SP, está sendo invadido por uma palmeira exótica, fato comprovado pela distribuição espacial da espécie e suas classes de diâmetro. No

Parque do Sabiá, em Uberlândia, MG, Salles & Schiavini (2007) encontraram espécies não nativas na mata do parque, que dispersaram das partir de matrizes plantadas nas áreas gramadas e ao longo das estradas, e os autores também citam que no parque observa-se um aumento gradativo na densidade populacional de uma espécie de bambu invasor. A presença dessas espécies na mata nativa não é desejável, tendo em vista que por não pertencerem à vegetação nativa local, o desenvolvimento dessas populações pode descaracterizar a vegetação nativa (Cielo-Filho & Santin, 2002) através das alterações florísticas e estruturais (Parker *et al.* 1999), ameaçando assim a conservação das características originais do fragmento (Dislich *et al.*, 2002).

Além da invasão por espécies vegetais, os fragmentos urbanos sofrem com a invasão de animais domésticos, principalmente cães e gatos, que acabam criando hábitos selvagens, e de acordo com Boitani & Ciucci (1995) animais nessas condições passam a ser chamados de ferais. Para Galleti & Sazima (2006), esses animais causam um impacto significativo nos vertebrados dos fragmentos, podendo extinguir espécies, pois se tornam predadores da escassa fauna remanescente,

incluindo os animais frugívoros, prejudicando assim a dispersão de propágulos das espécies zoocóricas. Além de predadores, esses animais podem transmitir doenças, pois não são vacinados (Galleti & Sazima, 2006), e competem com os carnívoros silvestres por alimento e território. Um exemplo de fragmento florestal urbano que sofre com esses impactos é o Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP. O local enfrenta sérios problemas com a grande população de gatos que o habita, onde esses predam principalmente as aves silvestres. No local também houve um ataque de cães à população de cutias, que foi drasticamente reduzida, restando poucos indivíduos (observação pessoal e entrevistas com funcionários do local).

2.3.3 Defaunação

A fragmentação influencia diretamente na fauna silvestre, pois dependendo do tamanho dos fragmentos e dos fatores de perturbação, algumas espécies ainda encontram neles capacidade de sobrevivência, porém outras podem não sobreviver (Terborgh, 1992). Frequentemente pequenos fragmentos isolados apresentam menor riqueza de

espécies e abundância de animais silvestres (Willis, 1979; Jordano et al., 2006). Segundo Redford (1992), o processo de diminuição significativa da diversidade e, ou, biomassa da fauna de fragmentos é denominada defaunação, e a falta desses animais cria as ‘florestas vazias’ que não cumprem certos papéis ecológicos, como a dispersão das espécies vegetais zoocóricas, ou a polinização realizada por aves. Os animais de maior porte são os primeiros a terem suas abundâncias reduzidas ou serem extintos, pois necessitam de grandes áreas e são os preferidos dos caçadores. Os de menor porte que necessitam áreas mais conservadas também são extintos, restando nos pequenos fragmentos os pequenos animais de hábitos generalistas (Corllet & Tumer, 1997), como esquilos, gambás, pequenos roedores e pequenas aves (Pizo & Vieira, 2004). Os fragmentos florestais urbanos tiveram uma significativa alteração na sua composição de fauna, podendo hoje ser considerados como ecossistemas defaunados. Possivelmente, antes de serem fragmentados e transformados em áreas de lazer, eles apresentavam uma fauna rica, no entanto ações como redução da área; isolamento; expansão das cidades; facilidade de acesso, favorecendo a ação de caçadores; e as

atividades para transformar os fragmentos em áreas de lazer, tais como cercamento do local, abertura das trilhas e ruídos intensos; contribuíram para extinguir a fauna desses fragmentos. Também contribui com a defaunação a presença constante de pessoas que frequentam essas áreas de lazer, o que torna inviável a presença de animais de maior porte e, ou, agressivos. Dessa forma, os animais silvestres habitam os fragmentos florestais urbanos são as espécies generalistas de pequeno porte e inofensivas que sobreviveram a esse processo de transformação do local e se adaptaram a esse ambiente modificado. Outras ações que contribuem com essa defaunação e a extinção das espécies remanescentes é a predação causada por cães e gatos ferais, a diminuição da variabilidade genética das populações, ocasionada pelos cruzamentos parentais, e a impossibilidade de reposição natural de indivíduos que venham a morrer.

