

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas

Julia Raquel de Sá Abílio Manguiera

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

Julia Raquel de Sá Abílio Manguiera
Bacharel em ciências biológicas

A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas

Orientador:
Prof. Dr. RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Mangueira, Julia Raquel de Sá Abílio

A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas / Julia Raquel de Sá Abílio Mangueira. - - Piracicaba, 2012.

128 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2012.

1. Áreas de conservação 2. Biodiversidade 3. Cana-de-açúcar 4. Ecologia de paisagem 5. Fragmento florestal 6. Manejo florestal 7. Pastagem cultivada I. Título

CDD 634.94
M277r

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Aos meus pais, meus irmãos e minha família,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por todos os sonhos que me tem permitido realizar.

Agradeço muito ao meu orientador, Ricardo Rodrigues, pela oportunidade, pela dedicação e apoio ao meu trabalho, pelo relacionamento amistoso e por todo o aprendizado! É uma honra e um prazer trabalhar com alguém que tem tanto gosto e entusiasmo pelo que faz!

Agradeço à professora Kátia Ferraz, pelo apoio científico e financeiro para o desenvolvimento do meu projeto, admiro muito seu entusiasmo e dedicação! Agradeço também a todos os integrantes do GEPEIA e do “Projeto JP”, por tudo que passamos juntos em campo, pelas inúmeras discussões metodológicas e científicas e pela amizade que desenvolvemos. Vamos publicar na Science!!!

Agradeço especialmente à Ana Paula Sabino, minha parceira desde o início do mestrado, que dividiu comigo todos os “aperreios” do campo, da identificação das exsiccatas, da estatística, da redação da dissertação, foi ótimo dividir esse mestrado com você! E ainda faltam os artigos, viu?!

Agradeço enormemente a todos que nos acompanharam em campo, mesmo aqueles que foram apenas um dia! Sem cada um de vocês, seria impossível realizar esse trabalho! Agradeço de maneira muito especial a Wanderlei Aparecido Alves Miranda, nosso querido Vandí, companheiro de campo e de coletas. Você foi indispensável, Vandí!! MUITÍSSIMO obrigada! Já estou reservando as datas das coletas do doutorado!!

Agradeço a todos que me ajudaram na identificação das exsiccatas, aos professores Ricardo Rodrigues, Vinícius Souza, Letícia Lima e Fiorella Mazine. Agradeço a Marcelo Pinheiro (Pinus), Rafaela Naves, Fabiano Farah, e especialmente à Magda Lima, a quem “aluguei” algumas tardes e noites! Agradeço também a todos aqueles que

passavam pela sala do LERF, ou mesmo pelo herbário, e davam uma “espiadinha” nas minhas plantas e sempre me davam palpites preciosos! Muito obrigada, aprendi muito com vocês!

Agradeço ao professor Thadeu Couto, pela preciosa ajuda com as análises estatísticas. Agradeço enormemente a todos do (Mu)LERF, pela carinhosa acolhida, pela amizade que criamos ao longo desses três anos de convivência, pelos cafés na escada, pelas discussões científicas e não-científicas, pelos “Chás” de unhas, cabelo e maquiagem, por tudo, enfim! É um prazer enorme fazer parte de um grupo que, além de ser uma referência científica, ainda é um grupo tão animado, companheiro e divertido! Sou fã de vocês todos!

Agradeço especialmente a Rafaela Naves, que me ajudou no campo, com a identificação das exsicatas, me ajudou muito com as análises estatísticas, me passou várias referências bibliográficas valiosas e ainda revisou o meu texto! Pode até defender por mim, se quiser, Rafa! Muito obrigada!

Agradeço a todos os amigos que fiz em Piracicaba, especialmente às meninas da República Alquimia. Tudo que aprendi com vocês, levarei pelo resto da vida! Agradeço a Marta e Ronaldo, que me acolheram em um momento turbulento e se mostraram amigos queridos. E ainda me deram um presente maravilhoso, minha amada Luna Carla Bruni!! Obrigada por tudo!

Muito obrigada aos amigos de Recife, amigos de longa data, que nunca me deixaram esquecer quem sou, de onde vim, e aonde quero chegar. Ter amigos como vocês, que mesmo com a distância ainda demonstram tanto carinho e amizade por mim, é dos maiores luxos da vida! Sem vocês, toda essa jornada seria impossível!

À minha família, dedico os maiores e mais profundos agradecimentos. Por toda a torcida, todo o apoio, toda a vibração com as minhas pequenas e grandes vitórias, vocês todos que me dão a base que preciso para realizar todos os meus sonhos. Aos meus pais, Penha e Lindenberg, não tenho palavras para traduzir tudo que significam para mim. Nessa jornada rumo a uma vida totalmente nova e diferente, tão longe de casa, foram particularmente importantes, me dando todo o suporte emocional (e financeiro!!) para que pudesse realizar tudo que sonhei. Vocês são essenciais! Agradeço também aos meus irmãos, Guilherme e Jiddu, por todo o carinho e amizade! Amo vocês!

Agradeço enormemente a Leonardo Soares, por todo o carinho, companheirismo e amizade. Além de todo o amor e alegria, ainda me ajudou com as análises estatísticas, discutiu horas e horas o meu trabalho, meu delineamento amostral, meus objetivos...você é muito importante, muito obrigada!

Agradeço à CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado, e ao Departamento de Ciências Florestais, da ESALQ, pelo apoio.

E por fim, peço perdão aqueles que por ventura tenha esquecido de mencionar. Este trabalho é muito valioso para mim, por tudo que me trouxe de crescimento pessoal e profissional, e também por todas as pessoas com que tive a sorte de compartilhar os mais variados momentos ao longo desses três anos. Só tenho a agradecer a todos que passaram pelo meu caminho nesse período. Espero ter feito tão bem a todos vocês quanto fizeram por mim!

Muito obrigada!

*“...Que quando chegar a hora
- É certo que não demora -
Não chame Nossa Senhora
Só quem pode nos salvar é...
Caviúna, cerejeira, baraúna
Imbuia, pau-d'arco, solva
Juazeiro e jatobá
Gonçalo-alves, paraíba, itaúba
Louro, ipê, paracaúba
Peroba, massaranduba
Carvalho, mogno, canela, imbuzeiro
Catuaba, janaúba, aroeira, araribá
Pau-fero, anjico amargoso, gameleira
Andiroba, copaíba, pau-brasil, jequitibá”
(Matança – Xangai)*

SUMÁRIO

RESUMO.....	13
ABSTRACT.....	15
1 INTRODUÇÃO.....	17
2 HIPÓTESE E OBJETIVOS	19
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	21
3.1 Fragmentação e seus efeitos sobre a biodiversidade.....	21
3.2 Sucessão ecológica.....	25
3.3 Estrutura e dinâmica da paisagem e seus efeitos sobre a biodiversidade.....	29
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1 Área de estudo.....	33
4.2 Delineamento amostral.....	40
4.3 Coleta de dados.....	42
4.4 Caracterização do estado de conservação dos remanescentes florestais.....	46
4.5 Análise de dados.....	47
5 RESULTADOS.....	53
5.1 Caracterização da regeneração natural da borda de remanescentes florestais inseridos em diferentes matrizes agrícolas.....	53
5.2 Análises comparativas da regeneração natural das bordas de remanescentes florestais inseridos em matrizes de cana de açúcar e pastagem.....	66
5.3 A relação entre os indicadores de conservação dos remanescentes florestais e a composição e estrutura da regeneração natural.....	72
5.3.1 <i>Análises comparativas entre os fragmentos florestais inseridos nas matrizes de cana de açúcar e pastagem quanto aos indicadores de conservação.....</i>	73
5.3.2 <i>O papel da regeneração natural da borda de fragmentos inseridos em diferentes matrizes agrícolas como indicadora de conservação dos fragmentos florestais remanescentes.....</i>	74
5.4 Variação da regeneração natural ao longo de 30m perpendiculares à borda de fragmentos inseridos em diferentes matrizes agrícolas.....	77
6 DISCUSSÃO.....	81

6.1 Diferentes matrizes agrícolas interferem na diversidade vegetal do estrato regenerante da borda de fragmentos florestais remanescentes?.....	81
6.2 A regeneração natural da borda de fragmentos florestais pode ser uma boa indicadora do estado atual de conservação e de qualidade futura de fragmentos remanescentes em diferentes paisagens agrícolas?.....	88
6.3 O papel de conservação da diversidade vegetal desempenhado pela borda de fragmentos inseridos em diferentes matrizes agrícolas pode ser potencializado através de ações de manejo adaptativo?.....	91
7 IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO.....	101
8 CONCLUSÕES.....	105
REFERÊNCIAS.....	107
ANEXOS.....	123

RESUMO

A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas

O cenário atual do estado de São Paulo reflete o cenário de degradação observado na Floresta Atlântica do país, onde os remanescentes florestais estão muito fragmentados, degradados e imersos em uma paisagem agrícola, dominada predominantemente por matrizes de cana de açúcar e pastagens. Neste contexto, objetivamos investigar se a regeneração natural da borda de fragmentos florestais tem características distintas nessas duas matrizes agrícolas dominantes. Nossa hipótese foi que de a regeneração natural em fragmentos inseridos em matrizes de cana de açúcar e pastagem são distintas, porque essas matrizes definem diferentes trajetórias de degradação sobre a flora de fragmentos naturais. Este trabalho foi desenvolvido na bacia do rio Corumbataí, onde indivíduos de espécies arbustivo e arbóreas do estrato regenerante (mínimo de 30cm de altura até 15 cm de perímetro à altura do peito) foram amostrados em 60 transectos de 30x2m (subdivididos em transectos contíguos de 10x2m) sistematicamente distribuídas a partir da borda de 12 fragmentos selecionados na bacia. Primeiramente, foi feita uma caracterização florística geral da regeneração natural das bordas de fragmentos florestais inseridos nas duas matrizes agrícolas. Posteriormente, foram utilizadas as variáveis número de indivíduos.hectare⁻¹ (RN_HA) e número de espécies/m² (NESP_M²) e diversidade florística (ISHANNON) para analisar as diferenças da estrutura e composição da regeneração natural nas duas matrizes. Essas mesmas variáveis foram utilizadas para analisar estatisticamente o efeito de indicadores de conservação dos fragmentos, como entrada de gado, presença de eucaliptos no dossel e abundância de gramíneas e lianas, sobre a regeneração natural. A similaridade florística entre remanescentes das paisagens foi calculada através do Índice de Similaridade de Jaccard. Em todos os transectos, foram amostrados 5886 regenerantes, divididos em 58 famílias, 220 espécies e 18 morfoespécies. O índice de Jaccard mostrou que houve similaridade florística (45%) entre os regenerantes dos fragmentos da matriz de pastagem e cana de açúcar. Nos fragmentos inseridos na matriz de pastagem, a entrada de gado foi o indicador de conservação de fragmentos que apresentou maior interferência sobre a regeneração natural, diminuindo tanto o número de indivíduos por unidade de área quanto a diversidade florística. Para a paisagem de cana, a fonte de variação que mais interferiu na estrutura da regeneração foi a presença de eucaliptos no dossel, que aumentou o número de indivíduos por unidade de área. A abundância de gramíneas e lianas e a presença de epífitas não apresentaram influência sobre a regeneração quando analisados tipo de matriz ou tamanho do fragmento. Entre os sub-transectos contíguos de 10m, não houve variação na estrutura e composição da regeneração natural, indicando que nesta profundidade de borda a vegetação regenerante é homogênea quanto à florística, diversidade e classificação sucessional. Os resultados indicam que, mesmo inseridos em paisagens agrícolas profundamente antropizadas, os remanescentes florestais ainda detêm elevada diversidade florística. A regeneração natural mostrou-se um bom indicador de qualidade atual e futura dos remanescentes florestais, e demonstrou, juntamente com os indicadores de conservação, que os fragmentos são passíveis de manejo, o que

poderá potencializar o papel de conservação da biodiversidade exercido pela regeneração natural.

Palavras-chave: Diversidade da regeneração natural; Fragmentação florestal; Paisagens agrícolas; Efeito de borda; Manejo adaptativo

ABSTRACT

Natural forest regeneration as an indicator of conservation, sustainability and as the basis of adaptive management of forest remnants embedded in different agricultural matrices

At São Paulo state, Brazil, the scenario of the Atlantic Forest reflects the scenario of degradation of the biome in the country, where forest remnants are embedded in an agricultural landscape, dominated by sugar cane fields and pasture fields. In this context, we aimed to investigate if natural forest regeneration responds differently to each agricultural matrix. Our hypothesis was that forest regeneration composition in remnants surrounded by sugar cane fields is different of forest regeneration composition in remnants surrounded by pasture fields, because these agricultural matrices impact differently forest biota. The present research was developed in Corumbataí river basin, in the countryside of São Paulo state. Shrub and tree individuals, from regeneration layer, were sampled in 60 plots 30x2 meters long (subdivided in plots 10x2 meters long) systematically distributed on the edges of 12 fragments. Firstly, we characterized the natural regeneration of the edges of forest remnants embedded in agricultural landscapes. Then we used the variables “number of individuals.ha⁻¹” (RN_HA), “number of species/m²” (NESP_M2) and “floristic diversity” (ISHANNON) to analyze the differences in structure and composition of forest natural regeneration between sugar cane fields and pasture fields. These variables were used to analyze the statistical effects of conservation indicators, such as cattle entrance on forest remnants, abundance of woody-vines and grasses, and presence of eucalyptus trees on forest canopy, on natural regeneration. Floristic similarity between forest remnants was assessed by Jaccard Similarity Index. 5886 saplings were sampled among the 60 plots, divided in 57 families, 214 species and 31 morphospecies. Jaccard index indicated floristic similarity (45%) among the fragments inserted in sugar cane field and pasture field. Among the fragments inserted in pasture field, cattle entrance was the conservation indicator with the strongest interference over natural regeneration, decreasing both the number of plants per area and the floristic diversity. At sugar cane landscape, presence of eucalyptus on forest canopy increased the number of individuals per area. Grass and woody-vines abundance and presence of epiphytes were not significant for any variable, when analyzed with matrix type or fragment size. Among the subplots of 10m long, there was no variation of structure and composition of natural regeneration, what indicates that, in relation to floristic, diversity and successional classification, the regenerant vegetation is homogeneous in the first 30 meters of the edge. The results indicate that, even embedded in anthropogenic agricultural landscapes, the remnants studied still retain high floristic diversity. Natural regeneration has shown to be a good indicator of actual and future quality of forest remnants, and, together with conservation indicators, demonstrated that the fragments studied are subject to management actions, which may improve the role of biodiversity conservancy developed by natural regeneration.

Keywords: Natural regeneration diversity; Forest Fragmentation; Agricultural Landscapes; Edge Effects; Adaptive Management

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica do estado de São Paulo atualmente apresenta-se bastante fragmentada, havendo pouca conectividade entre os remanescentes florestais. No interior do Estado, os remanescentes encontram-se inseridos em uma matriz predominantemente agrícola, com um histórico de ocupação bastante dinâmico, com grande pressão sobre a biodiversidade remanescente, tanto pelo próprio processo de fragmentação e conseqüente perda de microhabitats, como pela recorrência de perturbações.

A área de estudo deste trabalho, a bacia do rio Corumbataí, é um exemplo de uma típica paisagem agrícola observada no interior do Estado de São Paulo, cujas matrizes agrícolas predominantes são a cultura canavieira e a pecuária, estabelecidos há décadas nesta paisagem, mas com grande alteração espacial no tempo. Desta forma, o estudo da influência dessas duas matrizes agrícolas sobre a diversidade vegetal de fragmentos florestais remanescentes trará informações importantes para a adequação das ações de conservação e a decisão para adoção de técnicas de manejo adaptativo nesses fragmentos florestais, visando potencializar seu papel de conservação. Esses resultados poderão ser extrapolados para outras regiões, já que essas paisagens agrícolas são características tanto do estado de São Paulo quanto de outros estados brasileiros.

Este trabalho estudou a regeneração natural de doze fragmentos inseridos na bacia do rio Corumbataí, sendo seis destes fragmentos inseridos em matriz de cana de açúcar e seis inseridos em matriz de pastagem. A regeneração natural foi escolhida pelo fato de ser uma fase importante do ciclo de desenvolvimento da comunidade vegetal, fornecendo informações sobre a qualidade atual e futura dos remanescentes florestais.

Este trabalho está inserido em um projeto intitulado “*Avaliação multi-escala de impactos ambientais em paisagem fragmentada agrícola*”, que selecionou unidades representativas da paisagem na bacia do rio Corumbataí para estudar o impacto causado pelas matrizes agrícolas consolidadas de cana de açúcar e pastagem sobre a biodiversidade remanescente. Neste projeto, diversos grupos ecológicos estão sendo

estudados, assim como estão sendo realizadas análises da estrutura e dinâmica da paisagem da referida Bacia. Este conjunto de dados possibilitará uma análise multidisciplinar do estado de conservação destes remanescentes, do papel desempenhado pela estrutura e dinâmica da paisagem sobre a biodiversidade remanescente, bem como as interações ecológicas que acontecem em uma paisagem agrícola profundamente modificada por ações antrópicas.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

Este trabalho está fundamentado nas seguintes questões:

1. Diferentes matrizes agrícolas interferem na diversidade vegetal do estrato regenerante da borda de fragmentos florestais remanescentes?
2. A regeneração natural da borda de fragmentos florestais pode ser uma boa indicadora do estado de conservação ou qualidade atual desses fragmentos remanescentes em diferentes paisagens agrícolas?
3. A estrutura e diversidade da regeneração natural da borda de fragmentos florestais podem indicar a qualidade futura dos fragmentos florestais inseridos em diferentes matrizes?
4. O papel de conservação da diversidade vegetal desempenhado pela borda desses fragmentos pode ser potencializado através de ações de manejo adaptativo?

Em função das questões estabelecidas para esse trabalho, o levantamento de dados em campo e análises realizadas procuraram testar a seguinte hipótese: A matriz agrícola define a diversidade vegetal do estrato regenerante da borda de fragmentos florestais remanescentes e interfere diretamente na sua qualidade e na capacidade de retenção da diversidade vegetal da borda desses fragmentos.

Para responder as perguntas norteadoras deste trabalho, os objetivos desta pesquisa foram:

- Obj1. Caracterizar o estrato regenerante da borda de fragmentos florestais inseridos em duas matrizes agrícolas (cultura canavieira e pastagem);
- Obj2. Analisar a influência da matriz agrícola na qual os fragmentos estão inseridos na diversidade do estrato regenerante da borda desses fragmentos;
- Obj3. Caracterizar o estado de conservação dos fragmentos e relacionar os indicadores de conservação dos remanescentes com as características de estrutura e riqueza da regeneração natural da borda desses fragmentos.
- Obj4. Analisar a variação da estrutura e composição da regeneração natural nos primeiros 30 metros perpendiculares à borda de remanescentes florestais inseridos em diferentes matrizes agrícolas (cana de açúcar e pastagem).

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Fragmentação e seus efeitos sobre a biodiversidade

Existem atualmente inúmeros trabalhos que tratam da fragmentação e seus efeitos sobre a biodiversidade remanescente. No entanto, a falta de consenso sobre o tema, bem como a falta de consenso sobre os métodos que devem ser utilizados para analisá-la, levaram Fahrig (2003) a afirmar que o termo “fragmentação” é inadequado, devido à grande quantidade de atividades humanas que têm sido incorporadas ao termo. Ainda assim, este é um tema que tem sido recorrente nos trabalhos, em especial em paisagens que tem sofrido com ações antrópicas históricas e recorrentes, como a Floresta Atlântica.

Neste trabalho, consideraremos que a fragmentação é o processo de conversão de áreas florestadas em áreas de uso antrópico, levando à perda de hábitat e ao isolamento funcional da biodiversidade remanescente (ANJOS *et al.*, 2010; METZGER, 2000; PARDINI *et al.*, 2009; SANTOS *et al.*, 2008; TABARELLI *et al.*, 1999; TABARELLI *et al.*, 2008; VIEIRA *et al.*, 2009). Para a Floresta Atlântica, grande parte das áreas florestadas foi historicamente convertida em matriz agropecuária e urbana, formando paisagens denominadas agro-mosaicos (TABARELLI *et al.*, 2010b, 2008).

A substituição de grandes áreas de florestas por ecossistemas diferentes leva à criação de fragmentos florestais isolados, imersos em uma matriz de ambientes não florestais ou “matriz inter-hábitat” (FORMAN; GODRON, 1986; FRANKLIN, 1993). A ocupação da matriz e as características das vegetações locais interagem resultando em paisagens com diferentes qualidades de habitats que se relacionam, de modo direto, a diferentes diversidades (RODRIGUES *et al.*, 2009). As modificações nas áreas mais externas dos fragmentos florestais, geradas pelo contato com a matriz, são chamadas “efeitos de borda” (MURCIA, 1995; GASCON *et al.*, 1999).

O efeito de borda é definido como o resultado de interações entre dois ecossistemas adjacentes, quando os mesmos são separados por uma transição abrupta, a borda (Murcia 1995). Segundo o autor, existem três tipos de efeito de borda sobre os remanescentes florestais (ver também HARPER; MACDONALD; BURTON,

2005): 1- efeitos abióticos, que envolvem mudanças nas condições ambientais que resultam da proximidade com uma matriz estruturalmente diferente; 2- efeitos bióticos diretos, os quais envolvem mudanças na abundância e distribuição das espécies, causadas pelas condições físicas próximas à borda e pela tolerância fisiológica das espécies a essas condições; e 3- efeitos bióticos indiretos, os quais envolvem mudanças nas interações entre as espécies, tais como predação, competição, herbivoria, polinização e dispersão de sementes.

Em revisão sobre o tema, Tabarelli *et al.* (2004) listaram as principais consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a vegetação remanescente, quais sejam: 1- a redução do sucesso do estabelecimento de plântulas próximo às bordas, devido à redução da umidade e dos danos às sementes causados pela deposição de serrapilheira e pelo tombamento de árvores; 2- o aumento da mortalidade de juvenis das árvores pela competição com lianas, com trepadeiras e com espécies ruderais; e 3- o aumento da mortalidade de árvores adultas devido aos elevados índices de quebra e de extração de madeira próximo às bordas. Devido a essas alterações, a riqueza das espécies arbóreas na borda de remanescentes florestais pode reduzir significativamente, já que há perda de espécies sensíveis aos efeitos da fragmentação, tais como espécies de estágios finais da sucessão e árvores emergentes na borda, e por isto estes fragmentos florestais tem capacidade para manter apenas um conjunto empobrecido de espécies da biota original (LAURANCE, 2001). Este ciclo é iniciado pela fragmentação e persiste devido aos efeitos de borda, uma vez que estes efeitos favorecem, de forma permanente, um pequeno grupo de espécies pioneiras redundantes em detrimento de um grupo muito diverso de espécies que compõe as florestas maduras (SANTOS *et al.*, 2008).