Estudos realizados com a fauna de fragmentos florestais urbanos comprovam que essas áreas apresentam uma menor riqueza de espécies. Rodrigues *et al.* (1993) encontraram 47 espécies de borboletas no Bosque dos Alemães (Campinas, SP), enquanto que em uma mata maior e localizada em uma fazenda, foram

encontradas 78 espécies. Candiani *et al.* (2005) estudando a riqueza de aranhas em três áreas da região oeste da cidade de São Paulo, SP, encontraram 46 espécies, sendo essa quantidade muito menor que o de espécies amostradas em outras áreas de mata atlântica em condições naturais, como em uma área que apresentou 86 espécies. Galina & Gimenes (2006) estudando a avifauna do Parque Municipal do Ingá (Maringá, PR), encontraram 86 espécies, sendo esse valor considerado baixo pelos autores, pois quando comparado com fragmentos em melhor estado de conservação o número de espécies aumentou, como por exemplo, em um pequeno fragmento natural (3,6 ha) em Curitiba, PR, onde foram registradas 88 espécies. Nesse mesmo estudo, quando os autores compararam os dados com um levantamento feito anteriormente eles também verificaram que houve a extinção de algumas espécies, no entanto novas foram registradas, isso devido o poder de vôo que permite que as aves transitem entre fragmentos. Além disso, o local apresentou ausência de algumas espécies que exigem habitats bem conservados e os autores consideram como isso sendo resultado dos fatores de perturbação que acometem o local, tais como a localização urbana, as

alterações na vegetação original e a abertura de trilhas.

Além da perda de espécies animais, conseqüentemente, a defaunação ocasiona na alteração de interações que envolvem esses animais extintos. O mutualismo entre plantas e animais é uma dessas interações que podem ser afetadas (Galetti *et al.*, 2003), ocasionando um problema grave, tendo em vista que por envolver relações fundamentais como polinização, dispersão de sementes, herbívoros e predação, essa interação é intensa e determinante para a estruturação de um ecossistema (Kageyama & Gandara, 2003). A falta de frugívoros causa menores taxas de remoção e predação de sementes, além de diminuir a distância de dispersão (Dirzo & Miranda, 1991). Isso faz com que boa parte das sementes produzidas pelas espécies zoocóricas seja depositada em suas imediações, onde estão sujeitas às condições adversas, como maior competição e predação, para a sobrevivência, estabelecimento e crescimento das plântulas (Janzen, 1970; Howe *et al.*, 1985; Chapman & Chapman, 1995). Uma das conseqüências deste processo é que fragmentos defaunados tendem a apresentar uma menor riqueza e abundância de plântulas de espécies zoocóricas, comprometendo assim o

recrutamento nas populações destas espécies (Chapman & Onderdonk, 1998; Cordeiro & Howe, 2003). Isso faz com que na flora de alguns fragmentos possa ocorrer o domínio de espécies com dispersão abiótica, como as anemocóricas e as autocóricas (Tabarelli *et al.*, 1999), alterando a composição florística e a estrutura original dos fragmentos. A distribuição espacial das plantas também pode ser afetada, resultando em um padrão mais agregado (Jacquemyn *et al.*, 2001). Dessa forma a ausência ou baixa abundância dos animais frugívoros nos fragmentos podem comprometer seriamente as populações vegetais zoocóricas (Silva & Tabarelli, 2000; Jacquemyn *et al.*, 2001), podendo levá-las até mesmo à extinção local.

Outro problema relacionado com a fauna é quando uma população que se alimenta de certo recurso vegetal (sementes, folhas, frutos) encontra condições favoráveis ao seu desenvolvimento e tem sua população aumentada excessivamente, tornando-se uma superpopulação. Com isso, a espécie vegetal alvo de consumo pode ser intensamente predada, podendo ocasionar em problemas para a espécie vegetal, como por exemplo, uma superpopulação de cutias (*Dasyprocta* spp.) e a predação de sementes de jatobá

(*Hymenaea courbaril*) que pode vir a afetar a formação do banco de sementes da espécie.

2.3.4 Trilhas

Outra ameaça que atinge os fragmentos florestais urbanos são as trilhas abertas no interior da mata nativa. Geralmente essas áreas apresentam uma trilha oficial, dotada de placas com dizeres ecológicos utilizada em programas de educação ambiental, mas além desta, inúmeras trilhas clandestinas são abertas, sem o menor planejamento, pelo trânsito dos frequentadores no interior da mata. Como resultado, ocorre compactação e a erosão do solo, pisoteio da regeneração natural pelos frequentadores (Lemos, 1999), acúmulo de lixo, além de afugentar a fauna silvestre. No Parque do Sábida (Uberlândia, MG) existe uma grande quantidade de trilhas passando pelo interior da mata nativa, e o alto grau de pisoteio nessas trilhas pode influenciar na velocidade, ou mesmo na impossibilidade, da formação do estrato regenerante, devido danificar o banco de plântulas (Salles & Schiavini, 2007).

2.3.5 Medidas de manejo inadequadas

Essas áreas também são alvos das medidas de manejo inadequadas, resultantes

da falta de profissionais especializados para o seu eficaz gerenciamento. Essas medidas de manejo inadequadas contribuem bastante para a deterioração desse ecossistema modificado, pois se somam aos danos gerados pela fragmentação.

A ausência de um plano de manejo ecologicamente correto, faz com que essas áreas apresentem uma vegetação muitas vezes mal estruturada (Badiru et al., 2005), onde é feita a introdução de espécies vegetais sem nenhum critério ou embasamento científico (Santin, 1999). No Bosque Municipal Rangel Pietraróia (Marília, SP), constantemente são introduzidas espécies exóticas no interior da mata para impedir o trânsito dos frequentadores pelas trilhas clandestinas (observação pessoal). No Bosque dos Alemães em Campinas, SP, uma medida de manejo inadequada foi o plantio de enriquecimento na mata nativa realizado quando o local foi inaugurado, pois foram utilizadas espécies nativas de outras regiões e exóticas, resultando na alteração na composição florística do local (Cielo-Filho & Santin, 2002). O estudo de Salles & Schiavini (2007) com o estrato regenerante do Parque do Sábida (Uberlândia, MG) traz evidências de que as medidas inadequadas

de manejo aplicadas no passado têm afetado diretamente o processo de regeneração natural na área de estudo, fazendo com que o estrato regenerante apresente uma baixa densidade. De acordo com esses autores, isso é resultado da limpeza periódica do solo da mata realizada pela administração do Parque até o ano de 1994, onde se retiravam folhas, sementes e plântulas, com a finalidade de garantir a segurança dos visitantes e permitir o uso dessa área para lazer e recreação. No Parque da Barreirinha (Curitiba, PR) desde 1972, quando o parque foi aberto ao público, uma parte da floresta remanescente encontra-se preservada, entretanto, outra parte é manejada constantemente para evitar o desenvolvimento do sub-bosque (Leite, 2008).

Além de todas essas ameaças, os fragmentos florestais urbanos também são alvos de incêndios, no entanto são mais facilmente controlados devido à localização urbana; ações de vandalismo; retirada de plantas nativas, como bromélias e orquídeas, pelos frequentadores; são afetados pela expansão da cidade que pode condenar a sua existência; entre outras.

2.4 Conservação

De uma maneira geral, uma floresta sem interferência humana é um ecossistema auto-sustentável que apresenta características naturais (Poggiani, 1989), podendo isso ser alterado dependendo do grau de interferência humana no local. O intenso isolamento e a presença antrópica direta fazem com que nos fragmentos florestais urbanos espécies e interações sejam perdidas, ocasionando na quebra dessa auto-sustentabilidade, podendo levar esse ecossistema modificado ao declínio. Dessa forma para que essas áreas se mantenham auto-sustentáveis e com suas características naturais dentro do possível, mantendo viável esse ecossistema modificado pelas atividades antrópicas, elas dependem das medidas de manejo humano definidas pelos programas de conservação dessas áreas (Santin, 1999).