Girão e colaboradores (2007) sugerem que a fragmentação pode levar a uma redução da diversidade funcional da comunidade vegetal em remanescentes florestais, especialmente a redução da riqueza e abundância de espécies polinizadas por morcegos, pássaros e mamíferos não voadores, dentre outros, além de afetar negativamente espécies que apresentam estratégias reprodutivas dependentes do movimento a longa distância de pólen e de serviços mediados por animais. Em outro estudo que trata de grupos funcionais e fragmentação, Melo *et al.* (2007) testaram a

hipótese de que as espécies com sementes grandes eram as mais afetadas pelo efeito de borda, e também estudaram a composição da regeneração em um fragmento de Floresta Atlântica no nordeste brasileiro, a fim de testar se a composição da borda diferia do interior do remanescente. Os autores confirmaram as duas hipóteses, e perceberam que não só a composição da regeneração natural da borda era diferente da composição no interior do remanescente, mas essa também se apresentava bastante empobrecida, o que levaria a alterações também em processos como a chuva de sementes nas bordas dos remanescentes.

Outro efeito da fragmentação é a hiperabundância de lianas, que apresentam maior diversidade e abundância nas bordas dos fragmentos, quando comparadas com o interior florestal (LAURANCE *et al.*, 2001). As lianas desempenham um papel extremamente importante nas florestas, particularmente na fixação de carbono da atmosfera, manutenção da estabilidade do microclima florestal na estação fria e seca e manutenção da fauna florestal, devido ao seu padrão de floração e frutificação ser marcadamente diferente das árvores, mantendo a oferta de recursos à fauna durante o ano inteiro (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1996; CASTRO, MARTINS; RODRIGUES, 2007; LE BOURGAT, 2009). Entretanto, em desequilíbrio, as lianas podem reduzir o crescimento de árvores e arbustos (SCHNITZER *et al.*, 2000), impedir a regeneração natural e competir com a vegetação por recursos, como água e luminosidade (ROZZA *et al.*, 2007).

Todos esses efeitos sobre a biodiversidade vegetal podem levar à homogeneização biótica, que tem sido reconhecida como um dos processos que contribuem para a crise de biodiversidade atual (OLDEN, 2006). Em 1958, Elton (1958) definiu a homogeneização biótica como a substituição de espécies nativas por espécies exóticas de ampla distribuição em consequência de ações antrópicas; em 2010, Naaf & Wulf (2010) complementaram o conceito, afirmando que a homogeneização biótica pode também ser causada pela ampla dispersão de espécies nativas comuns e generalistas, em declínio das espécies raras e especialistas.

Em ambos os casos, a fragmentação e a recorrência de perturbações antrópicas levam a uma homogeneização da flora arbórea, através da substituição de espécies tolerantes à sombra típicas de habitats conservados por pequenos conjuntos de

espécies arbóreas tolerantes à luz (pioneiras, com sementes pequenas e ciclo de vida curto), as quais tendem a proliferar em paisagens antropizadas (LAURANCE *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2008; LÔBO *et al.*, 2011). Lôbo *et al.* (2011), em revisão feita sobre o tema, encontraram na literatura efeitos da homogeneização biótica na cadeia trófica, empobrecimento taxonômico, funcional e genético, e diminuição da resiliência do ecossistema.

Neste contexto de elevada destruição de hábitat, seja pela expansão e consolidação da agricultura (TABARELLI *et al.*, 2008), pelos efeitos de catástrofes naturais (CHAZDON *et al.*, 2009), ou pela pressão urbana, o fato é que a maioria das florestas observadas atualmente são representadas por pequenos e isolados fragmentos (RIBEIRO *et al.*, 2009) e por florestas secundárias (TABARELLI *et al.*, 2008; CHAZDON *et al.*, 2009). Florestas secundárias são florestas que apresentam elevada regeneração natural após um forte distúrbio antrópico, seja este pontual ou durante certo período, e que apresentam diferenças estruturais e de composição quando comparadas a florestas primárias de referência (FINEGAN, 1992; GUARITAGUA; OSTERTAG, 2001; CHAZDON *et al.*, 2009). Estas florestas podem ter sofrido corte raso e terem regenerado, ou foram modificadas pela fragmentação e pelo decorrente isolamento, como é o caso da paisagem da bacia do rio Corumbataí, objeto de estudo deste trabalho.

Chazdon e colaboradores (2009) afirmam que, na escala da paisagem, as florestas secundárias desempenham diferentes papéis de conservação da biodiversidade, de acordo com a estrutura e dinâmica da paisagem regional: em áreas urbanas, onde em geral os fragmentos são isolados, elas representam um refúgio para a biodiversidade remanescente; em áreas agrícolas que ainda apresentam grandes fragmentos, e alguns em bom estado de conservação ou em fase final de sucessão, as florestas secundárias oferecem um hábitat diferente, para que diferentes espécies possam co-habitar aquela paisagem; em áreas agrícolas consolidadas há muito tempo, em geral os remanescentes florestais são todos de floresta secundária, com baixa resiliência e baixa diversidade biológica. A maioria das paisagens tropicais encontra-se em um estágio intermediário entre esses extremos, apresentando um mosaico sucessional dos seus fragmentos (TABARELLI *et al.*, 2008).

Ainda há muito que estudar sobre o papel de conservação da biodiversidade desempenhado pelos fragmentos de florestas secundárias e mesmo de primárias, pois embora elas forneçam ambiente florestal para diversas populações e prestem serviços ambientais, não se sabe ainda quantas e quais espécies serão capazes de resistir e se adaptar às novas condições ambientais oferecidas por essas florestas.

3.2 Sucessão ecológica

O termo “sucessão” foi utilizado pela primeira vez em 1860, entretanto, foi com Clements, em 1916, que o tema ganhou notoriedade, com a sua teoria holística da sucessão (MARTINS *et al.*, 2009). Segundo esta teoria, o desenvolvimento da comunidade vegetal, vista como um organismo seria previsível, unidirecional e progressivo, convergindo para um estado de clímax, considerado completo e único, inseparavelmente conectado ao seu clima (clímax climático), sendo a unidade principal da vegetação em equilíbrio com o ambiente.

Este paradigma durou mais de meio século, durante o qual os pesquisadores consideravam que a comunidade poderia atingir um único clímax: ao atingir um “sub-clímax”, não se admitia que o sistema não retornasse à condição de clímax conhecido. Desta forma, os estudiosos ignoraram distúrbios externos ao sistema, fossem estes antrópicos ou naturais, visto que considerá-los seria uma violação a muitas suposições do processo determinístico descrito por Clements (CLEMENTS, 1936; PICKET *et al.*, 2008).

A visão contemporânea do desenvolvimento da comunidade vegetal considera que o histórico da área e as variações ambientais a ele associadas, sejam estas locais ou regionais, desempenham um papel importante na trajetória de desenvolvimento da comunidade e, portanto, na composição das espécies de um dado ecossistema. Desta forma, é possível que um sistema atinja múltiplos clímaxes, que poderão ser alterados quando houver o próximo distúrbio, e então modificar novamente a trajetória da comunidade. Esses estados múltiplos de equilíbrio são mais prováveis em regiões com uma grande riqueza de espécies, níveis baixos de conectividade e alta produtividade

(GLEASON, 1939; DRAKE, 1991; CHASE, 2003). Em resumo, sob o paradigma contemporâneo, a sucessão é dirigida por características do lugar e direcionada por perturbações naturais ou antrópicas, bem como pela habilidade ou desempenho diferencial dos organismos, e existem rotas alternativas em um mesmo sistema, dependendo da história de eventos a que esse sistema foi submetido (FIEDLER *et al.*, 1997, PICKETT *et al.*, 2008).

Neste contexto, o conceito de resiliência foi inserido à discussão. Segundo Gunderson (2000), o conceito foi utilizado pela primeira vez em 1973, por C. S. Holling, com sua definição de resiliência baseada na persistência de um sistema em um estado próximo ao equilíbrio. Entretanto, associado ao paradigma atual da sucessão, segundo o qual não existe um estado de equilíbrio único, uma definição de resiliência mais adequada é a que a define como a quantidade de distúrbio que um sistema pode absorver, antes de mudar sua trajetória de equilíbrio (HOLLING, 1973; GUNDERSON, 2000; FOLKE *et al.*, 2002; FOLKE *et al.*, 2004).

Após um distúrbio, tem início na floresta uma série de processos, que juntos são denominados “sucessão secundária” (GOMEZ-POMPA *et al.*, 1991). O processo de regeneração em uma floresta é composto por três fases, quais sejam a fase de clareira, a fase de construção e a fase madura (conforme descrição abaixo), que embora tenham características particulares, não apresentam limites absolutos.

A fase de clareira representa o ponto de partida do processo de regeneração natural. Devido à abertura no dossel provocado pela queda ou morte de árvores, há um aumento de luz que chega ao nível do solo, o que estimula o crescimento de espécies arbustivo-arbóreas exigentes de luz. Essas espécies levam ao preenchimento e sombreamento da mancha de clareira, o que estimula o crescimento de espécies que se desenvolvem na sombra. Esta é a segunda fase da regeneração, quando a mancha entra em processo de preenchimento, e que mais tarde se converterá em uma mancha madura (BROKAW, 1982; WHITMORE, 1990)

Essa dinâmica na formação de clareiras faz com que a floresta seja formada, num determinado momento, por um conjunto de clareiras com diferentes de graus de preenchimento, intercaladas a trechos nos quais o dossel permanece sem mudanças, conferindo a floresta o aspecto de mosaico (WATT, 1947; WHITMORE, 1975).

Holling (1992) apresenta outra classificação para as diferentes fases que compõem o ciclo de regeneração de uma floresta. Ao invés das três fases descritas acima, a sucessão seria formada por quatro fases: 1- a fase explorativa, quando há a rápida colonização de áreas perturbadas, caracterizada por rápido crescimento e disputa entre as espécies; 2- a fase de conservação, onde há a acumulação de massa e energia pelas espécies que sobreviveram à disputa da fase anterior; 3- a fase de destruição criativa, quando a fase madura da sucessão sofre um distúrbio que influencia a estrutura previamente acumulada; e 4- a fase de reorganização, quando o sistema torna-se mais suscetível a mudar para outro domínio de estabilidade.

Estas descrições do ciclo de uma floresta, na qual há divisões arbitrárias de fases ou estádios, servem para facilitar o entendimento do processo de regeneração, bem como para atender demandas práticas (WHITMORE, 1989). Pelo mesmo motivo, faz-se necessária a separação de espécies em grupos, para facilitar o estudo de auto-ecologia das espécies, bem como para fins de aplicação prática, como a recuperação de áreas degradadas (KAGEYAMA; CASTRO, 1989).

Vários estudos têm sido feitos para classificar as espécies de acordo com as suas preferências por luz na germinação, estabelecimento e desenvolvimento, gerando classificações de acordo com sua história de vida e adaptações às distintas condições de luz existentes nas florestas tropicais (veja revisão em SANTOS, 2007). Entretanto, devido às grandes variações nas áreas de estudo, diferentes delineamentos e diferentes formas de classificação, existe atualmente uma dificuldade na unificação tanto dos termos quanto da classificação das espécies, sendo encontradas, na literatura, diversas classificações distintas.

Neste trabalho, a classificação sucessional das espécies foi baseada nas definições de Gandolfi (1991; 2000). Abaixo, estão descritas as características biológicas de cada classe sucessional, que foram utilizadas para enquadrar as espécies em cada classe:

- Pioneiras: são as espécies que, em relação às demais, são mais dependentes de luz nos processos de germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência, sendo, portanto, mais ocorrentes em clareiras (em

preenchimento ou já preenchidas) e bordas de florestas, e desta forma pouco freqüentes no sub-bosque.

- Secundárias iniciais de dossel: são espécies que, em relação às demais, apresentam dependência intermediária de luz nos processos de germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência, ocupando bordas ou interior de clareiras ou bordas de florestas. Muitas espécies desta classe apresentam grande longevidade, compondo o dossel de clareiras antigas, total ou parcialmente preenchidas.
- Secundárias iniciais de sub-bosque: apresentam a mesma dependência de luz das secundárias iniciais de dossel, entretanto, desenvolvem-se exclusivamente no sub-bosque. Neste estrato, tendem a crescer em áreas menos sombreadas, e desta forma são, em geral, ausentes de áreas de sombra muito densa.
- Climáticas de dossel: este conceito foi adaptado de Gandolfi (1991; 2000), que classificou as espécies como secundárias tardias. Neste grupo, estão as espécies que, em relação às demais, apresentam menor dependência de luz nos processos de germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência. Essas espécies crescem e se desenvolvem no sub-bosque, mas crescem a ponto de alcançar e compor o dossel florestal. Eventualmente, podem sobreviver em clareiras abertas ou em desenvolvimento.
- Climáticas de sub-dossel: são espécies que apresentam a mesma dependência de luz das climáticas de dossel. Crescem e se desenvolvem no sub-bosque, crescendo a ponto de alcançar e compor o sub-dossel florestal.
- Climáticas de sub-bosque: são espécies que apresentam a mesma dependência de luz das climáticas de dossel, entretanto, permanecem durante toda a vida no sub-bosque, inclusive em locais de sombra densa.
- Não classificadas: representam as espécies sobre as quais não foram encontradas informações suficientes sobre a sua biologia, não podendo, portanto, ser enquadradas em nenhuma das classes anteriores.

3.3 Estrutura e dinâmica da paisagem e seus efeitos sobre a biodiversidade

A paisagem tem sido definida de diversas formas ao longo do tempo. Forman & Godron (1986) a definem como uma área heterogênea composta por conjuntos interativos de ecossistemas; Urban *et al.* (1987) considera que a paisagem é um mosaico de relevos, tipos de vegetação e formas de ocupação, enquanto Turner (1989) define que a paisagem é simplesmente uma área espacialmente heterogênea .

Devido aos conflitos conceituais, Metzger (2001) propõe, então, que a paisagem seja definida como “*um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação*”, que é um conceito mais abrangente e integrador.

A escala de observação é de extrema importância para entender o efeito da heterogeneidade ambiental sobre a biodiversidade. Segundo Constanza *et al.* (2011), em uma escala local, a variabilidade de recursos pode reduzir o efeito da exclusão competitiva, permitindo assim que mais espécies coexistam; em uma escala regional, a variação espacial e a composição ou configuração da vegetação podem levar a metapopulações espacialmente estruturadas, modificando a biodiversidade de cada mancha na paisagem; e em uma escala de paisagem, uma maior heterogeneidade aumenta o *pool* regional de espécies, o que pode potencializar a colonização de novas áreas e aumentar a riqueza local de espécies. Assim, a relação diversidade-heterogeneidade espacial deve ser positiva, visto que áreas que contém um maior número de microhabitats devem abrigar mais espécies, devido ao maior número de nichos ecológicos ocupáveis (LUNDHOLM, 2009). Pereira *et al.* (2006) comprovaram esta teoria, obtendo uma relação positiva entre a diversidade vegetal de fragmentos no sudeste do Brasil e parâmetros de heterogeneidade ambiental, como propriedades químicas do solo e atributos topográficos.

Cada vez mais, paisagens incluem uma mistura de habitats relativamente naturais em um mosaico de usos antrópicos (CONSTANZA *et al.*, 2011). Neste contexto, a pesquisa em ecologia da paisagem tem contribuído com avanços substanciais na compreensão das causas e das conseqüências ecológicas da

heterogeneidade espacial, e como as relações entre padrões e processos variam com a escala (TURNER, 2005b).

Como herança das modificações de habitats contínuos, tem-se, geralmente, remanescentes de vegetação natural subdivididos em fragmentos de distribuição espacial variada, os quais se encontram sob diversas condições físicas e ambientais, possuem diferentes tipos e estados de vegetação e variam em tamanho, forma, graus de isolamento e conectividade e tipos de entorno (SAUNDERS *et al.*, 1991). A estrutura da paisagem resultante dessas modificações pode afetar o movimento, a presença, abundância e diversidade das espécies, bem como a resposta das espécies a todas essas variações depende de características biológicas de cada espécie, tais como capacidade de dispersão e especificidade de habitat (METZGER, 2000).

A maioria das pesquisas em ecologia de paisagem desenvolvidas até então tem focado nos efeitos da estrutura da paisagem em uma dada espécie ou na riqueza de espécies (LINDBORG; ERIKSSON 2004). Por isto, informações sobre o efeito da estrutura sobre as comunidades tropicais são escassas (METZGER, 2000), o que representa um grande campo de pesquisas em ecologia de paisagens e ecologia de comunidades.

Outro campo da ecologia de paisagens que, embora o número de estudos tenha aumentado, ainda representa um campo pouco estudado, é o efeito da dinâmica das paisagens sobre a biodiversidade. Em paisagens histórica e profundamente antropizadas, como a Floresta Atlântica, onde a dinâmica da paisagem é fortemente influenciada por atividades humanas, a elevada taxa de modificação da paisagem no tempo leva à contínua destruição de habitats e criação de novas manchas. O processo de modificação da estrutura e dinâmica da paisagem pode ser um processo muito dinâmico, num tempo curto, entretanto, a resposta das espécies às modificações no ambiente pode ser lenta (PIQUERAY *et al.*, 2011). Desta forma, as espécies podem responder à destruição do habitat apenas muito tempo depois, levando gerações para que ocorram extinções relacionadas à fragmentação. Este “atraso” no tempo de resposta das populações à fragmentação tem sido descrito como “débito de extinção” (TILMAN, 1994; PIQUERAY *et al.*, 2011), ou seja, há um custo futuro de uma destruição do hábitat atual.

Lindborg e Eriksson (2004) demonstraram, em paisagens na Suécia, que a diversidade de espécies vegetais encontrada em campos seminaturais da região é um legado do uso do solo de 50, 100 anos atrás, ou seja, a diversidade atual não pode ser explicada pela configuração da paisagem atual, apenas pode ser explicada através de paisagens históricas da região. Segundo os autores, este débito de extinção apresentado pela comunidade reflete a capacidade das populações de persistirem não somente à deterioração dos habitats, mas também ao isolamento. Assim, espécies que são submetidas a modificações abruptas ou que não são capazes de manter populações remanescentes provavelmente não apresentarão distribuições refletindo paisagens históricas, pois elas devem ter sido extintas ao longo do tempo.

De forma inversa, paisagens antropizadas podem exibir novas manchas de vegetação ao longo do tempo, apresentando um crédito de colonização na paisagem. Piqueray *et al.* (2011) encontraram crédito de colonização em paisagens na Bélgica, ou seja, manchas novas cuja riqueza de espécies ainda não pode ser explicada pela paisagem atual, visto que a mancha ainda não atingiu a maturidade da comunidade.

No Brasil, estudos relacionando os efeitos da estrutura e dinâmica da paisagem sobre a biodiversidade remanescente, em especial a comunidade vegetal, ainda são escassos. Sobre a comunidade vegetal, a maioria dos estudos investiga o processo de fragmentação e seus efeitos, principalmente o efeito de borda (MESQUITA *et al.*, 1999; TABARELLI *et al.*, 1999; LAURANCE *et al.*, 2000a; LAURANCE *et al.*, 2001; BRUNA *et al.*, 2005; GIRÃO *et al.*, 2007; MELO *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2008; LOPES *et al.*, 2009; MAUÉS; OLIVEIRA, 2010; SANTOS *et al.*, 2010; dentre outros). Poucos são os estudos que relacionam a estrutura e composição da comunidade vegetal com a estrutura da paisagem (METZGER, 2000; CABACINHA; CASTRO, 2009; CARMO *et al.*, 2011), elementos da paisagem (VIEIRA; CARVALHO, 2009) e efeitos da matriz (CHEUNG *et al.*, 2010). Desta forma, pouco se sabe sobre os efeitos de diferentes estruturas e dinâmicas de paisagem sobre a comunidade vegetal, o que dificulta que ações de manejo específicas para cada situação ambiental sejam propostas.

O interior do estado de São Paulo apresenta uma paisagem muito dinâmica, com significativas alterações num curto espaço de tempo. A área de estudo deste trabalho, a bacia do rio Corumbataí, tem abrigado ao longo do tempo diversas culturas agrícolas,

como a cultura do café e de subsistência no início do século XX, passando pelas pastagens, e atualmente apresentando um mosaico formado por culturas canavieiras, pastagem, fruticultura e reflorestamentos comerciais (VALENTE, 2001). Estas modificações da paisagem ao longo do tempo certamente influenciam a diversidade remanescente da região, visto que cada matriz impõe diferentes impactos à biota. Da mesma forma, as modificações na estrutura da paisagem, como a variação nos tamanhos dos fragmentos, extinção e criação de remanescentes, modificação nos graus de isolamento e conectividade dos remanescentes, dentre outros, influenciam a composição e estrutura das comunidades biológicas. Assim, programas de conservação devem considerar tanto os efeitos da área, isolamento, corredores e efeitos de borda sobre a biodiversidade remanescente, como também considerar o histórico e a dinâmica de uso e ocupação do solo da área, em especial para conservar organismos de vida longa e baixa mobilidade e dispersão (LINDBORG; ERIKSSON, 2004).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A bacia do rio Corumbataí, pertencente à bacia do rio Piracicaba (SP), está localizada no centro-leste do estado de São Paulo (Figura 1), mais especificamente na região do médio Tietê (VIEIRA, 2005), entre os paralelos de 22° 05' e 22° 30'S e os meridianos 47° 30' e 47° 50'O, compreendendo uma área aproximada de 1.710 km² (VALENTE; VETTORAZZI, 2005). Seu perímetro é de aproximadamente 301,52 km, tendo 63,72 km de extensão no direção norte-sul e 26,80 km (maior largura) na direção leste-oeste. É uma sub-bacia do Rio Piracicaba, estando situada à sua margem direita (VALENTE, 2005), composta pelos municípios de Corumbataí, Ipeúna, Rio Claro, Santa Gertrudes e parte dos municípios de Analândia, Charqueada, Itirapina e Piracicaba (MARINO JR, 2006).

O rio Corumbataí nasce no município de Analândia (1058m de altitude) percorrendo 110 Km até sua foz, no rio Piracicaba (470 m de altitude) (Valente, 2001). Seus principais afluentes são os rios Cabeça, Passa-Cinco e o Ribeirão Claro (BASILE, 2006). Aqui adotamos a divisão da bacia do Corumbataí de acordo com os estudos desenvolvidos no Laboratório de Geoprocessamento do Departamento de Engenharia Rural da ESALQ/USP, segundo a qual fazem parte da bacia do Corumbataí as sub-bacias do Passa-Cinco, do Alto Corumbataí, do Médio Corumbataí, do Ribeirão Claro, e do Baixo Corumbataí (VALENTE, 2001; VALENTE, 2005; BASILE, 2006; MARINO JR, 2006). As águas desta bacia abastecem os oito municípios que se inserem na área, e drena importante região agroindustrial do estado de São Paulo, onde se destaca o cultivo da cana de açúcar (PEREIRA; PINTO, 2007).

Relevo

O relevo varia de plano a muito íngreme, com predominância de classes de declividades inferiores a 2% e na faixa entre 5% e 45% (MENDES, 2004). O relevo na

bacia está representado por duas modalidades principais, segundo Koffler (1993): 1- morrotes e espigões e 2- colinas médias e amplas.

Em revisão feita sobre o tema, Basile (2006) encontrou referências acerca da influência das *Cuestas* e da Depressão Periférica sobre o relevo da bacia. Na Média bacia, o relevo apresenta-se pouco acidentado, com desníveis de 20 m a 50 m, e com variações de altitude que não ultrapassam os 100 m. Quando, excepcionalmente, variações de altura superiores ocorrem, estão relacionadas a intrusões de basalto (*Cuestas*) vinculadas à formação Serra Geral.