Sem essas medidas de manejo, essas áreas tendem a se tornar apenas um aglomerado de árvores, pois não cumprirá mais certos papéis ecológicos. De certa forma, a perda de algumas interações e a extinção de certas espécies não atrapalha as atividades de lazer para o qual essas áreas são destinadas, no entanto essas áreas não devem ter apenas o lazer como objetivo. O foco dessas áreas deve ser a conservação da natureza (Santin, 1999) e o lazer pode e deve

ser realizado nessas áreas, mas a conservação deve ser o objetivo principal, pois tendo em vista a intensa e extensa devastação das áreas naturais e a carência de áreas remanescentes, todo e qualquer fragmento, independente de sua área, localização e fase sucessional deve ser preservado, enquadrando nesse contexto os fragmentos florestais urbanos, que apesar de serem áreas de lazer, são resquícios de vegetação nativa.

O sistema de manejo desse ecossistema modificado necessita de uma reestruturação dos processos de gestão através de novos enfoques (Badiru *et al.*, 2005). Geralmente essas áreas são alvos apenas de ações de manutenção das áreas construídas, como limpeza dos caminhos, retirada de galhos, podas, mas ações visando realmente à conservação são praticamente inexistentes. Para que as medidas de manejo conservacionista desses fragmentos sejam eficazes elas devem ser embasadas em resultados obtidos de pesquisas (Primack & Rodrigues, 2001). De início, essas áreas deverão ser avaliadas, ter a sua importância e funções claramente definidas e cada área deve ser tratada como unidade única, pois apresentam diferentes níveis de conservação e diferentes ameaças, não devendo ser

generalizadas as medidas de manejo (Santin, 1999). Algumas pesquisas que devem ser realizadas são: levantamentos para se conhecer a composição da biota, estudos genéticos e o monitoramento das populações, que permite verificar as alterações ocorrentes. Baseando-se nos resultados obtidos dessas pesquisas, será possível a escolha de medidas de manejo eficazes para que a auto-sustentabilidade seja mantida e o fragmento seja conservado.

Os programas de educação ambiental são grandes aliados para a conservação dessas áreas, pois através deles é possível conscientizar os frequentadores do local da importância em contribuir na conservação desses fragmentos (Santin, 1999). Isso é necessário, pois a conservação dessas áreas depende dos seus administradores que são os responsáveis pela área e cabe a eles manejá-la; dos pesquisadores que ajudarão a determinar as medidas de manejo; e dos frequentadores, que podem contribuir evitando deixar lixo espalhado, não transitando pelas trilhas clandestinas, vigiando a área enquanto realizam suas atividades de lazer, entre outras contribuições.

Um exemplo de manejo em fragmentos florestais urbanos para

compensar a falta de animais frugívoros seria realizar uma dispersão artificial pela área dos propágulos zoocóricos ou reintroduzir espécies frugívoras que se adaptem a esse ecossistema modificado e que não interfiram na visitação das pessoas. No Parque do Ingá foram reintroduzidos indivíduos de jacupemba (*Penelope superciliaris*) que conseguiram se estabelecer no local (Galina & Gimenes, 2006), e no Bosque Municipal Rangel Pietraróia também foram reintroduzidos saguis (*Callithrix jacchus*), que conseguiram se reproduzir e formar um novo bando (entrevistas com funcionários do local). Com isso, esses animais provavelmente contribuem com as espécies vegetais zoocóricas, pois ao se alimentarem de seus frutos dispersam suas sementes.

Na mata nativa do Parque da Providência (São Paulo, SP) são realizadas algumas ações de manejo conservacionista. O parque apresenta aproximadamente 2 ha de mata em estágio inicial de recuperação e aproximadamente 5 ha de mata secundária, aparentemente com estrutura bem definida, na qual aparece dossel, sub-bosque e herbáceas. Para preservar o fragmento se realiza o corte parcial dos cipós que estão causando danos às árvores, e faz-se o plantio

de enriquecimento com espécies arbóreas nativas regionais (Costa, 2006).