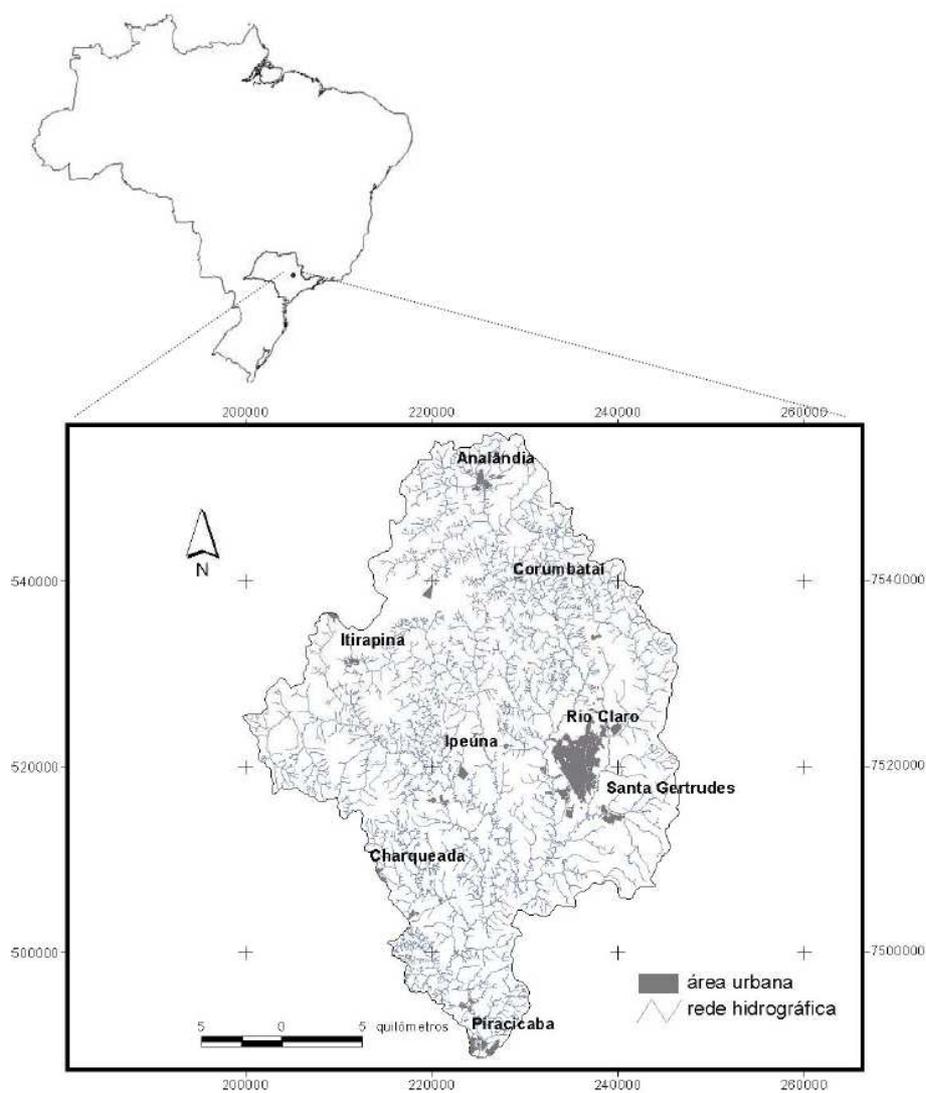


Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Corumbataí no Brasil e no estado de São Paulo, e no destaque, a rede hidrográfica da bacia e os centros urbanos

Solos

Segundo Viadana (1985), os solos da área são em geral pobres, não somente pela fertilidade original, mas pelo uso inadequado dos mesmos durante anos, caracterizando-se principalmente pela textura arenosa.

Os solos pertencem predominantemente às classes Argissolo (46%), Latossolo (30%) e Neossolo (22%) (IPEF, 2001; VALENTE, 2005), conforme Figura 2.

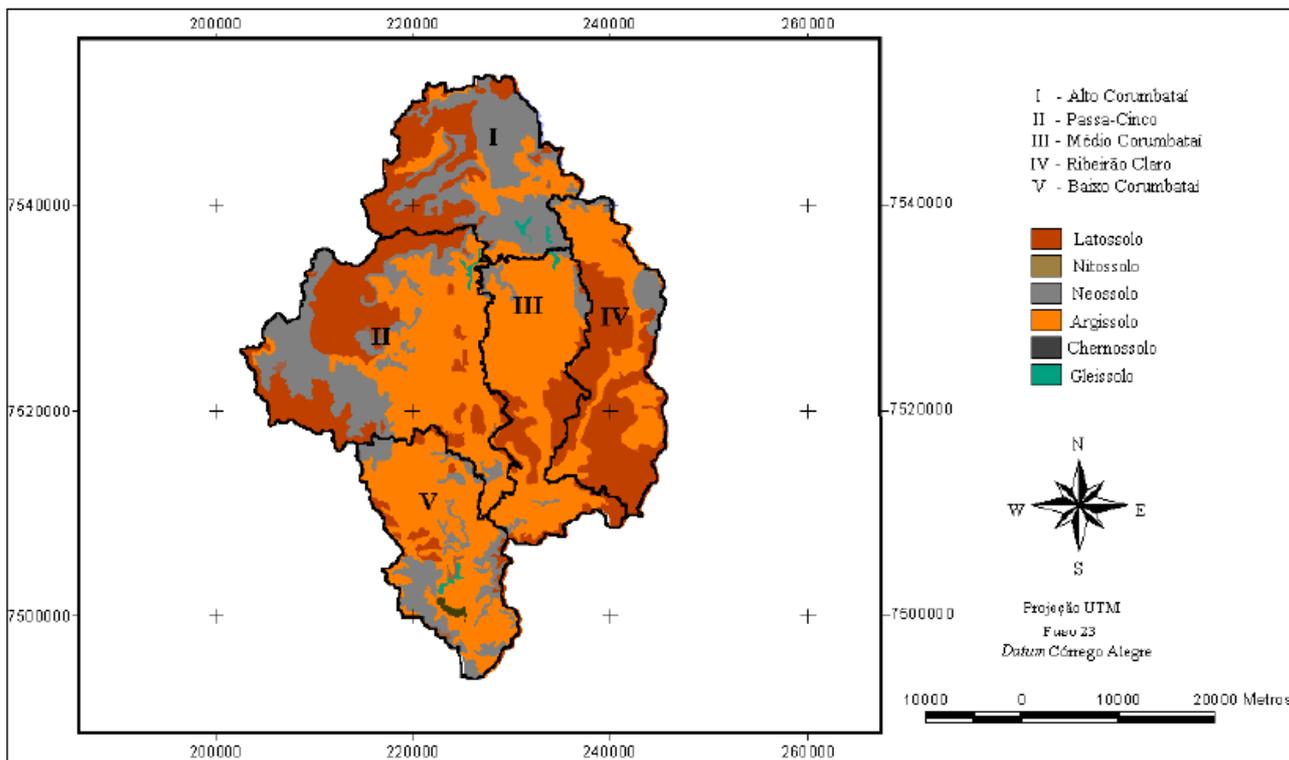


Figura 2 - Grandes grupos de solo da bacia do Rio Corumbataí. Fonte: Valente, 2005

Segundo Viana *et al.* (2002), em um estudo sobre o potencial de erosão da Bacia do Corumbataí, 56,7% e 31,6% dos solos são classificados, respectivamente, como sendo de muito alta e alta erodibilidade.

Clima

O clima da região, na classificação de Köppen, é do tipo Cwa, ou seja subtropical, seco no inverno e chuvoso no verão, com temperatura média do mês mais quente superior a 22°C (VALENTE, 2005).

O regime de chuvas é tropical, com duas estações definidas: um período seco, de março a setembro, com menos de 20% da precipitação anual, e um período chuvoso, de outubro a fevereiro, com mais de 80% da precipitação anual, sendo o total precipitado no ano em torno de 1390mm (TROPMAIR; MACHADO, 1974 apud VALENTE, 2005).

Cobertura Vegetal

Em 2001, segundo dados de Valente, somente 11,11% da área da Bacia do Rio Corumbataí era ocupada por floresta nativa e 1,25% por cerrado. Não foram encontrados dados atuais de cobertura florestal na bacia.

Ao todo, existem sete tipos de formações florestais na bacia (adaptado de RODRIGUES, 1999 e MENDES, 2004):

1- Floresta Estacional Semidecidual: caracterizada por apresentar um dossel não perfeitamente contínuo (irregular), entre 15 e 20 m de altura, com algumas espécies típicas dessa formação apresentando deciduidade na estação seca e com presença de árvores emergentes de até 25-30 m de altura. É a formação florestal que predomina na paisagem da bacia do Corumbataí, geralmente na forma de pequenos e isolados fragmentos, aparecendo tanto em solos mais argilosos como em solos mais arenosos;

1-1. Floresta Estacional Semidecidual Submontana: formação fitogeográfica que ocorre em áreas com declividades mais acentuadas em relação às áreas de ocorrência da Floresta Estacional Semidecidual. A dinâmica natural das espécies arbóreas, a sua composição florística e a sua

característica estrutural estão diretamente relacionadas com a ocorrência freqüente de perturbações no local, como os escorregamentos periódicos de solo. Em relação à composição florística, observa-se que esta formação sofre influência das demais formações fitogeográficas ocorrentes na região, como por exemplo, da Floresta Estacional Semidecidual e do Cerradão;

- 2- Floresta Estacional Decidual: Ocorre apenas sobre solos litólicos. Em termos botânicos essa formação é de relevada importância, pois apresenta fisionomia e florística próprias, cuja ocorrência está condicionada por fatores edáficos e não climáticos. As espécies observadas nessa condição apresentam adaptações fisiológicas e/ou morfológicas, capacitando-as para resistirem à deficiência hídrica estacional como armazenamento de água em partes da planta, deciduidade (queda das folhas no período seco), órgãos para absorção da umidade atmosférica ou de chuvas e outras.;
- 3- Floresta Paludosa: Tem como característica principal e seletiva o permanente encharcamento do solo. Em função dessas formações ocuparem áreas com solo permanentemente encharcado, apresentam características florísticas e estruturais próprias, que são distintas das florestas sobre a zona ciliar (floresta estacional semidecidual aluvial), em áreas com encharcamento temporário do solo. Apresentam distribuição naturalmente fragmentada, devido à sua ocorrência exclusiva aos solos com forte influência hídrica, como os solos orgânicos, os gleissolos, as areias quartzosas hidromórficas, os plintossolos e, mais raramente, os solos aluviais e os cambissolos, em condições de solos pouco drenados.
- 4- Cerrado: Coutinho (1978) define cerrado como um complexo de formações oreádicas (cerrado “senso lato”), que vão desde o campo limpo até o cerradão, representando suas formas savânicas (campo sujo, campo cerrado e cerrado senso stricto.) verdadeiros ecótonos de vegetação, entre aquelas duas formas extremas (campo limpo e cerradão). Na região da bacia do

Corumbataí e entorno, a ocorrência atual dessa fitofisionomia está restrita a pequenos fragmentos de tamanhos variáveis, que deveriam ter uma expressão maior no passado, mas que devido às suas características topográficas e edáficas e também devido à ausência na legislação brasileira de leis que protejam as várias formas de expressão dessa formação, foram gradualmente substituídas pela agricultura, principalmente a cultura canavieira e agropecuária.

- 5- Cerradão: Em áreas de cerrado, às vezes encostado a uma Floresta Estacional Semidecidual, pode-se encontrar um tipo de floresta muito peculiar considerado como Cerradão. Esta formação fitogeográfica distingue-se ao longo das matas estacionais pelo aspecto ou fisionomia e, principalmente, pela sua composição florística. Este tipo de formação florestal ocorre normalmente em áreas de solos mesotróficos, com altos teores de cálcio, que também se expressam em altas concentrações nos tecidos foliares das espécies dessa formação. A altura do estrato superior do cerradão pode chegar aos 18 metros, mas em geral esta formação florestal possui entre 8 e 12 metros. Os cerradões, as matas estacionais semidecíduais e o cerrado coexistem lado a lado e trocam elementos florísticos;

Histórico de uso e ocupação do solo

Originalmente, o território da bacia era coberto principalmente por floresta estacional semidecidual e áreas menores com cerrado (KOFFLER, 1993 *apud* VALENTE, 2001).

Sobre o histórico de uso e ocupação da bacia, a CEAPLA (2011) relata que o processo de degradação florestal teve início no XVIII, quando a cultura da cana já era encorajada pelas autoridades. Esta seria a principal atividade agrícola da região, quando a cultura cafeeira substituiu a cana a partir da primeira metade do século XIX. Posteriormente, o café foi substituído por pastagens e, mais recentemente, tem-se a

presença das culturas da cana-de-açúcar, fruticultura e reflorestamentos comerciais, além de atividades industriais desenvolvidas na bacia.

Em 2004, segundo Mendes (2004), existiam ao todo 5428 fragmentos de florestas e 400 fragmentos de cerrado. Do montante de florestas, verifica-se que grande parte se encontra na sub-bacia Passa Cinco, 2187 remanescentes, onde ocorre a menor distância média entre eles, 79,42 metros. Na região do Baixo Corumbataí os fragmentos apresentam maior distância entre si (BASILE, 2006) . Segundo Basile (2006), poucos são os fragmentos que apresentam área maior que 100 hectares (34 fragmentos), e o maior deles apresenta área total de 1167 ha.

Vettorazzi *et al.* (2000) constataram a predominância, em 1998, de pastagens na bacia, sendo responsáveis pela ocupação de 40,75% de sua área, seguidas pela cana-de-açúcar com 26,74% de sua área. Os autores relatam ainda que a floresta nativa ocupava 9,57% da área da Bacia e que a floresta plantada ocupava 16,50%. É possível afirmar que este cenário sofreu poucas alterações, pois Pereira & Pinto (2007) observaram que a configuração que caracteriza o atual mosaico de uso da terra da bacia manteve-se relativamente estável nos últimos 40 anos, de modo que as duas principais atividades agrícolas sempre ocuparam a maior parte das terras. Valente (2005) também encontrou valores semelhantes em seu estudo, entretanto observou que as áreas de cana-de-açúcar agora ocupam a maior parte da área da bacia. As áreas ocupadas por floresta nativa permaneceram praticamente inalteradas (Figura 3).

4.2 Delineamento amostral

O projeto “*Avaliação multi-escala de impactos ambientais em paisagem fragmentada agrícola*”, ao qual o presente estudo está vinculado, selecionou seis unidades amostrais de paisagem. O processo de seleção utilizou o Método da Amostragem Adaptativa (THOMPSON; SEBER, 1996), que permite conduzir o processo de seleção de unidades amostrais através de parâmetros pré-estabelecidos. Tamanhos de unidades amostrais de 9 km², 16 km² e 25 km² foram analisados através da análise de variância multinomial, que permite correlacionar a variância das proporções de uso

da terra em função do tamanho da unidade amostral. A unidade de 16 km² foi definida como adequada por apresentar estabilização da variância da amostragem.

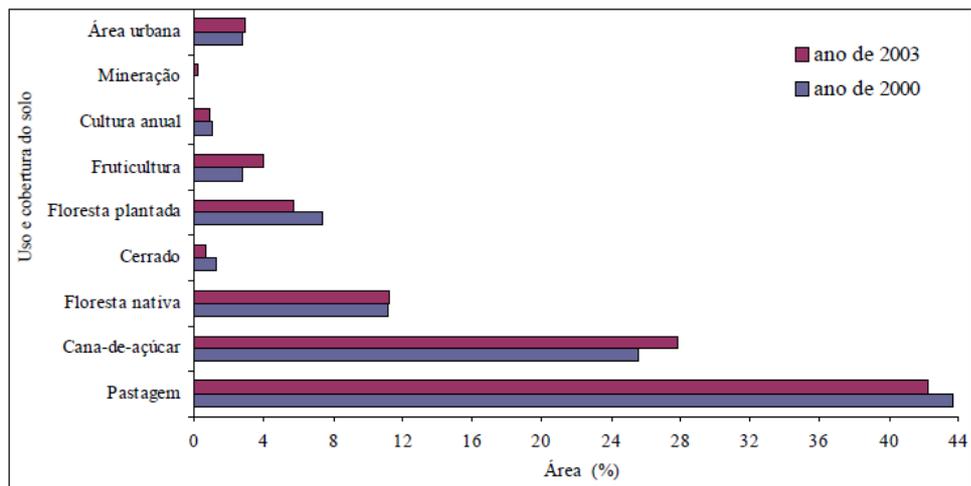


Figura 3 - Uso e cobertura do solo: áreas ocupadas em 2000 e 2003
Fonte: Valente, 2005

A escolha das unidades amostrais considerou que estas fossem representativas das paisagens (FISCHER; LINDENMAYER, 2007) com predomínio das matrizes de cana de açúcar e pasto, típicas da bacia do rio Corumbataí e da paisagem do estado de São Paulo. As unidades amostrais selecionadas apresentam predominância de matriz e a maior área de vegetação nativa possível. Após estudos prévios detalhados da estrutura de paisagem da região, optou-se por escolher unidades com pelo menos 70% de matriz e 10% de vegetação nativa. A Figura 4 ilustra as unidades em estudo selecionadas.

Todo o trabalho de análise da paisagem e escolha de parcelas foi feito utilizando os *softwares* Arcview 3.2 (ESRI 2006), ArcGIS 9.3 e Fragstats 3.3 (MCGARIGAL *et al.* 2002). Após a escolha das unidades amostrais, foram feitas checagens de campo, a fim de verificar as informações obtidas em ambiente SIG, o que confirmou que as paisagens selecionadas realmente apresentavam as condições necessárias para o desenvolvimento do estudo, bem como os seus fragmentos.

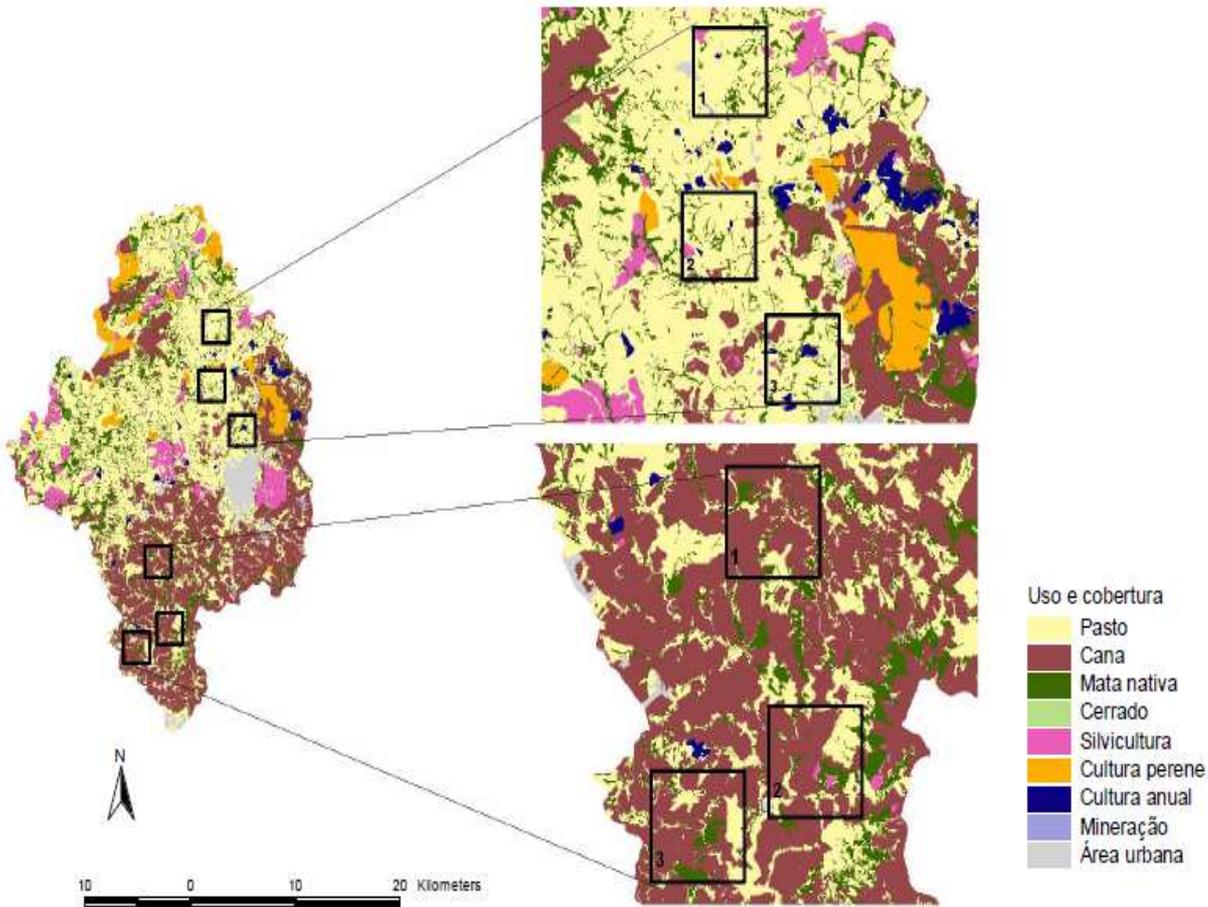


Figura 4 - Unidades amostrais (16 km²) selecionadas como paisagens de estudo nas matrizes de pasto (a) e cana de açúcar (b). Bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo

Fonte: Valente & Vettorazzi, 2003.

4.3 Coleta de dados

A área de estudo apresenta seis unidades amostrais, três em matriz de pasto e três em matriz de cana. Para alcançar os objetivos 1 e 2, dentro de cada unidade, foram escolhidos um fragmento grande e um pequeno, nas bordas dos quais foram alocados cinco transectos de 30x2m, seguindo o sentido da borda para o interior. Cada transecto foi alocado após os primeiros três metros da borda de cada fragmento, e apresentava trinta metros de comprimento perpendiculars a borda e dois metros de largura (Figura 5) para a coleta de dados da regeneração natural (metodologia adaptada de RODRIGUES, 1998). Cada um dos transectos foi subdividido em três trechos menores,

contíguos, de dez metros de comprimento e dois metros de largura. Essa divisão em sub-transectos visou analisar a variação da diversidade florística nos 30x2 metros amostrados, e qual a influência da proximidade com a matriz agrícola sobre vegetação remanescente. A localização das parcelas nos fragmentos de cada unidade amostral está ilustrada na Figura 6.

Em cada transecto, foram amostrados todos os indivíduos arbustivo/arbóreos de 30 cm de altura até 15cm de perímetro a altura do peito (PAP) a 1,3 m de altura. Foram observadas quais as espécies/morfoespécies que ocorrem no transecto, bem como o número de indivíduos por espécie.

A distribuição dos transectos foi feita de forma sistemática, que, segundo revisão feita por Ubialli *et al.* (2009), é o tipo de amostragem na qual cada unidade amostral é melhor distribuída espacialmente, menos onerosa na sua alocação e gera estimativas precisas da média e do total da população. Neste trabalho, os pontos de instalação foram escolhidos e não sorteados com o intuito de representar o tipo vegetacional que ocorre na maior parte do fragmento e não correr o risco do ponto sorteado cair, por exemplo, em uma área de clareira. Essa metodologia visou também que todo o fragmento fosse abrangido, excluindo-se a agregação de vários transectos em uma única área, no caso dos pontos saírem muito próximos em um sorteio. Outros estudos botânicos (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; MEIRA NETO; MARTINS, 2003; SOUZA *et al.*, 2007; GUARANTINI *et al.*, 2008) também utilizaram o método de amostragem sistemática em suas pesquisas.