Em relação à invasão de espécies exóticas são sugeridas algumas medidas: Santin (1999) diz que as plantas ornamentais comumente utilizadas em paisagismo devem ficar restritas aos pequenos canteiros centrais, devendo ser eliminadas gradativamente as espécies exóticas encontradas no interior da mata, independente do porte; e Barros et al. (2006) atenta que também deve ser dada para os arredores, onde os projetos paisagísticos devem ser elaborados com cautela, levando em consideração as espécies a serem utilizadas evitando a invasão nas matas pela chuva de sementes. Além disso, as espécies utilizadas no paisagismo dessas áreas devem ser bem selecionadas, evitando espécies de difícil controle, com fácil dispersão e germinação. São necessárias também, vistorias periódicas no interior da mata para que sejam eliminados novos indivíduos exóticos recrutados.

Alguns pesquisadores sugerem algumas medidas de manejo mais indiretas visando melhorar as condições de isolamento dessas áreas. Pilotto (2003) propõem em sua tese de doutorado as 'redes verdes urbanas', que seriam faixas de

vegetação implantadas nas cidades, interligando entre si as áreas verdes urbanas de diferentes categorias e ecossistemas naturais encontrados ao redor da cidade, facilitando assim o fluxo de animais (aves e insetos) entre as áreas, favorecendo a dispersão de sementes e polinização. Já Costa (2006) propõem em sua dissertação os 'parques lineares do município de São Paulo' que visam revegetar os fundos de vales e as margens dos córregos ocupados por favelas, resgatando as matas ciliares e criando áreas para lazer, que acabariam funcionando como corredores unindo os remanescentes urbanos. Galima & Gimenes (2006) sugerem que, a fim de minimizar os efeitos do isolamento, é de extrema importância a cobertura arbórea na cidade, como as praças, que funcionam como trampolins ecológicos, facilitando o tráfego de algumas espécies, principalmente de aves, entre fragmentos.

3 CONCLUSÃO

Conforme observado, os fragmentos florestais urbanos são áreas de grande importância, apresentando várias utilidades e benefícios. No entanto inúmeras são as ameaças que comprometem várias espécies

nativas e conseqüentemente a auto-sustentabilidade desse ecossistema modificado. Observa-se também que existe uma carência de pesquisas nessas áreas, sendo elas de grande importância para a conservação desses resquícios de vegetação nativa, pois embasam as medidas de manejo adequadas. Tendo em vista a importância da conservação de todo e qualquer fragmento, essas áreas devem ser conservadas e para isso são extremamente dependentes das medidas de manejo para que mantenham suas características originais e sua auto-sustentabilidade, dentro do possível, e possam realmente cumprir seus objetivos de servir como uma área de lazer e conservar um fragmento florestal.

4 REFERÊNCIAS

ARAÚJO, G. M.; GUIMARÃES, A. J. M.; NAKAJIMA, J. N. Fitossociologia de um remanescente de mata mesófila semidecídua urbana, Bosque John Kennedy, Araguari, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 67-77, ago. 1997.

BADIRU, A. I.; PIRES, M. A. F.; RODRIGUEZ, A. C. M. Método para a classificação tipológica da floresta urbana visando o planejamento e a gestão das cidades. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 1427-1433.

BARROS, R. S. M.; BISAGGIO, E. L.; BORGES, R. C. Morcegos (mammalia, chiroptera) em fragmentos florestais urbanos no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 1, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00303012003>>. Acesso em: 25 ago. 2008.

BOITANI, L.; CIUCCI, P. Comparative social ecology of feral dogs and wolves. **Ethology Ecology & Evolution**, Firenze, v. 7, n. 1, p. 49-72, Apr. 1995.

CANDIANI, D. F.; INDICATTI, R. P.; BRESCOVIT, A. D. Composição e diversidade da araneofauna (Araneae) de serapilheira em três florestas urbanas na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, n. 1a, p. 113-123, 2005. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN008051a2005>>. Acesso em: 18 set. 2008.