A identificação das espécies foi feita através da coleta de material botânico para posterior comparação com exsicatas depositadas principalmente no herbário da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESA e consulta a especialistas. Ao final de cada dia de trabalho de campo, o material coletado foi prensado e secado em estufa.

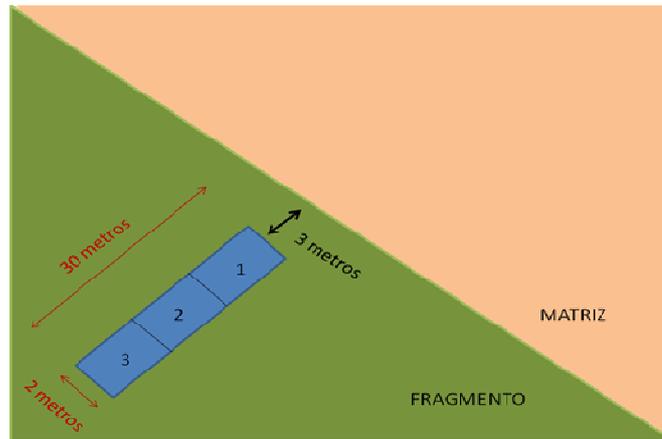


Figura 5 - Esquema da alocação dos transectos de 30x2 metros (em azul) e sub-transectos contíguos de 10x2 metros (1, 2 e 3) nos remanescentes para amostragem da regeneração natural, bacia do rio Corumbataí, SP.

Os dados coletados em campo foram utilizados para classificar os fragmentos quanto ao tipo de vegetação. O sistema de classificação adotado foi o sistema de Classificação da Vegetação Brasileira do IBGE, elaborado por Veloso *et al.* (1991). Os dados foram organizados por listagens de espécies identificadas/morfoespécies e matriz de ocorrência. Posteriormente, as espécies coletadas foram classificadas quanto ao grupo sucessional, utilizando os parâmetros definidos no item 3.2, através de consulta à literatura, especialmente Gandolfi *et al.* (1995), Ivanauskas *et al.* (1999), Gandolfi (2000), Fonseca e Rodrigues (2000), Paula *et al.* (2004), Guarantini *et al.* (2008) e Pinheiro e Monteiro (2009), e consulta a especialistas.

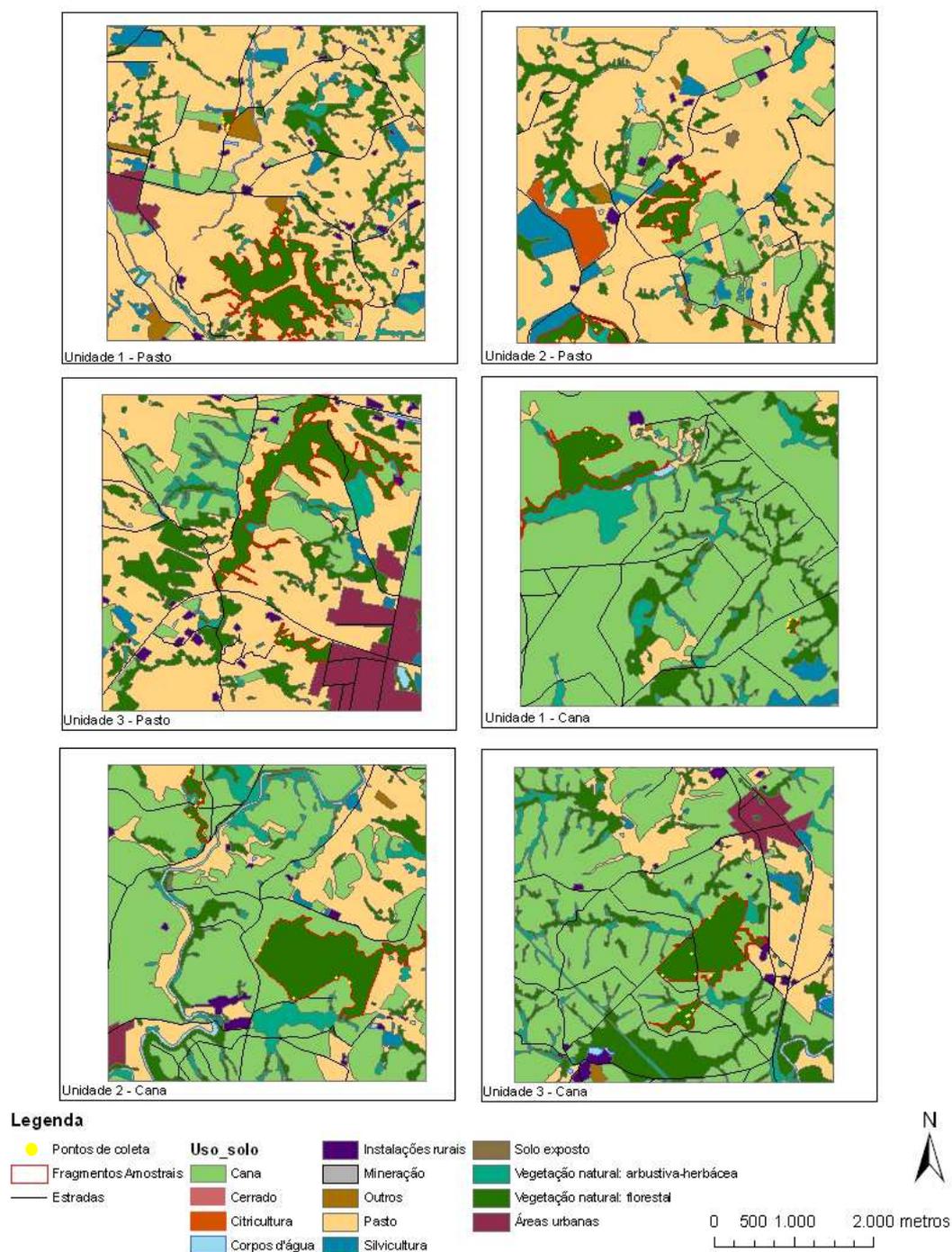


Figura 6 - Localização dos pontos de amostragem da regeneração natural da borda de fragmentos florestais nas diferentes matrizes agrícolas, por unidade amostral, na bacia do rio Corumbataí, São Paulo

4.4 Caracterização do estado de conservação dos remanescentes florestais

Para caracterizar o estado de conservação dos fragmentos e relacionar a degradação dos remanescentes com a diversidade da regeneração natural (objetivo 3), após a amostragem do estrato regenerante em cada transecto, foi preenchida uma tabela que aponta indicadores do estado de conservação dos fragmentos (Quadro 1). As informações contidas nas tabelas foram relacionadas com os dados de riqueza, diversidade e abundância do estrato regenerante obtidos na amostragem de cada transecto, a fim de analisar a influência desses filtros na qualidade da regeneração natural. Os dados também foram utilizados para indicar estratégias de restauração florestal adequadas para cada situação ambiental.

Filtros de diversidade	Dossel				Invasão de Gramíneas exóticas			Presença de Lianas em Desequilíbrio			Presença de epífitas		Prática de queimadas recentes no entorno		Entrada de gado		Extração de madeira	
	Nº de estratos	Altura (m)	Continuidade	Presença de eucaliptos	<20%	21-50%	>50%	<20%	21-50%	>50%	Presença	Ausência	Observada	Não observada	Observada	Não observada	Observada	Não observada
Transecto																		
Transecto 1																		
Transecto 2																		
Transecto 3																		
Transecto 4																		
Transecto <i>n</i>																		

Quadro 1 - Indicadores de conservação do fragmento

4.5 Análise de dados

Os dados obtidos nas visitas a campo foram analisados sob uma óptica espacial, ou seja, foram analisadas as diferenças de estrutura e composição de espécies nos fragmentos de acordo com a matriz na qual estão inseridos, quais sejam: cana-de-açúcar e pastagem.

As variáveis referentes à regeneração natural analisadas no presente estudo foram:

- N_HA: esta variável foi obtida através do número de indivíduos encontrados em cada transecto (num.ind; área = 60m²), transformados em número de indivíduos por hectare (ou seja: $N_HA = \text{num.ind} \cdot 10000/60$). Foi aplicado um teste de homogeneidade de variância, e como a variável não apresentou homocedasticidade, a transformação mais indicada pelo método Box-Cox foi a raiz quadrada. Desta forma, apenas a variável transformada (RN_HA) foi utilizada nas análises subseqüentes.
- NESP_M²: indica o número de espécies por metro quadrado em cada transecto (ou seja, $NESP_M^2 = \text{num.ind}/60$). O teste de homogeneidade de variância indicou que a variável é homocedástica.
- ISHANNON: Foi adotado um índice de heterogeneidade da comunidade vegetal, visto que estes índices levam em consideração tanto a riqueza de espécies como a equabilidade da comunidade (Magurran, 1988). Utilizamos o índice de Shannon-Weaver, calculado usando a base logarítmica natural, que proporciona maior consistência e coerência ao índice, havendo então forte recomendação para o seu uso (ver MARTINS; MAËS DOS SANTOS, 1999). O índice foi calculado para cada transecto e por matriz, segundo a seguinte fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^s (p_i) \times (\ln p_i)$$

onde: \ln = logaritmo na base natural; p_i = proporção entre o número de indivíduos registrados para a espécie i e o número de indivíduos da amostra, s = número total de espécies.

O teste de homogeneidade de variância indicou que a variável é homocedástica.

Para comparar os sub-transectos de amostragem (distâncias de 10, 20 e 30m no sentido borda-interior), foram utilizadas as mesmas variáveis, seguindo o raciocínio descrito acima. Estas foram recalculadas, de modo que foram obtidas as variáveis NESP_M²sub, N_HAsub e ISHANNONsub para cada sub-transecto por matriz (conjunto de todos os sub-transectos de 10m para a matriz cana; conjunto de todos os sub-transectos de 10m para a matriz pasto, e assim sucessivamente).

As variáveis foram calculadas utilizando o programa The SAS System for Windows versão 9.2.

Para caracterizar a estrutura e diversidade da comunidade, foram utilizados os parâmetros riqueza, abundância, densidades absoluta e relativa, freqüências absoluta e relativa e equabilidade.

A riqueza indica o número de espécies em uma comunidade. Para este estudo, apresentamos a riqueza específica numérica para as matrizes (número total de espécies amostradas), e para os fragmentos e transectos apresentamos um índice de riqueza específica areal (variável NESP_M²), que trata do número de espécies em uma determinada área (MARTINS; MAËS DOS SANTOS, 1999). O uso do índice de riqueza específica areal nos permitiu analisar e fazer comparações entre as áreas.

O parâmetro abundância foi utilizado para indicar o número de indivíduos de cada espécie ou classe sucessional, na área total amostrada e em cada matriz. Para calcular a densidade absoluta de cada espécie ou classe sucessional, utilizamos a abundância dividida pela unidade de área total amostrada (0,36ha) e de cada matriz (0,18ha). A densidade relativa reflete o percentual de cada espécie ou classe em relação às demais, calculada segundo a seguinte fórmula:

$$DR(i) = \frac{DA(i)}{\sum_{i=1}^n DA} \times 100$$

onde: DA(i) densidade absoluta de espécie i (%); n número de indivíduos amostrados para a espécie i, DR densidade relativa da espécie i (%).

A frequência está relacionada à ocorrência de cada espécie no total de transectos amostrais, não sendo utilizada a abundância da espécie. A frequência absoluta foi calculada como o número de registros que foram obtidos, dentre as 60 transectos amostrados, e a frequência relativa foi calculada como um percentual da frequência de cada espécie em relação às frequências das demais. As frequências absolutas e relativas foram calculadas para espécies e para as classes sucessionais, conforme as seguintes fórmulas:

Frequência Absoluta:

$$FA(i) = p(i)/P \times 100$$

Frequência Relativa:

$$FR(i) = \frac{FA(i)}{\sum_{i=1}^n FA} \times 100$$

onde: FA(i) = frequência absoluta de espécie i (%); p = número de unidades amostrais onde ocorre a espécie i, P = número total de unidades amostrais, FR = frequência relativa da espécie i (%).

A equabilidade foi calculada conforme proposto por Pielou (1975), segundo a fórmula abaixo:

$$J' = H' / H' \text{ máx}$$

$$H' \text{ máx} = \ln S$$

onde: H' = índice de Shannon-Weaver, H' Max = diversidade de espécies sob máxima equabilidade, S = número de espécies inventariadas.

Todos os cálculos de parâmetros descritivos da comunidade vegetal foram realizados no programa Microsoft Excel 2007 for Windows.

Para melhor descrever a comunidade amostrada, apresentamos um gráfico de abundância-diversidade, tanto para a paisagem como um todo quanto para cada matriz. Para obter este gráfico, a abundância relativa de cada espécie foi ranqueada e plotada em escala logarítmica na base 10 ordenada de forma decrescente (MAGURRAN, 1988). O formato das curvas obtidas permitiu comparar os ambientes quanto à riqueza, abundância e dominância relativas e equabilidade entre as espécies. Segundo Martins & Maës dos Santos (1999), existem quatro modelos possíveis para a curva: modelo da vara quebrada ("broken stick") no qual a abundância é semelhante entre as espécies, ou seja, a equidade é grande; modelo lognormal em que poucas espécies apresentam grande abundância, poucas espécies apresentam pequena abundância e a maioria das espécies apresenta abundância intermediária; modelo logsérie segundo o qual algumas espécies apresentam grande abundância e a maioria das espécies apresenta abundância muito pequena; modelo geométrico em que a abundância é muito grande em uma espécie e diminui rápida e constantemente nas demais. Assim, a equidade é maior no modelo da vara quebrada, diminuindo progressivamente nos modelos lognormal e logsérie, até chegar ao mínimo no modelo geométrico.

Para inferir a similaridade florística entre as duas matrizes agrícolas de estudos e entre os fragmentos amostrados, foi utilizado o Índice de Similaridade de Jaccard. Este índice trabalha com dados qualitativos, e é utilizado tanto para comparar floras gerais de grandes áreas, como também para determinar similaridade de parcelas em termos de composição de espécies (MELO, 2004). O índice foi calculado para comparar a regeneração entre as matrizes e entre os fragmentos. Consideramos duas áreas similares quando o índice foi maior que 25%, conforme Ivanauskas et al (1997).

Foi realizada a Análise de Variância (ANOVA), a fim de relacionar as variáveis RN_HA, NESP_M² e ISHANNON com as fontes de variação matriz, tamanho do fragmento (para esta análise, classificados como grande e pequeno, conforme critério de escolha de cada unidade amostral – ver item 3.3), e os indicadores de conservação dos fragmentos (ver item 3.5). Nos casos em que a ANOVA indicou significância

estatística, foi aplicado um teste Tukey, a fim de comparar as médias de cada subgrupo (VIEIRA; HOFFMANN, 1989).

Os indicadores de conservação foram utilizados para diferenciar as matrizes agrícolas quanto ao estado de conservação dos seus fragmentos, sem relacionar esses indicadores com as variáveis de regeneração natural. Para analisar os indicadores número de estratos e altura, utilizando como variáveis classificatórias as matrizes agrícolas ou o tamanho do fragmento (pequeno e grande), foi utilizado o teste de Wilcoxon, visto que as variáveis não apresentaram normalidade, pré-requisito para um teste paramétrico. Para comparar os indicadores presença de eucalipto no dossel, presença de epífitas, prática de queimadas no entorno e entrada de gado entre as duas matrizes foi aplicado o Teste Exato de Fisher. Para os indicadores abundância de gramíneas e abundância de lianas, comparados às duas matrizes, foi aplicado o teste Qui-Quadrado.

A fim de verificar se havia dependência entre a distribuição das classes sucessionais na paisagem e as matrizes agrícolas, foi aplicado um teste Qui-quadrado. Para verificar se havia uma correlação entre a distribuição das classes sucessionais na paisagem e os indicadores de conservação dos fragmentos, foi utilizado o coeficiente de Correlação de Pearson.

Para todos os testes estatísticos utilizados neste trabalho, o nível de significância aceito foi sempre 0,05. As análises estatísticas foram realizadas através do programa The SAS System for Windows versão 9.2.

5 RESULTADOS

5.1 Caracterização da regeneração natural da borda de remanescentes florestais inseridos em diferentes matrizes agrícolas

Os resultados apresentados neste item atendem ao objetivo 1, de caracterizar a estrutura e composição da regeneração natural em bordas de remanescentes florestais. Foram amostrados 5.886 indivíduos arbustivo-arbóreos nos transectos de regeneração natural da borda de 12 fragmentos florestais remanescentes, distribuídos em 58 famílias botânicas (uma indeterminada), 220 espécies e 18 morfoespécies (3 não foram confirmadas ao nível taxonômico de espécie, 8 foram identificadas apenas até gênero, 6 foram identificadas apenas até família e 1 é indeterminada) (Tabela 1).

Tabela 1 - Lista de espécies encontradas nos 60 transectos de amostragem na bacia do Rio Corumbataí. Grupo Sucessional (GS): PI = pioneira; SI = secundária inicial; SI/SB = secundária inicial de sub-bosque; ST/CL = secundária tardia ou climácica de dossel; ST/CL/SD = secundária tardia ou climácica de sub-dossel; ST/CL/SB = secundária tardia ou climácica de sub-bosque, NC: NÃO CLASSIFICADA. Matriz de ocorrência: 1 = presença; 0 = ausência (continua)

Família	Espécie	Autor	GS	Matriz	
				Cana	Pasto
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	Jacq.	ST/CL	1	1
	<i>Tapirira guianensis</i>	Aubl.	SI	1	1
Annonaceae	<i>Guatteria nigrescens</i>	Mart.	ST/CL	0	1
	<i>Xylopia aromatica</i>	(Lam.) Mart.	NC	0	1
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Müll.Arg.	ST/CL	1	0
	<i>Tabernaemontana hystrix</i>	Steud.	PI	1	0
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i>	(DC.) Decne. & Planch.	NC	1	1
	<i>Schefflera vinosa</i>	(Cham. & Schldl.) Frodin & Fiaschi	NC	0	1
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	(Cham.) Glassman	SI	1	1
Asteraceae	<i>Chromolaena laevigata</i>	(Lam.) R.M. King & H. Rob.	NC	1	0
	<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	(Lam.) H.Rob.	NC	0	1
	<i>Gochnatia polymorpha</i>	(Less.) Cabrera	SI	1	1
	<i>Vernonanthura divaricata</i>	(Spreng.) H. Rob.	PI	0	1
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	ST/CL	0	1
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Mattos	ST/CL	0	1
	<i>Jacaranda micrantha</i>	Cham.	SI	1	0
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i>	Cham.	NC	1	0

Tabela 1 - Lista de espécies encontradas nos 60 transectos de amostragem na bacia do Rio Corumbataí. Grupo Sucessional (GS): PI = pioneira; SI = secundária inicial; SI/SB = secundária inicial de sub-bosque; ST/CL = secundária tardia ou climática de dossel; ST/CL/SD = secundária tardia ou climática de sub-dossel; ST/CL/SB = secundária tardia ou climática de sub-bosque, NC: NÃO CLASSIFICADA. Matriz de ocorrência: 1 = presença; 0 = ausência (continuação)

Família	Espécie	Autor	GS	Matriz	
				Cana	Pasto
	<i>Cordia ecalyculata</i>	Vell.	SI	0	1
	<i>Cordia superba</i>	Cham.	ST/CL	0	1
	<i>Cordia trichotoma</i>	(Vell.) Arráb. ex Steud.	SI	1	1
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	(Aubl.) Marchand	SI	0	1
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i>	(Jacq.) Sarg.	PI	1	1
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i>	Mart.	SI/SB	1	1
	<i>Maytenus ilicifolia</i>	Mart. ex Reissek	ST/CL/SD	1	0
	<i>Maytenus robusta</i>	Reissek	SI/SB	1	1
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella gracilipes</i>	(Hook.f.) Prance	ST/CL	0	1
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i>	Pers.	SI	0	1
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i>	Mart.	ST/CL	1	0
	<i>Terminalia triflora</i>	(Griseb.) Lillo	ST/CL	1	1
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i>	Jacq.	SI	1	1
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i>	(Aubl.) Benth.	ST/CL	1	0
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	(Mart.) O.E.Schulz	ST/CL/SB	1	0
	<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	A.St.-Hil.	SI/SB	0	1
Euphorbiaceae	<i>Acalypha brasiliensis</i>	Müll.Arg.	NC	0	1
	<i>Actinostemon concepcionis</i>	(Chodat & Hassl.) Hochr.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Actinostemon concolor</i>	(Spreng.) Müll.Arg.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Actinostemon communis</i>	(Müll.Arg.)Pax	ST/CL/SB	0	1
	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp. & Endl.	PI	1	1
	<i>Croton cf. alchorneicarpus</i>	Croizat	NC	0	1
	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	PI	1	1
	<i>Croton piptocalyx</i>	Müll.Arg.	PI	1	1
	<i>Croton urucurana</i>	Baill.	PI	0	1
	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Spreng.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Sebastiania serrata</i>	(Klotzch) Müll.Arg.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Sebastiania sp.</i>		NC	1	1
Fabaceae	<i>Acacia paniculata</i>	Willd.	PI	0	1
	<i>Albizia niopoides</i>	(Spruce ex Benth.) Burkart	PI	1	1
	<i>Anadenanthera colubrina</i>	(Vell.) Brenan	SI	0	1
	<i>Andira anthelmia</i>	(Vell.) Benth.	NC	1	0

Tabela 1 - Lista de espécies encontradas nos 60 transectos de amostragem na bacia do Rio Corumbataí. Grupo Sucessional (GS): PI = pioneira; SI = secundária inicial; SI/SB = secundária inicial de sub-bosque; ST/CL = secundária tardia ou climácica de dossel; ST/CL/SD = secundária tardia ou climácica de sub-dossel; ST/CL/SB = secundária tardia ou climácica de sub-bosque, NC: NÃO CLASSIFICADA. Matriz de ocorrência: 1 = presença; 0 = ausência (continuação)

Família	Espécie	Autor	GS	Matriz	
				Cana	Pasto
	<i>Andira fraxinifolia</i>	Benth.	SI	1	0
	<i>Bauhinia forficata</i>	Link	PI	1	0
	<i>Calliandra foliolosa</i>	Benth.	SI	1	1
	<i>Centrolobium tomentosum</i>	Guillem. ex Benth.	SI	0	1
	cf. <i>Mimosa bimucronata</i>	(DC.) Kuntze.	NC	1	0
	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Desf.	ST/CL	1	1
	<i>Dahlstedtia pentaphylla</i>	(Taub.) Burkart	NC	1	1
	<i>Dalbergia brasiliensis</i>	Vogel	ST/CL	0	1
	<i>Dalbergia frutescens</i>	(Vell.) Britton	SI	0	1
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	(Vell.) Morong	SI	1	1
	<i>Holocalyx balansae</i>	Micheli	ST/CL	0	1
	<i>Hymenaea courbaril</i>	L.	ST/CL	0	1
	<i>Inga laurina</i>	(Sw.) Willd.	SI	0	1
	<i>Inga marginata</i>	Willd.	SI	1	1
	<i>Inga striata</i>	Benth.	SI	1	0
	<i>Lonchocarpus cultratus</i>	(Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	SI	1	1
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Hassl.	SI	0	1
	<i>Lonchocarpus</i> sp.		NC	1	0
	<i>Lonchocarpus</i> sp.2		NC	0	1
	<i>Machaerium aculeatum</i>	Raddi	SI	1	1
	<i>Machaerium acutifolium</i>	Vogel	SI	1	1
	<i>Machaerium nyctitans</i>	(Vell.) Benth.	SI	1	1
	<i>Machaerium paraguariense</i>	Hassl.	ST/CL	1	1
	<i>Machaerium stipitatum</i>	(DC.) Vogel	SI	1	1
	<i>Machaerium villosum</i>	Vogel	ST/CL	1	1
	<i>Myroxylon peruiferum</i>	L.f.	ST/CL	1	1
	<i>Parapiptadenia rigida</i>	(Benth.) Brenan	SI	1	1
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.) J.F.Macbr.	SI	1	1
	<i>Platypodium elegans</i>	Vogel	SI	1	1
	<i>Pterogyne nitens</i>	Tul.	SI	0	1
	<i>Senegalia polyphylla</i>	(DC.) Britton & Rose (Humb.& Bonpl.ex Willd.) H.S.Irwin	SI	1	1
	<i>Senna pendula</i>	& Barneby	PI	0	1
	<i>Zollernia ilicifolia</i>	(Brongn.) Vogel	ST/CL	1	0
Indeterminada 1	Indeterminada 1		NC	1	0

Tabela 1 - Lista de espécies encontradas nos 60 transectos de amostragem na bacia do Rio Corumbataí. Grupo Sucessional (GS): PI = pioneira; SI = secundária inicial; SI/SB = secundária inicial de sub-bosque; ST/CL = secundária tardia ou climácica de dossel; ST/CL/SD = secundária tardia ou climácica de sub-dossel; ST/CL/SB = secundária tardia ou climácica de sub-bosque, NC: NÃO CLASSIFICADA. Matriz de ocorrência: 1 = presença; 0 = ausência (continuação)

Família	Espécie	Autor	GS	Matriz	
				Cana	Pasto
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i>	Chodat	SI/SD	1	1
Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	Mez	ST/CL	1	0
	<i>Endlicheria paniculata</i>	(Spreng.) J.F.Macbr.	ST/CL	1	1
	<i>Ocotea indecora</i>	(Schott) Mez	ST/CL	0	1
	<i>Ocotea puberula</i>	(Rich.) Nees	SI	1	1
	<i>Ocotea velutina</i>	(Nees) Rohwer	ST/CL	1	0
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	(Raddi) Kuntze	ST/CL	1	1
	<i>Cariniana legalis</i>	(Mart.) Kuntze	ST/CL	1	0
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i>	Mart.	ST/CL/SD	1	1
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i>	A.St.-Hil.	SI	1	1
Malpighiaceae	<i>Bunchosia pallescens</i>	Skottsb.	ST/CL	1	1
	<i>Byrsonima intermedia</i>	A.Juss.	ST/CL	0	1
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i>	(Hook. & Arn.) Hassl.	PI	1	0
	<i>Ceiba speciosa</i>	(A.St.-Hil.) Ravenna	SI	1	1
	<i>Luehea candicans</i>	Mart. & Zucc.	SI	0	1
	<i>Luehea divaricata</i>	Mart. & Zucc.	SI	0	1
	<i>Luehea grandiflora</i>	Mart. & Zucc.	SI	1	1
Melastomataceae	<i>Pseudobombax</i> sp.		NC	1	1
	Melastomataceae 1		NC	0	1
	Melastomataceae 2		NC	1	1
	<i>Miconia albicans</i>	(Sw.) Triana	NC	1	1
	<i>Miconia chamissois</i>	Naudin	NC	0	1
Meliaceae	<i>Miconia langsdorfii</i>	Cogn.	SI	1	1
	<i>Cabralea canjerana</i>	(Vell.) Mart.	ST/CL	1	0
	<i>Cedrela fissilis</i>	Vell.	SI	1	0
	<i>Cedrela odorata</i>	L.	ST/CL	0	1
	<i>Guarea guidonia</i>	(L.) Sleumer	SI	1	1
	<i>Guarea kunthiana</i>	A.Juss.	ST/CL	1	1
	<i>Guarea macrophylla</i>	Vahl	SI	1	1
	<i>Trichilia casaretti</i>	C.DC.	ST/CL/SD	1	0
	<i>Trichilia catigua</i>	A.Juss.	ST/CL/SB	1	1
<i>Trichilia claussoni</i>	C.DC.	ST/CL/SD	1	1	

Tabela 1 - Lista de espécies encontradas nos 60 transectos de amostragem na bacia do Rio Corumbataí. Grupo Sucessional (GS): PI = pioneira; SI = secundária inicial; SI/SB = secundária inicial de sub-bosque; ST/CL = secundária tardia ou climácica de dossel; ST/CL/SD = secundária tardia ou climácica de sub-dossel; ST/CL/SB = secundária tardia ou climácica de sub-bosque, NC: NÃO CLASSIFICADA. Matriz de ocorrência: 1 = presença; 0 = ausência (continuação)

Família	Espécie	Autor	GS	Matriz	
				Cana	Pasto
	<i>Trichilia elegans</i>	A.Juss.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Trichilia pallida</i>	Sw.	ST/CL/SD	1	1
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i>	(Spreng.) Perkins	ST/CL/SB	1	0
	<i>Mollinedia widgrenii</i>	A.DC.	ST/CL/SB	0	1
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	(L.) D.Don ex Steud.	SI	0	1
Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginea</i>	(Ruiz & Pav.) Mez	SI	1	1
	<i>Rapanea umbellata</i>	(Mart.)Mez	SI/SD	1	1
Myrsticaceae	<i>Virola sebifera</i>	Aubl.	PI	0	1
Myrtaceae	<i>Calyptanthes clusiifolia</i>	O.Berg	ST/CL/SB	0	1
	<i>Calyptanthes lucida</i>	Mart. ex DC.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Calyptanthes sp.</i>		NC	0	1
	<i>Campomanesia guaviroba</i>	(DC.) Kiaersk.	ST/CL	1	0
	<i>Campomanesia guazumifolia</i>	(Cambess.) O.Berg	ST/CL	0	1
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	(Mart.) O.Berg	ST/CL	1	1
	<i>Eugenia blastantha</i>	(O.Berg) D.Legrand	ST/CL/SB	0	1
	<i>Eugenia hiemalis</i>	Cambess.	NC	0	1
	<i>Eugenia dodonaeifolia</i>	Cambess.	NC	1	1
	<i>Eugenia cf. moraviana</i>	O. Berg	NC	1	0
	<i>Eugenia florida</i>	DC.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Eugenia hiemalis</i>	Cambess.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Eugenia ligustrina</i>	(Sw.) Willd.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Eugenia paracatuana</i>	O.Berg	ST/CL/SB	1	1
	<i>Eugenia sp.</i>		NC	0	1
	<i>Eugenia uniflora</i>	L.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Gomidesia affinis</i>	(Cambess.) D. Legrand	ST/CL/SB	1	1
	<i>Hexaclamys edulis</i>	(Berg.) Legrand et Klaus	ST/CL/SB	1	1
	<i>Myrcia multiflora</i>	(Lam.) DC.	NC	1	1
	<i>Myrcia ramulosa</i>	DC.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Myrcia splendens</i>	(Sw.) DC.	SI	1	1
	<i>Myrcia tomentosa</i>	(Aubl.) DC.	SI	0	1
	<i>Myrciaria floribunda</i>	(H.West ex Willd.) O.Berg	ST/CL/SB	1	1
	<i>Myrciaria peruviana</i> var. <i>trunciflora</i>	Mattos	ST/CL/SB	1	0
	<i>Neomitranthes glomerata</i>	(D.Legrand) D.Legrand	NC	1	1

Tabela 1 - Lista de espécies encontradas nos 60 transectos de amostragem na bacia do Rio Corumbataí. Grupo Sucessional (GS): PI = pioneira; SI = secundária inicial; SI/SB = secundária inicial de sub-bosque; ST/CL = secundária tardia ou climácica de dossel; ST/CL/SD = secundária tardia ou climácica de sub-dossel; ST/CL/SB = secundária tardia ou climácica de sub-bosque, NC: NÃO CLASSIFICADA. Matriz de ocorrência: 1 = presença; 0 = ausência (continuação)

Família	Espécie	Autor	GS	Matriz	
				Cana	Pasto
	<i>Plinia cauliflora</i>	(Mart.) Kausel	ST/CL/SB	1	1
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i>	(Choisy) Lundell	SI	1	1
	<i>Guapira opposita</i>	(Vell.) Reitz	SI	1	1
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i>	(DC.) Engl.	SI	1	1
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i>	Miers ex Benth. & Hook.f.	ST/CL	0	1
Peraceae	<i>Pera glabrata</i>	(Schott) Poepp. ex Baill.	SI	0	1
Phytolacaceae	<i>Seguiera langsdorffii</i>	Moq.	SI	1	1
Picramniaceae	<i>Picramnia sellowii</i>	Planch.	ST/CL	0	1
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	L.	SI/SB	1	1
	<i>Piper amalago</i>	L.	SI/SB	1	1
	<i>Piper arboreum</i>	Aubl.	SI	1	1
	<i>Piper caldense</i>	C.DC.	SI/SB	0	1
	<i>Ottonia frutescens</i>	(C. DC.) Trel.	SI/SB	1	0
	<i>Piper gaudichaudianum</i>		SI/SB	1	1
	<i>Piper glabratum</i>	Kunth	SI/SB	1	1
	<i>Piper lhotzkyanum</i>	Kunth	SI/SB	0	1
	<i>Piper gaudichaudianum</i>	Kunth	NC	0	1
	<i>Piper umbellatum</i>	L.	SI/SB	0	1
Polygonaceae	<i>Coccoloba cordata</i>	Cham.	ST/CL	0	1
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i>	Klotzsch	ST/CL	0	1
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	Reissek	SI	1	1
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>	(L.) Urb.	SI	0	1
Rubiaceae	<i>Alibertia concolor</i>	(Cham.) K. Schum.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Alibertia sessilis</i>	(Vell.) K. Schum.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Alseis floribunda</i>	Schott	ST/CL	1	0
	<i>Chomelia bella</i>	(Standl.) Steyerm.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Chomelia chamissois</i>		ST/CL/SB	0	1
	<i>Chomelia obtusa</i>	Cham. & Schltld.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Chomelia pohliana</i>	Müll.Arg.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Chomelia</i> sp.		NC	1	0
	<i>Coussarea hydrangeifolia</i>	(Benth.) Müll.Arg.	ST/CL/SB	1	0
	<i>Coutarea hexandra</i>	(Jacq.) K.Schum.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Faramea montevidensis</i>	(Cham. & Schltld.) DC.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Guettarda viburnoides</i>	Cham. & Schltld.	ST/CL	0	1

Tabela 1 - Lista de espécies encontradas nos 60 transectos de amostragem na bacia do Rio Corumbataí. Grupo Sucessional (GS): PI = pioneira; SI = secundária inicial; SI/SB = secundária inicial de sub-bosque; ST/CL = secundária tardia ou climácica de dossel; ST/CL/SD = secundária tardia ou climácica de sub-dossel; ST/CL/SB = secundária tardia ou climácica de sub-bosque, NC: NÃO CLASSIFICADA. Matriz de ocorrência: 1 = presença; 0 = ausência (continuação)

Família	Espécie	Autor	GS	Matriz	
				Cana	Pasto
	<i>Ixora venulosa</i>	Benth.	ST/CL/SD	1	1
	<i>Psychotria carthagenensis</i>	Jacq.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Psychotria astrellantha</i>	Wernham	NC	1	0
	<i>Psychotria deflexa</i>	DC.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Psychotria leiocarpa</i>	Cham. & Schtdl.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Psychotria suterella</i>	Müll.Arg.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Psychotria vellosiana</i>	Benth.	ST/CL/SB	1	0
	<i>Randia armata</i>	(Sw.) DC.	ST/CL/SD	1	1
	<i>Randia calycina</i>	Cham.	ST/CL/SD	0	1
	<i>Rudgea jasminoides</i>	(Cham.) Müll.Arg.	ST/CL/SB	1	1
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	(Engl.) Engl.	SI	1	0
	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	(A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Esenbeckia grandiflora</i>	Mart.	ST/CL	0	1
	<i>Galipea jasminiflora</i>	(A.St.-Hil.) Engl.	ST/CL/SD	1	0
	<i>Metrodorea nigra</i>	A.St.-Hil.	ST/CL/SB	0	1
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	Lem.	ST/CL	0	1
	<i>Zanthoxylum acuminatum</i>	(Sw.) Sw.	SI	0	1
	<i>Zanthoxylum acutifolium</i>	Engl.	SI	0	1
	<i>Zanthoxylum fagara</i>	(L.) Sarg.	SI	1	1
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Lam.	PI	1	1
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	Engl.	SI	0	1
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	Jacq.	ST/CL	1	1
	<i>Casearia gossypiosperma</i>	Briq.	ST/CL	1	1
	<i>Casearia sylvestris</i>	Sw.	SI	1	1
	<i>Prockia crucis</i>	P.Browne ex L.	SI	1	1
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	(A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	SI	1	1
	<i>Allophylus sericeus</i>	(Cambess.) Radlk.	SI	0	1
	<i>Cupania tenuivalvis</i>	Radlk.	SI	1	0
	<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.	SI	1	1
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Radlk.	SI	0	1
	<i>Matayba elaeagnoides</i>	Radlk.	SI	1	1
	<i>Matayba guianensis</i>	Aubl.	SI	1	1
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	(Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	SI	1	1

Tabela 1 - Lista de espécies encontradas nos 60 transectos de amostragem na bacia do Rio Corumbataí. Grupo Sucessional (GS): PI = pioneira; SI = secundária inicial; SI/SB = secundária inicial de sub-bosque; ST/CL = secundária tardia ou climácica de dossel; ST/CL/SD = secundária tardia ou climácica de sub-dossel; ST/CL/SB = secundária tardia ou climácica de sub-bosque, NC: NÃO CLASSIFICADA. Matriz de ocorrência: 1 = presença; 0 = ausência (final)

Família	Espécie	Autor	GS	Matriz	
				Cana	Pasto
	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	(Hook. & Arn.) Radlk.	ST/CL/SD	1	1
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	Aubl.	SI/SB	1	1
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i>	(L.) Schltld.	PI	1	1
	<i>Cestrum laevigatum</i>	Schltld.	PI	0	1
	<i>Cestrum strigilatum</i>	Ruiz & Pav.	PI	1	0
	Solanaceae 1		NC	1	0
	Solanaceae 2		NC	1	0
	Solanaceae 3		NC	1	1
	Solanaceae 4		NC	1	0
	<i>Solanum argenteum</i>	Dunal	SI	1	0
	<i>Solanum granuloseprosum</i>	Dunal	PI	1	1
	<i>Solanum hirtellum</i>	(Spreng.) Hassl.	PI	0	1
	<i>Solanum pseudoquina</i>	A.St.-Hil.	PI	0	1
	<i>Solanum</i> sp.		NC	0	1
Symplocaceae	<i>Symplocos pubescens</i>	Klotzsch ex Benth.	ST/CL/SB	0	1
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i>	(Meisn.) Nevling	ST/CL/SB	1	0
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i>	Snethl.	PI	1	1
	<i>Cecropia pachystachya</i>	Trécul	PI	0	1
	<i>Urera baccifera</i>	(L.) Gaudich. ex Wedd.	PI	0	1
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i>	(Ruiz & Pav.) Juss.	PI	1	1
Violaceae	<i>Hybanthus atropurpureus</i>	(A.St.-Hil.) Taub.	ST/CL/SB	1	1
	<i>Hybanthus communis</i>	(A.St.-Hil.) Taub.	ST/CL/SB	0	1
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i>	Mart.	SI	0	1

As famílias com maior riqueza foram Fabaceae (37 espécies), Myrtaceae (26), Rubiaceae (22), Euphorbiaceae e Solanaceae (12 espécies cada uma), Meliaceae e Rutaceae (11 espécies cada uma) e Piperaceae (10 espécies). 25 famílias (43,8% do total) foram representadas por apenas uma espécie, e 13 (22,8%) foram representadas por duas espécies (Figura 7).

As famílias que apresentaram maior riqueza também estão presentes entre as mais abundantes, dentre as quais se destacam Meliaceae (951 indivíduos - 16,1% do total), Myrtaceae (694 indivíduos - 11,8%), Fabaceae (657 indivíduos - 11%), Violaceae (511 indivíduos - 8,7%), Rubiaceae (472 - 8%), Sapindaceae e Solanaceae (356 e 354, respectivamente - 6% cada), Piperaceae (281 - 4,8%), Rutaceae (251 - 4,3%) e Euphorbiaceae (128 - 2,2%).

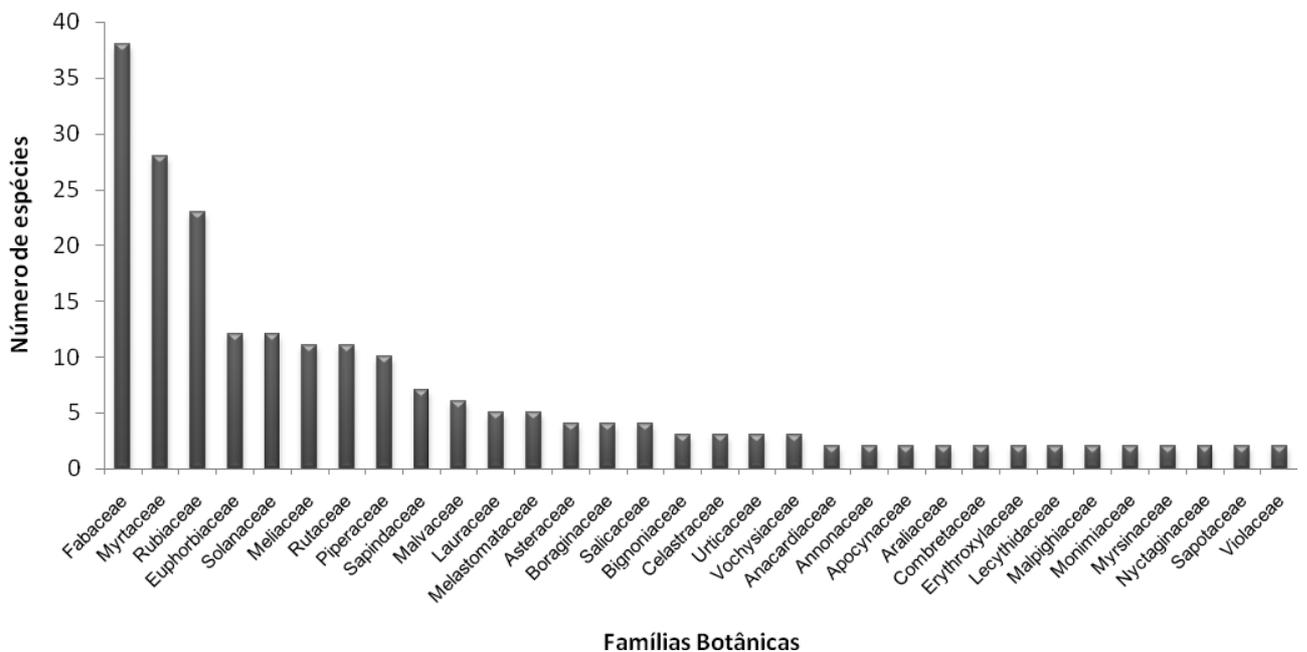


Figura 7 - Distribuição das espécies entre as famílias botânicas (famílias representadas por pelo menos duas espécies) amostradas na regeneração natural de fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do Corumbataí, estado de São Paulo

Entre as mais abundantes, duas famílias chamam atenção pelo fato de não apresentarem uma grande riqueza de espécies. A família Sapindaceae, responsável por 6% do total de indivíduos da paisagem, é representada por sete espécies, e, dentre elas, a que apresenta maior abundância é *Cupania vernalis* (189 indivíduos). Já a família Violaceae, quarta família mais abundante, é representada na paisagem por

apenas duas espécies, sendo que uma delas, *Hybanthus atropurpureus*, é responsável por quase todos os indivíduos amostrados da família, visto que foram amostrados 509 indivíduos dessa espécie e apenas dois de *Hybanthus communis* nos doze fragmentos amostrados.

As espécies apresentaram densidades variadas nos doze fragmentos amostrados. *Hybanthus atropurpureus* foi a espécie que apresentou a maior densidade relativa nos transectos de estudo, seguido por *Acnistus arborescens* (espécie mais abundante da família Solanaceae). A Tabela 2 mostra as dez espécies com maiores densidades relativas encontradas nos doze fragmentos amostrados, que, juntas, representam 42,26% da densidade total de indivíduos amostrados. 46 espécies foram representadas por apenas um indivíduo nos fragmentos, e 31 por apenas dois indivíduos.

Tabela 2 - Espécies e seus respectivos números de indivíduos amostrados e densidades relativas amostradas na regeneração natural de fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do Corumbataí, estado de São Paulo

Espécie	Número de Indivíduos	Densidade Relativa (%)
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A.St.-Hil.) Taub.	509	8,6476
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltl.	324	5,5046
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	314	5,3347
<i>Eugenia florida</i> DC.	254	4,3153
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	207	3,5168
<i>Trichilia clauseni</i> C.DC.	201	3,4149
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	189	3,2110
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	187	3,1770
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	157	2,6673
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	146	2,4805

A espécie mais freqüente, ou seja, aquela que foi amostrada em um maior número de transectos, foi *Eugenia florida*, que foi registrada em 44 dos 60 transectos amostrados e que também apresenta elevada densidade relativa (ver Tabela 2). A Tabela 3 apresenta as dez espécies com as maiores freqüências relativas da paisagem de estudo.

A curva de dominância-diversidade da paisagem (Figura 8) apresenta as quinze espécies com maior abundância relativa amostradas nas bordas dos fragmentos inseridos nas matrizes de pastagem e cana de açúcar. Juntas, as espécies somam 51,4% de todos os indivíduos amostrados na paisagem. Este padrão, segundo Lopes et al. (2011), é típico de florestas tropicais, onde um pequeno número de espécies ocorre em alta densidade, e um número maior de espécies se apresentam em menor densidade. A curva de abundância-diversidade indica que há um modelo lognormal de distribuição das espécies conforme o logaritmo das suas abundâncias na paisagem, isto é, as espécies dividem-se entre poucas espécies que apresentam grande abundância, poucas espécies que apresentam pequena abundância e a maioria das espécies apresenta abundância intermediária (ver MARTINS; MAËS DOS SANTOS, 1999). O modelo lognormal é um dos mais freqüentemente encontrados em comunidades constituídas por muitas espécies funcionalmente heterogêneas, cuja abundância é influenciada por muitos fatores independentes, sendo este modelo, desta forma, uma importante ferramenta no estudo das comunidades (MAGURRAN, 1988; MARTINS; MAËS DOS SANTOS, 1999).