CARVALHO JÚNIOR, A.; SOUZA, J. A. B. **Bosque Municipal “Rangel Pietraróia”**: um estudo de caso. 2004. 99 p. Monografia (Graduação em Gestão Ambiental) – Centro Universitário de Lins, Lins.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 3, p. 675-678, June 1995.

CHAPMAN, C. A.; ONDERDONK, D. A. Forest without primates: primate/plant codependency. **American Journal of**

Primatology, New York, v. 45, n. 1, p. 127-141, 1998.

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

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 100, n. 24, p. 14052-14056, Nov. 2003.

CORLETT, R. T.; TURNER, I. M. Long-term survival in tropical forests remnants in Singapore and Hong Kong. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The Chicago University, 1997. chap. 9, p. 333-345.

COSTA, R. **Impactos sobre remanescentes de florestas de Mata Atlântica na zona oeste da grande São Paulo**: um estudo de caso da mata da Fazenda Tizo. 2006. 211 p. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: PRICE, P. W.; LEWINSOHN, T. M.; FERNANDES, G. W.; BENSON W. W. (Ed.). **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. New York: J. Wiley, 1991. chap. 6, p. 273-287.

DISLICH, R.; KISSER, N.; PIVELLO, V. R. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 55-64, mar. 2002.

FEIBER, S. D. Áreas verdes urbanas imagem e uso: o caso do passeio público de Curitiba, PR. **R. RA'E GA**, Curitiba, n. 8, p. 93-105, out. 2004.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, Essex, v. 111, n. 2, p. 269-273, Mar. 2003.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 4, n. 1, p. 58-63, abr. 2006.

GALINA, A. B.; GIMENES, M. R. Riqueza, composição e distribuição espacial da comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Maringá, norte do estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biology Sciences**, Maringá, v. 28, n. 4, p. 379-388, out./dez. 2006.

GUILHERME, F. A. G.; NAKAJIMA, J. N.; LIMA, C. A. P.; VANINI, A. Fitofisionomias e a flora lenhosa nativa do Parque do Sabiá, Uberlândia, MG. **Daphne**, Belo Horizonte, v. 8, n. 2, p. 17-30, jul. 1998.

HEYNEMANN, C. **Floresta da Tijuca**: natureza e civilização no Rio de Janeiro –

século XIX. Rio de Janeiro: Secretaria Municipal da Cultura, 1995. 196 p.

HOWE, H. F.; SCHUPP, E. W.; WESTLEY, L. C. Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola surinamensis*). **Ecology**, Washington, v. 66, n. 3, p. 781-79, June 1985.

JACQUEMYN, H.; BULAYE, J.; HERMY, M. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 28, n. 6, p. 801-812, June 2001.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of species in tropical forest. **American Naturalist**, Chicago, v. 104, n. 940, p. 501-528, Nov./Dec. 1970.

JANZEN, D. H. Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it and how? **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 30, n. 4, p. 343-356, Apr. 1987.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: DUARTE, C. F.; BERGALLO, H. G.; SANTOS, M. A. dos; VA, A. E. (Ed.). **Biologia da conservação**: essências. São Paulo: Rima, 2006. cap. 18, p. 411-436.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JÚNIOR, L.; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR/Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, 2003. cap. 14, p. 383-394.

LAURENCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, Essex, v. 57, n. 2, p. 205-219, 1991.

LAURENCE, W. F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JÚNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago, 1997. chap. 3, p. 71-83.

LAURENCE, W. F. Rainforest fragmentation and structure of a small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, Essex, v. 69, n. 1, p. 23-32, 1994.

LEITE, A. P. **Uso do espaço por *Artibeus lituratus* e *Sturina lilium* (Chiroptera: Phyllostomidae) em fragmentos florestais urbanos de Curitiba, Paraná**. 2008. 113 p. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade Estadual do Paraná, Curitiba.

LEMOS, A. I. G. **Turismo: impactos socioambientais**. São Paulo: Hucitec, 1999. 175 p.

LOPES JÚNIOR, W. M. **Análise das áreas verdes da cidade de Bauru – SP**. 2003. 85 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, A. H.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge

and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer, 1986. chap. 7, p. 257-285.