Tabela 3 - Espécies mais freqüentes dentre as amostradas na regeneração natural nos 60 transectos de estudo alocadas em fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do Corumbataí, estado de São Paulo

Espécie	Número de Transectos*	Frequência Relativa
<i>Eugenia florida</i> DC.	44	2,3542
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	35	1,8727
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	32	1,7121
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	29	1,5516
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	27	1,4446
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltld.	24	1,2841
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	21	1,1236
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	21	1,1236
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A.St.-Hil.) Taub.	20	1,0701
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	20	1,0701

* Total de transectos: 60

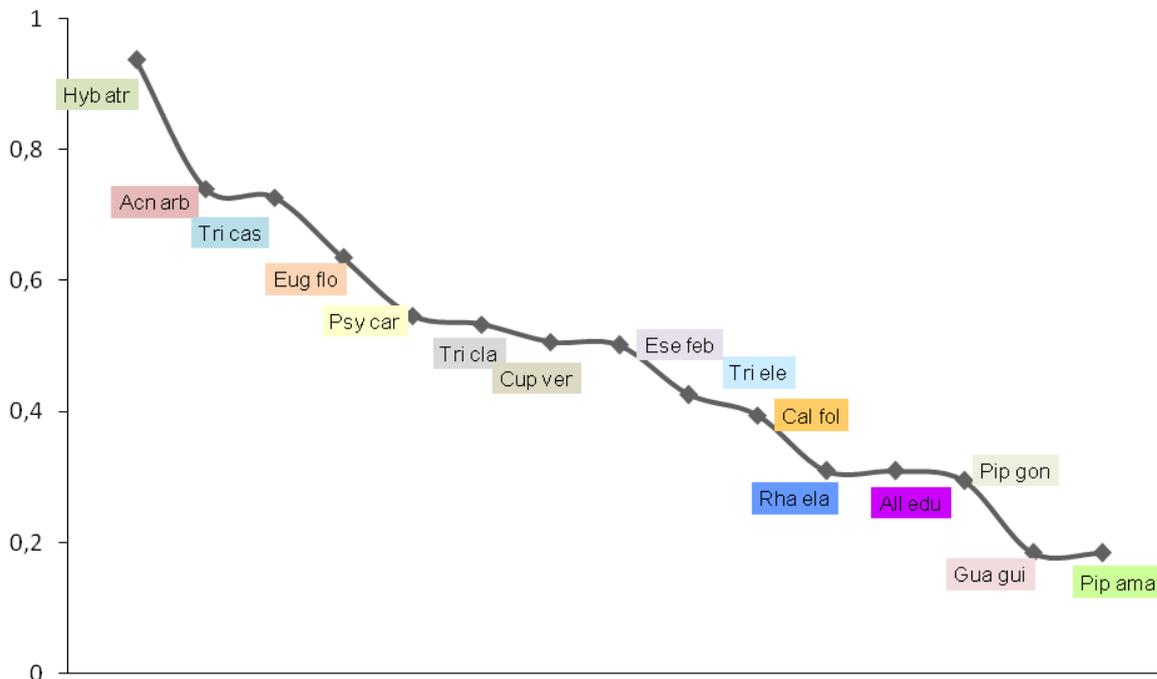


Figura 8 - Curva abundância-diversidade das quinze espécies mais abundantes amostradas na regeneração natural nos 60 transectos de estudo alocadas em fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do Corumbataí, estado de São Paulo. Legenda das espécies: Hyb atr = *Hybanthus atropurpureus*; Acn arb = *Acnistus arborescens*; Tri cas = *Trichilia casaretti*; Eug flo = *Eugenia florida*; Psy car = *Psychotria carthagenensis*; Tri cla = *Trichilia clauseni*; Cup ver = *Cupania vernalis*; Ese feb = *Esenbeckia febrifuga*; Tri ele = *Trichilia elegans*; Cal fol = *Calliandra foliolosa*; Rha ela = *Rhamnidium elaeocarpum*; All Edu = *Allophylus edulis*; Pip gon = *Piptadenia gonoacantha*; Gua gui = *Guarea guidonea*; Pip ama = *Piper amalago*

Quanto à classificação sucessional, das 238 espécies amostradas na paisagem, 68 foram classificadas como secundárias iniciais (28,57%), 45 como secundárias tardias ou climáticas de sub-bosque (18,9%), 42 como secundárias tardias ou climáticas de dossel (17,64%), 24 como pioneiras (10,8%), 14 como secundárias iniciais de sub-bosque (5,88%) e duas como climáticas de sub-dossel (0,8%) (Figura 9). 35 espécies (14,7%) não foram classificadas quanto ao grupo sucessional a que pertencem, ou porque não foram confirmadas ao nível de espécie ou porque não foram encontradas informações que dessem suporte à classificação.

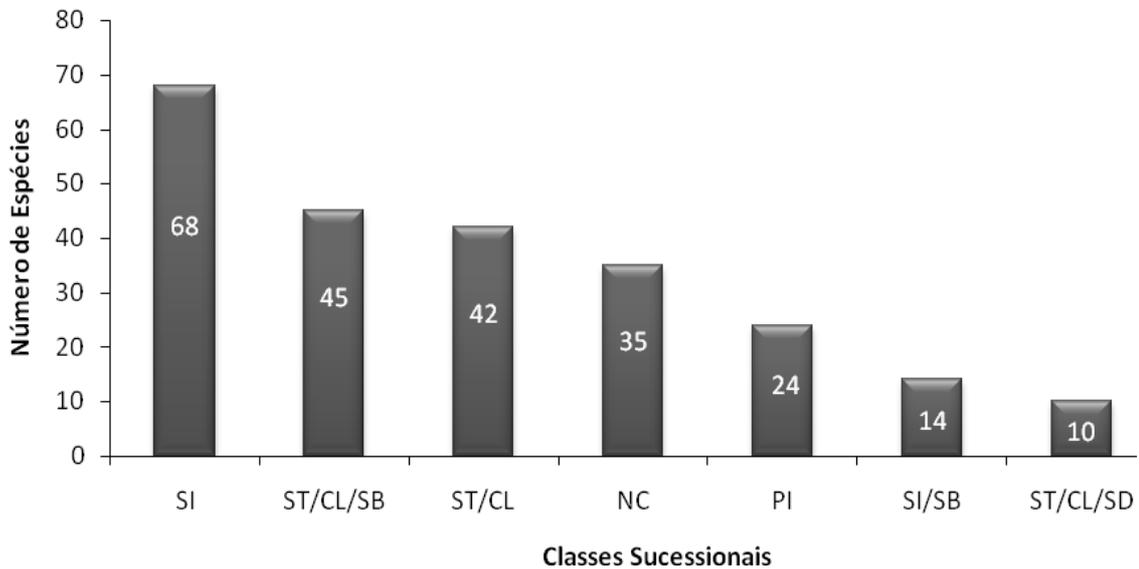


Figura 9 - Distribuição das espécies arbustivo-arbóreas do estrato regenerante entre as classes sucessionais, amostradas regeneração natural em doze fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do Corumbataí, estado de São Paulo. ST/CL = Secundária tardia ou Climácica de dossel; ST/CL/SB = Secundária tardia ou Climácica de Sub-bosque; ST/CL/SD = Secundária tardia ou Climácica de Sub-dossel; NC = Não classificadas; PI = Pioneira; SI = Secundária inicial; SI/SB = Secundária inicial de sub-bosque

Embora a classe das secundárias iniciais apresente um maior número de espécies, as espécies “secundárias tardias ou climácicas de sub-bosque” foram as mais abundantes e a classe apresentou a maior densidade relativa. Espécies desta classificação sucessional foram encontradas em 59 dos 60 transectos de estudo, e espécies secundárias iniciais e “secundárias tardias ou climácicas de dossel” foram amostradas em todos os transectos (Tabela 4).

Tabela 4 - Classes sucessionais das espécies amostradas na regeneração natural nos 60 transectos de estudo alocadas em fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do Corumbataí, estado de São Paulo. ST/CL = Secundária tardia ou Climácica de dossel; ST/CL/SB = Secundária tardia ou Climácica de Sub-bosque; ST/CL/SD = Secundária tardia ou Climácica de Sub-dossel; NC = Não classificadas; PI = Pioneira; SI = Secundária inicial; SI/SB = Secundária inicial de sub-bosque

Classe	Abundância	Transectos de ocorrência*	Frequência Absoluta	Frequência relativa	Densidade Absoluta	Densidade Relativa
ST/CL/SB	2272	59	98,33	19,16	6311,11	38,60
SI	1868	60	100,00	19,48	5188,89	31,74
PI	625	49	81,67	15,91	1736,11	10,62
ST/CL	513	60	100,00	19,48	1425,00	8,72
ST/CL/SD	330	18	30,00	5,84	916,67	5,61
NC	169	39	65,00	12,66	469,44	2,87
SI/SB	109	23	38,33	7,47	302,78	1,85

* Total de transectos: 60

5.2 Análises comparativas da regeneração natural das bordas de remanescentes florestais inseridos em matrizes de cana de açúcar e pastagem

Para analisar a influência da matriz agrícola sobre a regeneração natural das bordas de remanescentes florestais (objetivo 2), os dados de composição e estrutura desse estrato foram organizados conforme a matriz onde foram coletados, a fim de realizar as análises comparativas.

Nos seis fragmentos estudados na matriz de cana de açúcar, 3.148 indivíduos foram amostrados, divididos em 44 famílias, 154 espécies e 12 morfoespécies (2 não confirmadas ao nível taxonômico de espécie, 4 identificadas até gênero, 5 identificadas até família e uma indeterminada). Nos fragmentos inseridos na matriz de pastagem, foram amostrados 2.738 indivíduos, distribuídos em 54 famílias, 195 espécies e 10 morfoespécies (1 não confirmada ao nível taxonômico de espécie, 6 identificadas até gênero e 3 identificadas até família). Estas informações estão ilustradas na Tabela 5.

Tabela 5 - Dados de composição e estrutura da regeneração natural de fragmentos florestais inseridos nas matrizes de cana de açúcar e pastagem, amostrados na bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo

	<i>Matriz</i>	
	Cana	Pasto
Número de indivíduos	3.148	2.738
Número de espécies	154	195
Número de morfoespécies	12	10
Índice de Shannon-Weaver (H')	3,88	4,37
Índice de Equabilidade de Pielou	0,76	0,82

Das 238 espécies amostradas na paisagem, 111 espécies são encontradas em ambas as matrizes, 43 foram exclusivas da matriz de cana e 84 foram amostradas apenas na matriz de pastagem. Foi obtido um índice de Jaccard de 0,45, indicando que há uma similaridade de espécies de 45% entre as duas matrizes, podendo, desta forma, ser consideradas similares. Este resultado era esperado, visto que a maioria dos remanescentes florestais da bacia do rio Corumbataí é de Florestas Estacionais Semidecíduais (RODRIGUES, 1999; MENDES, 2004), na mesma bacia hidrográfica e de grande proximidade espacial. Segundo Durigan e colaboradores (2008), a elevada similaridade florística entre áreas de uma mesma formação florestal pode acontecer se estas áreas estiverem numa mesma etapa da trajetória sucessional, o que talvez esteja acontecendo nesta paisagem, visto que ambas as matrizes apresentam padrões semelhantes de distribuição das espécies entre as classes sucessionais.

A matriz de cana de açúcar apresentou um índice de Shannon-Weaver de 3,88, enquanto que a matriz de pastagem apresentou um índice de 4,37 (Tabela 5). Foi aplicado um teste T para comparar esses índices, e o teste não indicou diferença estatística significativa entre os índices, ou seja, indica que as matrizes apresentam semelhante heterogeneidade das suas comunidades. Quanto ao Índice de Equabilidade de Pielou, a matriz de cana apresentou um índice de 0,76, e a matriz de pastagem obteve um índice de 0,82. Quanto mais próximo de 1 for o índice obtido, maior é a equabilidade da comunidade amostrada. Desta forma, as bordas dos fragmentos

inseridos nas duas matrizes apresentam equabilidades semelhantes, embora na matriz de pastagem a regeneração natural apresente uma melhor distribuição dos indivíduos entre as espécies.

Para melhor expressar as comunidades analisadas, foi realizado o ranqueamento das espécies segundo a abundância relativa em escala logarítmica. A Figura 10 apresenta o gráfico de abundâncias relativas das espécies mais abundantes de cada matriz, demonstrando que ambas as paisagens apresentam uma distribuição em lognormal, refletindo o padrão de distribuição das espécies observado na paisagem.

A distribuição das classes sucessionais entre as matrizes está apresentada na Figura 11. Tanto nos fragmentos inseridos na matriz de pastagem quanto os inseridos na matriz de cana de açúcar, a classe sucessional mais abundante foi a das espécies climáticas de sub-bosque (com 1032 e 1240 indivíduos, respectivamente). Na matriz de pastagem, a classe com menor número de indivíduos foi a das espécies climáticas de sub-dossel (com apenas 13 indivíduos), enquanto que na matriz de cana de açúcar, as classes menos abundantes foram as das espécies não classificadas e a das secundárias iniciais de sub-bosque, com 60 e 66 indivíduos, respectivamente.

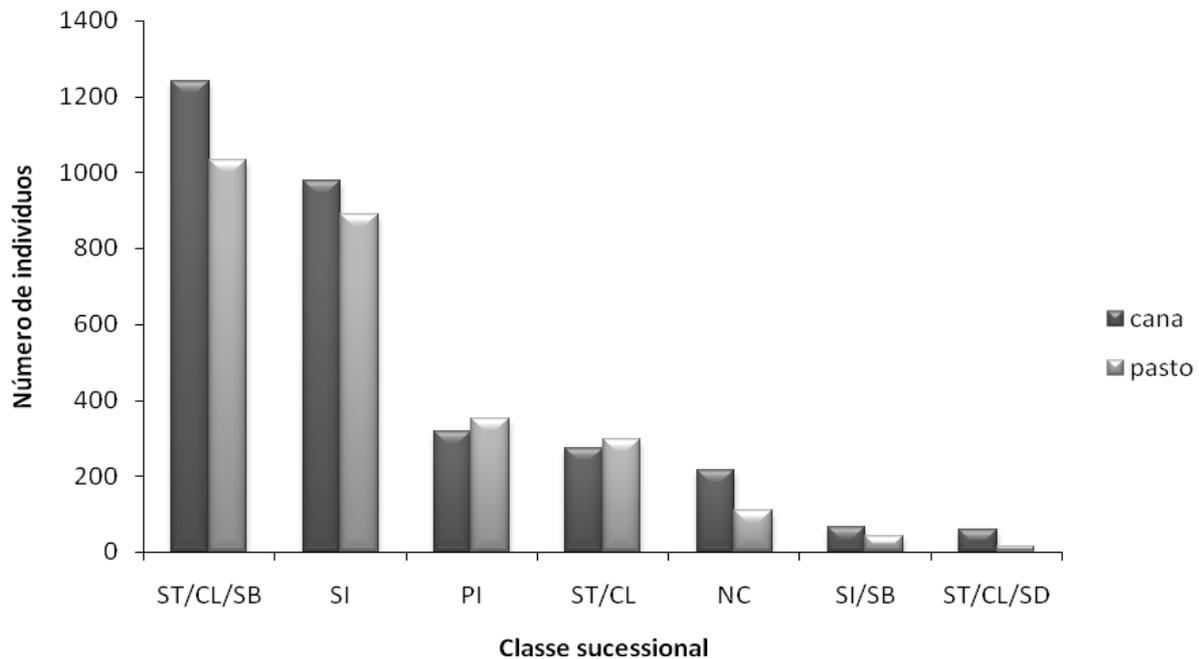


Figura 11 - Distribuição das abundâncias das classes sucessionais das espécies amostradas na regeneração natural nos fragmentos inseridos em matrizes de pastagem e cana de açúcar, bacia do Corumbataí, SP. ST/CL = Secundária tardia ou Climácica de dossel; ST/CL/SB = Secundária tardia ou Climácica de Sub-bosque; ST/CL/SD = Secundária tardia ou Climácica de Sub-dossel; NC = Não classificadas; PI = Pioneira; SI = Secundária inicial; SI/SB = Secundária inicial de sub-bosque

Testamos a hipótese de que a regeneração natural da borda de fragmentos inseridos em matriz de pastagem difere da regeneração da borda de fragmentos inseridos em matriz de cana de açúcar, porque essas duas matrizes definem diferentes trajetórias de degradação sobre os remanescentes florestais

A análise de variância não indicou diferenças estatísticas entre as matrizes com relação às variáveis NESP_M² (p=0,1486), RN_HA (p=0,3348) ou à variável ISHANNON (p=0,3752). Estes resultados indicam que a estrutura e composição da regeneração natural amostrada nas bordas dos fragmentos não diferem quanto às matrizes agrícolas nas quais estes fragmentos estão inseridos, quando analisada apenas a matriz como fonte de variação. Também não houve diferenças estatísticas quanto ao tamanho do fragmento (para a análise de variância, classificados em

pequeno e grande) quando analisadas as variáveis NESP_M² ($p=0,2711$), RN_HA ($p=0,7915$) ou ISHANNON ($p=0,1645$).

O teste de Qui-quadrado foi aplicado para testar a dependência entre as matrizes e as classes sucessionais. O teste indicou que há uma forte dependência na distribuição das classes sucessionais entre as matrizes ($p<0,001$), ou seja, há indicações de que há influência da matriz agrícola sobre a distribuição dos indivíduos de diferentes classes sucessionais na paisagem. De acordo com os resultados do teste, é possível encontrar três classes de distribuição das classes sucessionais entre as matrizes (Tabela 6): 1- distribuição fortemente associada a uma matriz, como é o caso dos indivíduos de Climácicas de Sub-dossel (96,06% dos indivíduos foram encontrados na matriz de cana de açúcar, e apenas 3,94% na matriz de pasto); 2- distribuição medianamente associada a uma matriz (que apresentam pelo menos 10% de diferença entre as distribuições nas matrizes), como os indivíduos das classes secundária inicial de sub-bosque e não classificados (60,55% dos indivíduos presentes na matriz de cana e 64,5% dos indivíduos presentes na matriz de pasto, respectivamente); e 3- distribuição fracamente associada a uma matriz, que representam as classes climácica, climácica de sub-bosque, pioneira e secundária inicial, que apresentam menos de 10% de diferença entre as distribuições nas matrizes.

Tabela 6 - Tabela de contingência com as classes sucessionais das espécies amostradas na regeneração natural em fragmentos florestais inseridos nas matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do Corumbataí, estado de São Paulo. ST/CL = Secundária tardia ou Climácica de dossel; ST/CL/SB = Secundária tardia ou Climácica de Sub-bosque; ST/CL/SD = Secundária tardia ou Climácica de Sub-dossel; NC = Não classificadas; PI = Pioneira; SI = Secundária inicial; SI/SB = Secundária inicial de sub-bosque

Matriz	Classes							Total
	ST/CL	ST/CL/SB	ST/CL/SD	NC	PI	SI	SI/SB	
Cana	215	1240	317	60	273	977	66	3148 ¹
	3,65	21,07	5,39	1,02	4,64	16,60	1,12	53,48 ²
	6,83	39,39	10,07	1,91	8,67	31,04	2,10	100,00 ³
	41,91	54,58	96,06	35,50	43,68	52,30	60,55	
Pasto	298	1032	13	109	352	891	43	2738 ¹
	5,06	17,53	0,22	1,85	5,98	15,14	0,73	46,52 ²
	10,88	37,69	0,47	3,98	12,86	32,54	1,57	100,00 ³
	58,09	45,42	3,94	64,50	56,32	47,70	39,45	
Total	513	2272	330	169	625	1868	109	5886 ⁴
	8,72	38,60	5,61	2,87	10,62	31,74	1,85	100,00 ⁵

¹Somatório do número de indivíduos por classe sucessional, em cada matriz agrícola.

²Somatório dos percentuais de abundância por classe sucessional, em relação à paisagem.

³Somatório dos percentuais de abundância por classe sucessional, em cada matriz agrícola.

⁴Somatório do número de indivíduos por classe sucessional, na paisagem.

⁵Somatório dos percentuais de abundância por matriz agrícola.

5.3 A relação entre os indicadores de conservação dos remanescentes florestais e a composição e estrutura da regeneração natural.

Para analisar a influência entre os indicadores de conservação dos remanescentes florestais estudados e os dados de composição e estrutura da regeneração natural estudada nas bordas desses remanescentes (objetivo 3), foram feitas primeiramente análises comparativas entre os doze fragmentos analisados, separados por matriz agrícola, com relação aos indicadores de conservação (item

5.3.1). Posteriormente, os resultados obtidos nesta análise foram analisados juntamente com os dados da regeneração natural, de forma a identificar padrões de relação entre os indicadores de conservação e a vegetação remanescente (item 5.3.2).

5.3.1 Análises comparativas entre os fragmentos florestais inseridos nas matrizes de cana de açúcar e pastagem quanto aos indicadores de conservação

Em cada transecto de amostragem, foram anotados dados referentes aos indicadores de conservação do referido fragmento onde os transectos estavam sendo alocados. Os resultados da observação dos indicadores de conservação em cada transecto são apresentados no Anexo A. Para análises comparativas entre as matrizes quanto os indicadores de conservação, os indicadores foram utilizados como variáveis resposta, enquanto as matrizes foram utilizadas como variáveis classificatórias.

O teste de Wilcoxon não demonstrou diferença estatística significativa quando comparados a altura do dossel e o número de estratos entre as matrizes ($p > 0,05$ em ambos os casos). Também não houve diferenças quando comparadas as variáveis presença/ausência de eucalipto no dossel e a prática de queimadas no entorno com as matrizes.

A análise da variável presença de epífitas observada nos transectos amostrais indicou diferença entre as matrizes ($p = 0,0391$), assim como para a variável abundância de gramínea, que indicou diferença altamente significativa entre as matrizes ($p < 0,001$). Também houve separação entre as matrizes quanto à variável abundância de lianas ($p < 0,001$). A entrada de gado também indicou diferenciação entre as matrizes ($p < 0,005$), visto que não foi encontrada entrada de gado na matriz de cana, enquanto foi encontrada em metade dos transectos de amostragem na matriz de pastagem. Não foi observada extração de madeira em nenhum dos transectos de amostragem.

5.3.2 O papel da regeneração natural da borda de fragmentos inseridos em diferentes matrizes agrícolas como indicadora de conservação dos fragmentos florestais remanescentes

O item 5.3.1 indicou quais indicadores de conservação foram estatisticamente significativos para diferenciar as duas matrizes agrícolas estudadas (cultura canavieira e pastagem). Utilizamos, então, estes indicadores para testar sua influência sobre as variáveis NESP_M², RN_HA e ISHANNON (conforme descrição das variáveis no item 4.5), e para correlacioná-los com as classes sucessionais.

A análise de variância indicou diferenças significativas para as variáveis NESP_M² e ISHANNON, quando comparados os tratamentos: (1) matriz (p=0,0062 e p=0,0430, respectivamente); (2) tamanho do fragmento (não significativo para nenhuma das duas variáveis); e (3) entrada de gado (p=0,0084 e p=0,0272, respectivamente). Para este conjunto de dados, o teste de Tukey não indicou diferenças entre as médias das variáveis.

Testamos, então, a entrada de gado apenas para os fragmentos da matriz de pastagem (Figura 12), visto que esta fonte de variação não foi encontrada nos fragmentos da matriz de cana de açúcar. A análise de variância indicou diferenças estatísticas para a variável NESP_M² (p=0,0273), e o teste de Tukey indicou diferenças para a variável, comparando entrada de gado observada e não observada, demonstrando que na ausência de entrada de gado, a média do número de espécies.m²⁽⁻¹⁾ é maior. Para a variável ISHANNON, o teste F não indicou diferenças estatísticas (p=0,0597). Entretanto, visto que a diferença entre o valor de “p” e o nível de significância aceito neste trabalho (5%) foi menor que 1% (0,0097%), e que o teste de Tukey indicou que há diferença estatística quando comparadas a variável com a presença / ausência de entrada de gado (média maior para a ausência da fonte de variação, indicando que quando não há entrada de gado, há uma maior heterogeneidade da comunidade), é possível considerar que a entrada de gado representa uma influência sobre a heterogeneidade do estrato regenerante, ainda que não tão significativa quanto para o número de indivíduos por unidade de área.