MAGALHÃES, L. M. S. Arborização e florestas urbanas – terminologia adotada para a cobertura arbórea das cidades Brasileiras. **Série Técnica Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 1, p. 23-26, jan. 2006.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 245 p.

MATTHES, L. A. F.; LEITÃO FILHO, H. F.; MARTINS, F. R. Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP): composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 5., 1985, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SBSP, 1985. p. 55-76.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. cap. 16, p. 423 - 454.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 5, p. 1147-1161, Oct. 2000.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.

Trends in Ecology & Evolution, Amsterdam, v. 10, n. 2, p. 58-63, Feb. 1995.

NOGUEIRA, P. H.; GONÇALVES, W. **Florestas urbanas: planejamento para melhoria da qualidade de vida**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2002. 180 p.

NUCCI, J. C. **Qualidade ambiental e adensamento: um estudo de planejamento da paisagem do Distrito de Santa Cecília (Município de São Paulo)**. 1996. 229 p. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

NUCCI, J. C. **Qualidade ambiental e adensamento urbano**. São Paulo: FAPESP, 2001. 67 p.

OLIVEIRA, M. Perfil ambiental de uma metrópole brasileira: Curitiba, seus parques e bosques. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, Curitiba, v. 88, p. 37-54, ago. 1996.

PARKER, I. M.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; GOODELL, K.; WONHAM, M.; KAREIVA, P. M.; WILLIAMSON, M. H.; HOLLE, B. von; MOYLE, P. B.; BYERS, J. E.; GOLDWASSER, L. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, Amsterdam, v. 1, n. 1, p. 3-19, Mar. 1999.

PILOTTO, J. **Rede verde urbana: um instrumento de gestão ecológica**. 2003. 220 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
PIZO, M. A.; VIEIRA, E. M. Granivorous birds as important post-dispersal seed predators in a Brazilian forest fragment.

Biotropica, Washington, v. 36, n. 3, p. 417-423, Sept. 2004.

POGGIANI, F. Estrutura, funcionamento e classificação das florestas. **Documentos Florestais**, Piracicaba, n. 3, p. 1-14, set. 1989.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001. 328 p.

PYSEK, P. On the terminology used in plant invasion studies. In: PYSEK, P.; PRACH, K.; REJMANEK, M.; WADE, M. (Ed.). **Plant invasions: general aspects and special problems**. SPB, Amsterdam: SPB, 1995. chap. 3, p. 71-81.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; JOENSUU, E.; SITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, n. 3, p. 385-403, Mar. 1998.

REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 2, p. 412-422, Aug. 1992.

RODRIGUES, J. S.; BROWN JÚNIOR, K. S.; RUSZCZYK, A. Resources and conservation of neotropical butterflies in urban forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 64, n. 1, p. 3-9, 1993.

SALLES, J. C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 223-233, jan./mar. 2007.

SANTIN, D. A.; BERTANI, F. D.; GARDOLINSKI, P. C. F. C. Estudo fitossociológico de um fragmento florestal urbano – Bosque São José, Município de Campinas – SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 58. 1996, Nova Friburgo. **Resumos...** Nova Friburgo: Sociedade Brasileira Botânica do Brasil, 1996. p. 210-212.

SANTIN, D. A. **A vegetação remanescente do município de Campinas (SP):** mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação. 1999. 502 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, n. 1, p. 12-32, Mar. 1991.

SILVA FILHO, D. F. **Silvicultura urbana - O Desenho Florestal da Cidade.** Disponível em: <<http://www.ipef.br/silvicultura/urbana.asp>> Acesso em: 06 nov. 2006.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, n. 6773, p. 72-74, Mar. 2000.

SOARES, M. P. **Verdes urbanos e rurais:** orientação para arborização de cidades e sítios campestres. Porto Alegre: Cinco Continentes, 1998. 242 p.
STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 85, n. 1/2, p. 1-8, July/Aug. 1998.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 1/3, p. 119-127, Dec. 1999.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, Washington, v. 24, n. 2b, p. 283-292, Sept. 1992.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.