Figura 12 - Ausência de indivíduos regenerantes em transectos de amostragem nas bordas dos fragmentos inseridos em matriz de pastagem onde foram encontrados indícios de entrada de gado, bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo

Apesar de haver indicações da diferenciação das duas matrizes quanto à abundância de lianas, abundância de gramíneas e presença de epífitas (ver item 4.3), não houve diferença estatística significativa quando estas fontes de variação foram analisadas com as variáveis RN_HA, NESP_M² ou ISHANNON. A Figura 13 ilustra algumas situações ambientais observadas em campo, onde esses indicadores de conservação foram observados. Esses indicadores foram analisados separadamente em cada matriz, e também não foram encontrados resultados significativos. Sobre a abundância de lianas, há uma leve indicação de que, na matriz de cana, haja uma influência deste fator sobre o número de espécies por unidade de área (variável NESP_M²; $p=0,0680$), o que pode ter relação com a constante presença de fogo associado ao manejo da cultura canavieira. A abundância de gramíneas também não influenciou significativamente nenhuma das variáveis, em nenhuma das matrizes, o que não era esperado, devido a sua relação com o fogo associado principalmente à matriz de cana de açúcar. Sobre a presença de epífitas, esta forma de vida não é expressiva

em florestas estacionais e savânicas, e por isso era esperado que este indicador não apresentasse influência significativa sobre as variáveis.



Figura 13 - Situações ambientais observadas nos 60 transectos de estudo alocadas em fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do Corumbataí, estado de São Paulo. Legenda: 1 e 2 – presença de gramíneas no interior dos remanescentes; 3 – vista externa de um remanescente com árvores tomadas por lianas; 4 – presença de epífitas no interior do transecto; 5 – abundância de lianas no interior do transecto de amostragem; 6 – cerca encontrada no interior do remanescente, para impedir a entrada de gado

Não houve indicação de diferenciação entre as matrizes quanto à presença de eucaliptos no dossel (ver item 4.3). Quando analisados separadamente os dados referentes aos fragmentos inseridos em cada matriz, entretanto, a análise de variância indicou que, para a matriz de cana-de-açúcar, há influência estatisticamente significativa da presença de eucalipto no dossel sobre a variável RN_HA ($p=0,0044$). O teste de Tukey indicou que a média de RN_HA foi maior quando foi observado eucalipto no dossel, ou seja, há indicações que na presença desta fonte de variação, o número de indivíduos por hectare é maior.

A relação entre os indicadores de conservação e as classes sucessionais foi analisada através do índice de Correlação de Pearson. A presença de eucalipto no dossel foi correlacionada significativamente apenas com a abundância de indivíduos das classes ST/CL/SD (correlação negativa; $R^2=-0,3112$; $p=0,0152$) e SI/SB ($R^2=0,2802$; $p=0,0301$). A abundância de lianas apresentou correlação com as classes ST/CL/SD ($R^2=0,3909$; $p=0,0020$) e NC (correlação negativa; $R^2=-0,2662$; $p=0,0398$). A presença de epífitas correlacionou-se com a abundância de pioneiras (correlação negativa; $R^2=-0,2876$; $p=0,0259$), e a entrada de gado correlacionou-se apenas com a abundância dos indivíduos não classificados (correlação negativa; $R^2=-0,4091$; $p=0,0012$). A abundância de gramíneas não apresentou correlação significativa com nenhuma classe sucessional.

5.4 Variação da regeneração natural ao longo de 30m perpendiculares à borda de fragmentos inseridos em diferentes matrizes agrícolas

Para analisar se havia diferenças entre os sub-transectos amostrais e para atender ao objetivo 4 (Analisar a variação da estrutura e composição da regeneração natural nos primeiros 30 metros perpendiculares à borda de remanescentes florestais nas matrizes de cana de açúcar e pastagem), os valores de ISHANNON, NESP_M² e N_HA foram recalculados, de forma que os sub-transectos foram agrupados por matriz (Tabela 7). Foi realizada uma análise de variância para testar as variáveis entre os sub-transectos e entre as matrizes de ocorrência.

Tabela 7 - Variáveis obtidas para os dados de regeneração natural nos 180 sub-transectos de amostragem alocados em fragmentos florestais inseridos em matrizes agrícolas de pastagem e cana de açúcar na bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo. $ISHANNON_{sub}$ = Índice de Shannon-Weaver; $NESP_M^2_{sub}$ = número de espécies por metro quadrado, em cada sub-transecto; N_H_{sub} = número de indivíduos por hectare, calculados por sub-transecto. Sub-transectos: 1: 10 metros de distância da borda; 2: 20 metros de distância da borda; 3: 30 metros de distância da borda

Matriz	Sub-transecto	Abundância	$ISHANNON_{sub}$	$NESP_M^2_{sub}$	N_H_{sub}
Cana	1	1003	3,90	0,188	16716.67
Cana	2	1108	3,65	0,163	18466.67
Cana	3	1037	3,71	0,180	17283.33
Pasto	1	749	4,22	0,206	12483.33
Pasto	2	930	4,08	0,216	15500.00
Pasto	3	1059	4,23	0,245	17650.00

A análise de variância indicou diferença estatística apenas para $ISHANNON_{sub}$, quanto à matriz de ocorrência ($p=0,0164$). O teste de Tukey indicou que a média desta variável é maior para a matriz de pastagem, indicando que os sub-transectos da matriz de pastagem apresentam uma maior heterogeneidade do estrato regenerante, em relação aos sub-transecto da matriz de cana-de-açúcar. Este resultado pode indicar que a matriz de cana de açúcar leva a uma maior homogeneização da regeneração natural das bordas dos fragmentos quando comparada à matriz de pastagem, indicando um aumento no efeito de borda. Quanto à matriz de ocorrência, as demais variáveis não apresentaram diferenças estatísticas.

Comparando as variáveis entre os sub-transectos, não houve diferenças estatísticas para nenhuma das variáveis. Este resultado indica que não há variação entre os primeiros 30m de borda dos remanescentes florestais, quando analisadas as variáveis $ISHANNON_{sub}$, $NESP_M^2_{sub}$ ou N_H_{sub} , independentemente das matrizes agrícolas onde os remanescentes estão inseridos. Desta forma, pode-se inferir que para as áreas de estudo, conforme as variáveis analisadas, não há variação da estrutura e

composição da comunidade vegetal do estrato regenerante nos 30 metros mais externos de borda, mostrando que borda é de pelo menos 30 m em todos os doze fragmentos estudados independente da matriz em que o fragmento está inserido (cultura canavieira ou pastagem).

6 DISCUSSÃO

6.1 A interferência de diferentes matrizes agrícolas na diversidade vegetal do estrato regenerante da borda de fragmentos florestais remanescentes

A matriz desempenha um importante papel na manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas (METZGER, 2000; UEZU *et al.*, 2005; CABACINHA; CASTRO, 2009; SAMPAIO *et al.*, 2010; VIEIRA; CARVALHO, 2009; CHEUNG *et al.*, 2010; ZURITA & BELLOCQ, 2010; CARMO *et al.*, 2011; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011). Primeiro, a matriz pode atuar como um filtro seletivo para o movimento das espécies na paisagem. A permeabilidade desse filtro varia de acordo com a resistência da matriz (que pode ser alta, quando promove baixas taxas de movimento entre as manchas de habitat; ou baixa, quando promove altas taxas de movimento entre as manchas), e também de acordo com a percepção dos organismos, que pode variar amplamente entre espécies e entre diferentes formas de vida (GASCON *et al.*, 1999; BAUM *et al.*, 2004; MANNING; LINDENMAYER; BARRY, 2004; LINDENMAYER *et al.*, 2008). Segundo, a matriz exerce influência sobre a dinâmica interna dos fragmentos, através de diferentes alterações nas condições de microclima dos remanescentes (efeitos de borda) e por possibilitar a invasão dos fragmentos por espécies associadas à matriz, como parasitas, espécies exóticas e predadores de sementes, levando a alterações na dinâmica de diversos grupos taxonômicos (GASCON *et al.*, 1999; METZGER, 2000). Por último, todos esses efeitos variam de acordo com o tipo de matriz com a qual os remanescentes florestais estão em contato e há quanto tempo esta matriz está presente na paisagem (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005).

Por todos esses motivos, a matriz interfere na dinâmica das populações dos fragmentos inseridos em cada paisagem. Para as plantas, a matriz influencia em uma fase importante do ciclo de vida, o qual está associado à mobilidade das plantas na paisagem: a fase reprodutiva, principalmente no que se refere à dispersão de sementes e propágulos e ao movimento do pólen (BULLOCK *et al.*, 2002 apud MURPHY; LOVETT-DOUST, 2004). Nas florestas estacionais semidecíduais, o percentual das espécies vegetais que apresentam síndrome de dispersão zoocórica pode variar entre

50% até mais de 80% (MORELLATO, 1991; MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992; MORELLATO *et al.*, 2000), o que demonstra a importância da comunidade animal na manutenção da comunidade vegetal. O valor ecológico desta síndrome de dispersão também pode ser observado neste trabalho, visto que as espécies que apresentaram maiores frequência e abundância amostradas nas bordas dos doze fragmentos estudados são predominantemente zoocóricas.

Diversos estudos vem demonstrando os efeitos da fragmentação sobre populações animais (UEZU *et al.*, 2005; VIEIRA *et al.*, 2009; PARDINI *et al.*, 2010; SAMPAIO *et al.*, 2010; ZURITA; BELLOCQ, 2010; ROCHA; PASSAMANI; LOUZADA, 2011), e todos indicam que principalmente a redução do tamanho dos fragmentos e o isolamento desses remanescentes tem causado perdas na riqueza de espécies, favorecendo as espécies generalistas e prejudicando as especialistas. Visto que a maioria das espécies de plantas tropicais é dispersa por animais (HOWE; SMALLWOOD, 1982; MORELLATO *et al.*, 2000), e, portanto, depende de animais para o seu sucesso reprodutivo e estabelecimento, alterações nas populações de animais tem consequências significativas sobre a regeneração natural. A redução do número de dispersores nos fragmentos representa um importante fator de alterações tanto na composição quanto na estrutura da regeneração natural, afetando, por exemplo, espécies de sementes grandes (MELO *et al.*, 2010), árvores emergentes (LAURANCE *et al.*, 2000b), espécies de floração supra-anual (TABARELLI *et al.*, 2010a) e espécies finais de sucessão (SANTOS *et al.*, 2008).

Na matriz de cana de açúcar, os principais impactos à biodiversidade estão relacionados à preparação do solo, a manutenção e à colheita. Durante a preparação do solo, ocorre um vigoroso revolvimento do solo, além do uso de produtos químicos para a correção de atributos do solo, como o teor de matéria orgânica, por exemplo (CEDDIA *et al.*, 1999; CANELLAS *et al.*, 2003). Na manutenção, em várias regiões e por vários momentos foi usada a aplicação aérea de hormônios reguladores de florescimento e de herbicidas, geralmente resultando em deriva para os fragmentos naturais. Na colheita, os diferentes sistemas de colheita atualmente disponíveis causam diferentes impactos no solo, sendo mais utilizado historicamente o sistema de colheita por cana queimada, embora o uso da colheita mecanizada seja cada vez mais

constante (SOUZA *et al.*, 2005). Além de causar diversos danos ao solo, o fogo decorrente da cultura canavieira já foi reportado como a forma mais comum de degradação de remanescentes de florestas estacionais no estado de São Paulo (RODRIGUES & GANDOLFI, 1998), entretanto ainda são poucos os estudos nesta região que analisam os impactos do fogo no canavial do entorno sobre a capacidade de regeneração desse tipo de formação florestal (RODRIGUES *et al.*, 2005), principalmente o seus efeitos na borda dos fragmentos. Muitas vezes esse fogo tem origem também na pecuária extensiva, que tem o fogo como uma das práticas de limpeza de pastos e de indução de brotação da gramínea.

De maneira geral, as plantas respondem aos impactos do fogo de acordo com o regime de utilização do fogo, que pode variar na frequência, estação do ano quando é aplicado, duração e intensidade dos incêndios, tipo de formação florestal e estágio sucessional atingido (RODRIGUES *et al.*, 2005; CAMARGOS *et al.*, 2010). De acordo com esses autores, alguns dos efeitos do fogo sobre a estrutura e composição da vegetação são: 1- redução da diversidade após o fogo; 2- extinção local de espécies; 3- invasão de espécies exóticas pioneiras; 4- crescimento desordenado de lianas e gramíneas; 5- favorecimento de espécies com capacidade de rebrota em detrimento das demais; e 6- estagnação da comunidade em estágios iniciais da sucessão.

Neste trabalho, foram observados sinais de fogo recente nas parcelas analisadas, entretanto, não foram encontradas relações estatísticas entre a presença de sinais de queimada próximo aos remanescentes florestais e a estrutura e composição da regeneração. Uma análise mais detalhada do histórico do uso do fogo na região, analisando a frequência com que o fogo é utilizado, principalmente na matriz de cana de açúcar, e avaliando periodicamente as modificações na estrutura e composição da regeneração natural trará maiores indicações sobre os impactos causados pela prática de incêndios sobre a vegetação da região.

Na matriz de pasto, além dos efeitos do fogo utilizado para o manejo das pastagens, os processos erosivos, assoreamento, poluição dos recursos hídricos e introdução de gramíneas exóticas, a entrada de gado nos remanescentes é um importante fator de influência sobre a vegetação (JACQUES, 2003; MOUNTFORD; PETERKEN, 2003; KORMAN; PIVELLO, 2005). Nos seis fragmentos analisados

inseridos nesta matriz, a principal fonte de influência sobre a regeneração natural foi a entrada de gado, afetando tanto o número de espécies quanto a diversidade dos fragmentos.

Mountford e Peterken (2003) conduziram um experimento onde analisaram a pressão da pastagem sobre a regeneração natural. Em áreas onde a presença do gado era elevada, a regeneração de árvores nativas foi bastante reduzida durante décadas. Entretanto, o manejo da entrada do gado aumentou a diversidade da flora nos experimentos, visto que houve um controle de gramíneas e plantas invasoras, e conseqüentemente um estímulo ao desenvolvimento de espécies nativas. Em um estudo analisando áreas de pastagem abandonadas, pastos ativos e florestas secundárias, Reiners *et al.* (1994) encontraram que a riqueza de espécies era maior em áreas de floresta secundária e pastos abandonados do que em pastos ativos, indicando que há uma pressão de seleção da entrada de gado sobre o estrato regenerante. Um estudo no Brasil também encontrou resultados semelhantes, demonstrando que após o abandono do pasto, há uma recuperação da flora nativa, em detrimento de gramíneas invasoras (CHEUNG *et al.*, 2010).

Todos esses estudos, dentre outros, indicam que a entrada de gado representa uma forte pressão de seleção sobre a vegetação. Esta pressão pode ser benéfica para a vegetação nativa, na medida em que controle a presença de plantas invasoras e a abundância de gramíneas agressivas, favorecendo a regeneração de espécies nativas, ou pode ser negativa, quando a presença do gado represente um impedimento do desenvolvimento da comunidade vegetal nativa. Essas duas pressões (positiva e negativa) podem ocorrer no mesmo fragmento em tempos diferentes, sendo que num primeiro momento o gado se alimenta preferencialmente das gramíneas e se mantido no fragmento por mais tempo, pisoteia e se alimenta das espécies nativas (SILVA *et al.*, 2011). Nos fragmentos estudados na bacia do rio Corumbataí, poucos foram os remanescentes onde observamos isolamento desse fragmento para o acesso do gado, o que indica que a pastagem tem atuado como fator de influência sobre a vegetação nativa nesses fragmentos. Os resultados obtidos nesta pesquisa indicam que esta pressão tem sido negativa, pois a presença do gado nos fragmentos reduziu tanto a riqueza quanto a diversidade de espécies. Para avaliar esta influência do pastejo sobre

a regeneração natural a longo prazo, são necessários estudos na região que avaliem, ao longo do tempo, a magnitude do impacto da pastagem sobre a vegetação, avaliando a frequência com que o pastejo é realizado nas áreas de estudo, a fim de analisar se a entrada de gado representa um impacto negativo ou positivo para a comunidade.

Nos fragmentos inseridos em matriz de cana de açúcar, houve uma forte influência da presença de eucalipto no dossel sobre a estrutura da regeneração natural, aumentando o número de indivíduos por hectare. Em revisão sobre o tema, Viani e colaboradores (2010) falam sobre a potencialidade de plantios comerciais homogêneos como desencadeadores do processo de sucessão secundária. Isto acontece porque espécies como *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp., dentre outras, atuam como espécies pioneiras, sombreando a área e criando um ambiente propício ao desenvolvimento de espécies de sub-bosque e sub-dossel. Diversos fatores podem ser considerados importantes para o desenvolvimento de uma comunidade de sub-bosque em plantios comerciais, entretanto, o uso anterior do solo e a idade do plantio são destacados pelos autores. O uso anterior do solo é importante visto que influencia no banco de sementes do solo, o que irá interferir na estrutura e composição da comunidade vegetal que irá se formar. Com relação à idade, à medida que plantas nativas são recrutadas no sub-bosque, há um aumento gradual na complexidade estrutural da vegetação, proporcionado pela diversificação da camada de serrapilheira e pelo aumento da camada de húmus no piso florestal. A idade também influencia a composição da comunidade regenerante, visto que, em plantios mais novos, há um maior recrutamento de espécies pioneiras, e, ao longo do tempo, o desenvolvimento da comunidade passa a favorecer o estabelecimento de espécies mais tardias na sucessão ecológica.

Nos fragmentos estudados, os plantios de eucalipto encontrados já estão abandonados há algumas décadas, o que pode ser observado pelo número de indivíduos regenerantes por unidade de área e pela diversidade da vegetação encontrada na condição de sub-bosque. A presença de eucaliptos no dossel, entretanto, não pode ser considerada uma característica de impactos relacionados à matriz de cana de açúcar, visto que esta é uma característica da área de estudo, que apresenta um histórico de ocupação da área com presença marcante de plantios comerciais de eucaliptos. Em outras regiões de matriz predominante de cana de açúcar,

outros históricos de uso e ocupação do solo podem determinar diferentes trajetórias de influência sobre as comunidades vegetais remanescentes.

Em paisagens antropizadas e fragmentadas, como é o caso da bacia do rio Corumbataí, a matriz exerce uma importante influência sobre a dispersão entre os fragmentos, o que interfere na viabilidade das populações isoladas nos remanescentes florestais (EWERS; DIDHAM, 2006a). A persistência a longo prazo de populações na paisagem requer alguma permeabilidade da matriz, já que para que ocorra a dispersão, é necessário que os indivíduos sejam capazes de atravessar as bordas e movimentar-se entre as manchas de habitat (HANSKI, 1998).

Neste contexto, é necessário discutir a dinâmica de populações e metapopulações em paisagens altamente fragmentadas. Se uma população apresenta distribuição em manchas, como ocorre em paisagens fragmentadas, não necessariamente ela é uma metapopulação. Ela pode ser naturalmente dividida em manchas, e haver tamanha interação entre elas que na verdade as manchas formam uma única população. Ou as manchas serem tão isoladas que não há interação entre elas, formando populações efetivamente isoladas. Por fim, as manchas podem ter probabilidade desprezível de extinção, tendo suas dinâmicas influenciadas por natalidade, mortalidade, imigração e emigração, mas não extinção e recolonização (necessários para que uma população seja caracterizada como metapopulação) (HARRISON, 1991; DRISCOLL, 2007).

O fato de existirem na paisagem manchas habitadas e manchas não habitadas nem sempre se dá devido a processos de extinção e colonização. Muitas vezes, algumas manchas não estão habitadas por falta de dispersão, já que nem sempre a população a oportunidade de chegar lá, e uma das razões que podem levar a esta condição é o tipo de matriz na paisagem, que dificulta ou mesmo impede o deslocamento de indivíduos entre as manchas. Assim, uma conclusão a que se pode chegar é que paisagens mais permeáveis e com maior grau de conectividade auxiliam a persistência de populações na paisagem, aumentando a interação entre elas e por consequência o fluxo gênico na paisagem, reduzindo os efeitos do tamanho do fragmento e do grau de isolamento das manchas (BOSCOLO; METZGER, 2011; CUSHMAN; SHIRK; LANDGUTH, 2011; ÖCKINGER *et al.*, 2012)

Para as plantas, é particularmente difícil demonstrar a existência de uma metapopulação, em especial quando há a presença do banco de sementes. Em uma área onde houve perda de hábitat e extinção local, se a recolonização ocorreu pela germinação do banco de sementes e não por dispersão, então não há uma metapopulação. Por esses e outros motivos, Murphy & Lovett (2004), em revisão sobre o tema, encontraram diversos trabalhos que concluem que muitas populações de plantas não parecem estar arranjadas em metapopulações. Entretanto, Ehrlén & Eriksson (2003) afirmaram que ainda não há evidências suficientes para entender a dinâmica regional da maioria das populações de plantas, e sugerem que a teoria de metapopulações seja melhor desenvolvida em estudos com este grupo, neste caso, em especial, em paisagens fragmentadas agrícolas que apresentem um histórico de uso do solo bastante dinâmico.

Murphy & Lovett-Doust (2004) questionam a abordagem matriz vs mancha de habitat para estudar a relação das populações de plantas com a paisagem. Os autores argumentam que a matriz é de fato importante para a conectividade e para a dinâmica de populações que vivem em paisagens fragmentadas, entretanto sugerem que esta abordagem dualística simplifica a complexa realidade das paisagens antropizadas. Por este motivo, os autores sugerem uma abordagem integradora da paisagem, nos quais atributos físicos e funcionais sejam utilizados para estudar a relação entre as populações de plantas e a paisagem. Além da composição e estrutura da paisagem, fatores físicos como intensidade de luz e umidade do solo são parâmetros importantes para as plantas. Além disso, alguns atributos funcionais da paisagem como populações de polinizadores e dispersores, patógenos e parasitas e competidores são restritivos para o estabelecimento e desenvolvimento de populações de plantas. Assim, os autores sugerem que o estudo da influência da paisagem sobre as populações e comunidades de plantas seja visto não apenas sobre uma ótica de estrutura e composição da paisagem (modelo mancha-corredor-matriz, por exemplo), mas sim de uma forma mais integradora e funcional, o que trará respostas mais robustas sobre a biodiversidade vegetal remanescente nas paisagens fragmentadas.

Neste trabalho, observamos o efeito de diferentes matrizes agrícolas sobre a regeneração natural de remanescentes florestais, e, por diversas razões, não foi

possível isolar apenas o efeito da matriz nas análises. Outros efeitos, como tamanho do fragmento, idade do fragmento, grau de conectividade, influência do relevo, além de atributos ecológicos não analisados neste estudo, interferiram nos resultados, demonstrando a importância de uma abordagem integradora para o estudo de populações remanescentes. Entretanto, em uma paisagem profundamente antropizada e dinâmica como a bacia do rio Corumbataí, dificilmente será possível obter um delineamento amostral tal que isole o efeito da matriz, homogeneizando os demais atributos ecológicos e estruturais da paisagem que interferem na vegetação.

A nossa hipótese inicial de que os fragmentos inseridos em matriz de cana de açúcar diferem quanto à estrutura e composição da regeneração natural das bordas dos fragmentos inseridos em matriz de pasto foi negada, quando comparamos as variáveis de riqueza e diversidade apenas entre as matrizes. Com os demais resultados encontrados neste trabalho, entretanto, foi possível obter indicações de que a matriz é sim, importante para estabelecimento e desenvolvimento da comunidade regenerante, principalmente quando se trata de matrizes agrícolas estabelecidas há décadas na paisagem.

Desta forma, pode-se concluir que a matriz tem influência sobre a regeneração natural, e que esta influência varia de acordo com o tipo de matriz presente na paisagem. Assim, é necessário não somente aumentar a cobertura de habitat, mas o manejo adequado e a diminuição da resistência da matriz ao fluxo biológico podem trazer imensos benefícios para a biodiversidade remanescente e assim aumentar a persistência das populações na paisagem (ESTADES, 2001; BURGMAN *et al.*, 2005; PARDINI *et al.*, 2010).

6.2 A regeneração natural da borda de fragmentos florestais como indicadora do estado atual de conservação e de qualidade futura de fragmentos remanescentes em diferentes paisagens agrícolas

Segundo GANDOLFI e colaboradores (2007) e GANDOLFI e colaboradores (2009), em remanescentes de Florestas Estacionais Semidecíduais, a dinâmica da

regeneração natural é influenciada por uma particularidade deste tipo de formação: a abertura sazonal de clareiras, devido à deciduidade das árvores. Estas “clareiras de deciduidade” são extremamente importantes para a dinâmica deste tipo de formação florestal, pois além do elevado percentual de árvores decíduas nesta formação (20 a 50% das árvores, segundo Morellato, 1991 e IBGE, 1992), as dinâmicas de luz e de estresse hídrico variam enormemente nos microsítios formados embaixo dessas árvores. Todas essas modificações no microclima dos fragmentos influenciam a germinação de sementes e estabelecimento e desenvolvimento de plântulas, influenciando na resposta biológica de espécies de diferentes grupos ecológicos, como por exemplo, espécies pioneiras e espécies tolerantes à sombra, além de influenciar outros processos biológicos, como interação animal-plantas e interação animal-animal (GANDOLFI *et al.*, 2007; GANDOLFI *et al.*, 2009).

Lima *et al.* (2008), ao estudar uma parcela permanente em uma Floresta Estacional Semidecidual, concluíram que as florestas estacionais apresentam uma dinâmica mais rápida que outras formações de florestas tropicais, o que pode ser explicado pela dinâmica diferenciada de regeneração nestas florestas. Além disso, a resposta a distúrbios neste tipo de formação também é extremamente dinâmica, fazendo com que diferentes distúrbios influenciem em curto prazo a estrutura e composição da vegetação remanescente (MARTINI *et al.*, 2008).

O estudo da regeneração natural permite a realização de previsões sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta, pois fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem seu estoque, bem como sua distribuição na área (CARVALHO, 1982). Além disso, segundo Norden *et al.* (2009), a regeneração natural é a fase do ciclo de vida das plantas que melhor reflete o histórico dos eventos de dispersão, eventos demográficos estocásticos e diferenças de nicho.

O fato de as Florestas Estacionais Semidecíduais apresentarem uma dinâmica mais rápida de regeneração natural, ou seja, a resposta a distúrbios externos é mais rápida, e o fato de que este estrato desempenha um papel de estoque de biodiversidade, visto que parte da regeneração atual se desenvolverá, alcançará e formará o dossel florestal, dando continuidade ao ciclo de clareiras e regeneração típicas de florestas (GANDOLFI *et al.*, 2007), faz com que a regeneração natural seja

uma importante fonte de informações sobre a dinâmica e estado de conservação de remanescentes florestais em áreas degradadas. Em uma paisagem profundamente antropizada e fragmentada como é o contexto dos fragmentos analisados neste estudo, a regeneração natural representa uma importante fonte de dados sobre o estado de conservação atual desses fragmentos, e sobre a possível qualidade futura da vegetação remanescente, visto que fornece informações sobre processos biológicos atuais (por exemplo, a ausência de espécies zoocóricas neste estrato pode indicar que a população de dispersores nos fragmentos está reduzida), além de indicar a trajetória sucessional deste fragmento, quando, por exemplo, existem espécies climácicas de dossel e sub-dossel regenerando no sub-bosque (indicando que, possivelmente, essas espécies chegarão ao dossel e formarão uma estrutura de vegetação madura). A elevada presença de espécies climácicas de sub-bosque também é importante para o desenvolvimento da floresta, e o elevado número de espécies e de indivíduos desta classe sucessional encontrado nos fragmentos estudados neste trabalho pode ser explicado pela dinâmica de pequenas clareiras sazonais típicas de Florestas Estacionais Semidecíduais, que, segundo Martins *et al.* (2004), estimulam a regeneração deste grupo de espécies.

A presença de espécies de todos os grupos sucessionais, assim como um número significativo de indivíduos de espécies zoocóricas, como amostrado nos fragmentos estudados, leva a crer que, na ausência de distúrbios antrópicos que mudem radicalmente a trajetória sucessional desses fragmentos, estas populações conseguirão se manter na paisagem. Outro aspecto positivo encontrado neste trabalho foi a elevada diversidade de espécies encontrada no estrato regenerante, tanto nos fragmentos inseridos na matriz de pasto quanto na matriz de cana de açúcar, o que dá indicações que, se corretamente manejadas, estas paisagens poderão abrigar uma vegetação com estrutura e composição mais complexas, contribuindo para a conservação da biodiversidade nas diferentes matrizes agrícolas.

Norden *et al.* (2009), em estudo com florestas secundárias com diferentes idades e graus de maturidade da vegetação encontraram forte evidência de que as florestas secundárias mais novas, em estágio inicial de sucessão, apresentam uma tendência a convergir sua composição florística com florestas maduras. De acordo com os autores,

através do estudo de classes de tamanho, estágios sucessionais e idade dos fragmentos, foi possível concluir que muitas das espécies de árvores do dossel e de palmeiras das florestas mais maduras eram capazes de regenerar em florestas secundárias mais jovens e em início de sucessão, indicando que a regeneração natural pode ser, sim, um indicador de qualidade futura de remanescentes florestais. Os mesmos autores ressaltam, entretanto, que a trajetória da sucessão em florestas secundárias não necessariamente convergirá para a composição florística de florestas maduras, pois os efeitos do histórico de uso e ocupação do solo e a dinâmica e estrutura da paisagem representam forte influência sobre a composição florística de florestas secundárias. Assim, devido aos processos envolvidos na regeneração natural serem altamente dependentes de processos estocásticos, o estudo contínuo desse estrato da vegetação é fundamental para o melhor entendimento de ecossistemas florestais inseridos em matrizes agrícolas, o que permitirá manejá-los corretamente e contribuir para a conservação da biodiversidade regional e para o desenvolvimento sustentável em áreas antropizadas.

6.3 Ações de manejo adaptativo como potencializadoras do papel de conservação da diversidade vegetal desempenhado pela borda de fragmentos inseridos em diferentes matrizes agrícolas

O manejo adaptativo foi um conceito definido por Gunderson (2000), como um método integrado e multidisciplinar para o manejo de recursos naturais. A idéia central deste conceito é que os recursos naturais manejados estão em constante mudança, e por isso o conhecimento humano deve responder com ajustes e adaptações a cada nova situação ambiental encontrada. Este conceito está associado ao atual paradigma de sucessão ecológica, segundo o qual não há um estado de equilíbrio único, e, diferentes trajetórias para esses diferentes estados de equilíbrio são aceitáveis, desta forma, as ações de manejo devem focar na recolocação das áreas em processo de restauração numa trajetória aceitável, que resulte num dos possíveis estados de equilíbrio.

Rozza et al. (2007) afirmam que existem poucos trabalhos que tratam do manejo de remanescentes florestais. Segundo os autores, a literatura em restauração ecológica está focada em trabalhos sobre monitoramento de sucessão secundária e experimentos com reflorestamentos, os quais focam basicamente em combinações de espécies, espaçamento e arranjo espacial nos plantios, fertilização e técnicas de controle de espécies invasoras competitivas, dentre outros. Entretanto, mesmo paisagens profundamente antropizadas como a bacia do rio Corumbataí apresentam diversos remanescentes que ainda desempenham importante papel de conservação da biodiversidade e que estão passíveis de ações de manejo adaptativo, visando garantir uma trajetória aceitável de sucessão secundária, que o conduza para a condição de comunidade madura e assim potencializando o seu papel de conservação da biodiversidade remanescente.

Na metodologia adotada neste trabalho, selecionamos um fragmento maior e outro menor em cada unidade amostral da paisagem. A coleta de dados biológicos foi realizada apenas nas bordas dos fragmentos, entretanto, alguns dos fragmentos selecionados eram tão pequenos que foram amostrados quase em sua totalidade. O fato de não termos encontrado diferenças entre a regeneração natural das bordas de fragmentos maiores e menores leva a crer que os fragmentos pequenos da paisagem apresentam composição típica de borda, não apresentando área nuclear. A presença de matrizes altamente antropizadas e o tamanho reduzido dos remanescentes florestais classificados como “menores” neste trabalho, apesar da significativa diversidade de espécies e da presença de grupos sucessionais finais de sucessão encontrados nos fragmentos, indicam a necessidade de manejo desses remanescentes, para que os mesmos continuem a exercer o importante papel de conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas desempenhado por fragmentos pequenos (GIBBONS; HARCOURT, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2009; SANTOS, *et al.*, 2007).

A primeira etapa no processo de decisão das ações de manejo a serem tomadas em um determinado remanescente florestal é a avaliação do estado de conservação atual deste remanescente. A avaliação dos indicadores de conservação dos remanescentes utilizada neste trabalho, inicialmente proposta para realização de avaliações rápidas ou de levantamento expedito, é feita para o fragmento como um

todo, através da observação dos seus atributos de estrutura na borda e no interior do remanescente. Entretanto, em paisagens extremamente heterogêneas como é o caso da bacia do rio Corumbataí, e em especial para grandes remanescentes, dificilmente a observação de um único ponto na borda e no interior do fragmento será suficiente para avaliar o seu estado de conservação. Neste trabalho, modificamos a proposta e avaliamos cinco pontos em cada fragmento, levando a uma melhor representação da heterogeneidade ambiental observada nesses remanescentes.

A avaliação desses indicadores de conservação através da observação das características ambientais dos remanescentes apresentou algumas deficiências, visto que muitas características ambientais observadas em campo como de grande impacto sobre a vegetação remanescente (por exemplo, a abundância de lianas e gramíneas exóticas), não apresentou qualquer efeito significativo sobre a regeneração natural. Desta forma, propomos uma abordagem mais quantitativa desta avaliação, com o objetivo de torná-la mais acurada e diminuir possíveis erros causados pela observação desses atributos ambientais. O Quadro 2 apresenta a nova proposta para avaliação de indicadores de conservação de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual.

Para investigação dos indicadores de conservação, propomos que sejam avaliados mais de um ponto por fragmento, pelo menos cinco, conforme realizado neste trabalho. Estes pontos devem ser escolhidos no fragmento de forma a representar todas as situações ambientais que o fragmento apresente, como áreas de clareira, áreas com dossel contínuo, áreas próximas a cursos d'água, com diferentes altitudes, diferentes graus de regeneração natural, e assim por diante. Nos locais selecionados, deve-se observar uma área de pelo menos 10m^2 , a fim de observar itens específicos conforme descrito abaixo.

Para a avaliação do grau de infestação por lianas em desequilíbrio, propomos que seja feito um percentual, dentro da parcela, das árvores com $\text{CAP} > 10\text{cm}$ infestadas por lianas (adaptado de Oliveira, 2011 – dados não publicados). Como árvores infestadas consideram-se aquelas que apresentem sinais de estrangulamento ou a copa tomada por cipós, o que levaria ao tombamento ou morte em pé do indivíduo.

Para avaliação da cobertura de gramíneas dentro de cada parcela de avaliação, propomos utilizar uma sub-parcela de 1m^2 dividida em quadrantes menores (Figura 14),

nos quais seriam contados quantos quadrantes apresentam presença de gramíneas. Essa avaliação poderia ser feita repetidas vezes dentro da parcela, e então retirada uma média, a fim de obter uma estimativa quantitativa da cobertura de gramíneas na área.

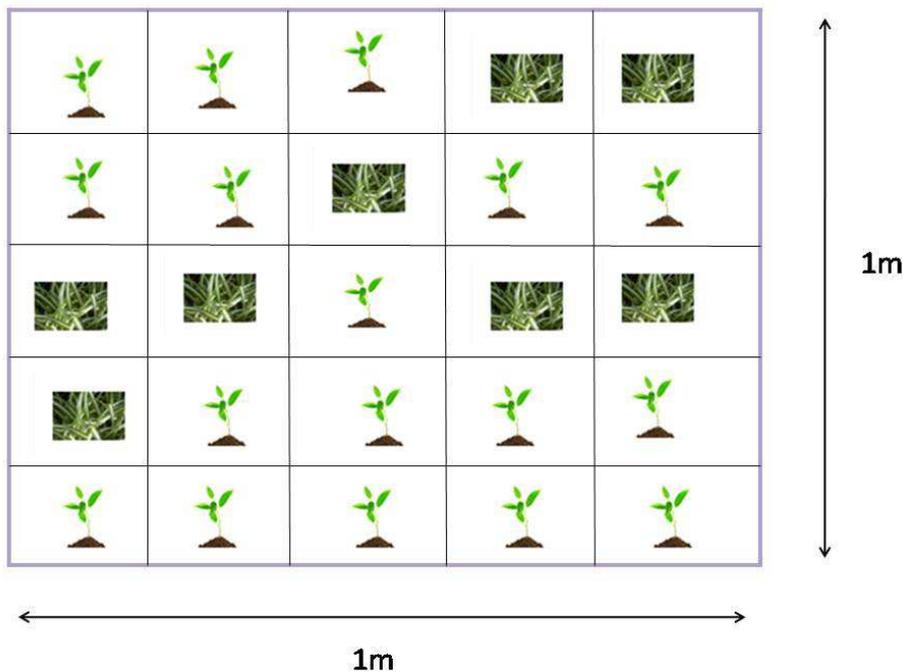


Figura 14 - Esquema da utilização de parcelas de 1m x 1m para avaliação da cobertura de gramíneas em remanescentes florestais degradados

Neste trabalho, já incluímos para análise o item Presença de Eucaliptos no Dossel, item que não foi proposto originalmente, pois essa foi uma característica marcante observada em campo. Como proposta, pode-se ampliar para “Presença de Espécies Exóticas Comerciais” no dossel, visto que em outras áreas pode haver predominância de outras espécies que não o eucalipto nos remanescentes florestais. Para uma medida mais acurada de abertura do dossel, propõe-se o uso de um densiômetro esférico côncavo (LEMMON, 1957), que deve ser utilizado no centro da parcela de amostragem, e deve-se fazer medições direcionando o densiômetro aos quatro pontos cardinais, a fim de evitar interferências de horários e incidência solar. Ao fim das medições, deve-se fazer uma média das quatro medições, e assim obter uma

estimativa de cobertura do dossel (BARBOSA *et al.*, 2009; GARCIA, 2012 – dados não publicados).

Quando os remanescentes florestais em análise forem de Floresta Estacional Semidecidual, recomenda-se retirar da tabela o item “Presença de Epífitas”. Este grupo ecológico é naturalmente pouco expressivo neste tipo de formação florestal, e não apresentou qualquer influência estatística sobre a regeneração natural. Para outras formações florestais, cabem estudos posteriores que indiquem se a sua utilização é necessária ou não.

Indicadores de conservação		Dossel				Invasão de Gramíneas exóticas (%)		Presença de Lianas em Desequilíbrio (%)		Prática de queimadas recentes no entorno		Entrada de gado		Extração de madeira	
		Nº de estratos	Altura (m)	Continuidade	Presença de espécies comerciais exóticas	Borda	Interior	Borda	Interior	Observada	Não observada	Observada	Não observada	Observada	Não observada
Fragmento - Parcela															
Frag.1	Parcela 1														
Frag.1	Parcela 2														
Frag.1	Parcela 3														
Frag.1	Parcela 4														
Frag. n	Parcela n														

Quadro 2 - Proposta para avaliação dos indicadores de conservação em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual

Após avaliação do estado de conservação dos remanescentes florestais e identificadas as principais fontes de impactos ambientais sobre a vegetação, medidas de manejo adequadas devem ser propostas. Neste ponto, cabe lembrar a necessidade de um monitoramento contínuo tanto dos indicadores de conservação quanto das medidas de manejo utilizadas, a fim de adequar as estratégias de manejo a cada nova situação ambiental encontrada.

Farah (2003 – dados não publicados) propôs um protocolo para recuperação de Florestas Estacionais Semidecíduais perturbadas (Anexo B). Este protocolo foi proposto

com base nos dados obtidos no remanescente da Reserva Municipal da Mata da Santa Genebra, no município de Campinas – SP, entretanto, se aplica tanto aos remanescentes da bacia do rio Corumbataí quanto para outros remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual que apresentem histórico de perturbação semelhante.

Este protocolo propõe uma série de ações de recuperação ambiental, baseados na avaliação do desenvolvimento da regeneração natural, realizado através de observação da estrutura da vegetação (capeira, bosque pouco denso – sem dossel contínuo, bosque com dossel contínuo) e a presença de populações hiperabundantes de espécies invasoras.

A primeira ação de recuperação desses remanescentes florestais, antes mesmo de aplicar o protocolo proposto por Farah (2003) é isolar os remanescentes dos fatores de degradação (ISERNHAGEN *et al.*, 2009 Pacto). Os autores propõem ações para diversas situações ambientais, dentre as quais várias se aplicam à bacia do rio Corumbataí, como o isolamento dos fragmentos à entrada de gado, através da instalação de cercas no entorno dos fragmentos, e o isolamento do fogo decorrente do manejo da cultura canavieira, cuja prática deve ser eliminada ou reduzida no entorno dos remanescentes (através de colheita manual da cana crua em uma faixa adjacente aos fragmentos). A implantação e manutenção de aceiros no entorno dos remanescentes florestais também deve ser uma prática adotada de isolamento e certamente reduzir os efeitos da prática de queimadas sobre a vegetação.

Após o isolamento dos remanescentes dos fatores de degradação, deve-se identificar os fragmentos onde há populações hiperabundantes de espécies invasoras, e manejá-las conforme recomendações do Anexo B. Esta situação será observada com maior frequência nos fragmentos inseridos na matriz de cana-de-açúcar, onde tanto o manejo inicial quanto o periódico se farão necessários.

As lianas em desequilíbrio são sempre citadas como grupo ecológico passível de manejo em remanescentes florestais degradados, principalmente por ser comum observar emaranhados de lianas nas bordas que dificultam a entrada nesses fragmentos. Rozza *et al.* (2007) demonstraram o sucesso do manejo de lianas em um fragmento degradado de Floresta Estacional Semidecidual, onde o manejo de populações de lianas hiperabundantes, aliado à remoção do material oriundo da poda

das lianas e posterior revolvimento do solo, favoreceu tanto a germinação do banco de sementes quanto a rebrota de indivíduos já presentes no sub-bosque, restabelecendo a comunidade regenerante na área de estudo.

Em algumas situações, entretanto, em função do elevado estado de degradação dos fragmentos, o manejo das lianas hiperabundantes pode ser prejudicial para a vegetação, como observado por Jordão (2009 – dados não publicados), onde o corte de lianas em bordas de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual aumentou a mortalidade de indivíduos regenerantes. A autora atribui esta elevada mortalidade dos regenerantes após o manejo das lianas ao aumento do efeito de borda nesses remanescentes, expondo os regenerantes naturais a uma maior incidência de luz, de ventos e de diminuição da umidade do solo, já que eram as lianas que exerciam um importante papel de estruturação do fragmento, em função da sua elevada degradação.

Desta forma, o manejo de lianas em desequilíbrio pode ser benéfico para a vegetação ou não, variando conforme a situação ambiental encontrada e conforme a maneira como o manejo seja conduzido. Engel & Oliveira (1998), em revisão sobre o tema, destacam a importância do correto manejo das lianas em desequilíbrio, a fim de evitar o corte indiscriminado das espécies e o consequente prejuízo do manejo para a vegetação. Segundo as autoras, o corte generalizado de cipós como estratégia de manejo pode selecionar espécies agressivas, diminuindo as chances de auto-regulação da floresta e aumentando a abundância de lianas, principalmente em fragmentos onde houve perda de diversidade e da capacidade de auto-regulação ou homeostase do sistema.

Diversos autores indicam que a melhor época para realizar o manejo é no início do período chuvoso (FARAH, 2003; ROZZA *et al.*, 2007; JORDÃO *et al.*, 2009), visto que após o controle dos fatores de degradação, que estão atuando como filtros, tanto o banco de sementes apresentará uma germinação mais intensa, como os indivíduos remanescentes apresentarão crescimento mais vigoroso. A germinação desse banco, principalmente de espécies pioneiras, formará um dossel que impedirá o desenvolvimento das espécies de lianas e gramíneas invasoras, diminuindo assim o número de manutenções necessárias.

Como medida complementar de recuperação dos remanescentes, Farah (2003) propõe o adensamento, com espécies iniciais, nos vazios que não foram naturalmente preenchidos e o posterior enriquecimento desses remanescentes com espécies mais finais da sucessão. Neste trabalho, propomos uma metodologia diferente para seleção das espécies a serem utilizadas no adensamento e enriquecimento, não apenas baseada na classificação sucessional, mas sim baseada em uma classificação funcional mais ampla, como uma estratégia para reverter o empobrecimento funcional desses remanescentes.

As espécies encontradas nos fragmentos da bacia do rio Corumbataí no levantamento florístico realizado neste trabalho, bem como através de outros dados da literatura, devem ser classificadas quanto aos grupos funcionais a que pertencem, tais como síndrome de polinização e dispersão, tamanho do fruto e tamanho de semente. Esta classificação deve ser baseada nos dados disponíveis na literatura acerca da biologia das espécies, bem como através de consulta a especialistas. Os grupos funcionais encontrados devem ser, posteriormente, comparados aos grupos funcionais encontrados em ecossistemas de referência. Através desta comparação, é possível identificar quais grupos funcionais estão ausentes nos fragmentos, ou aqueles que estão deficientes. Os grupos funcionais que apresentem lacunas devem ser os grupos selecionados para adensar ou enriquecer as áreas de estudo, dentre os quais devem ser escolhidas espécies nativas regionais para realizar o adensamento ou o enriquecimento.

Com esta abordagem, é possível adensar ou enriquecer os fragmentos com espécies com diferentes características biológicas e ecológicas, o que potencializaria o papel de conservação da biodiversidade desempenhado por esses remanescentes florestais. Através da restauração funcional desses remanescentes, será possível restabelecer links essenciais relacionados à estrutura das redes ecológicas (PALMER *et al.*, 1997), particularmente dos grupos funcionais necessários para o funcionamento de processos vitais como o da interação entre plantas e seus visitantes florais.

Essas ações de restauração funcional buscam reverter os processos de homogeneização biótica (OLDEN, 2006), e da redução da variabilidade genética (STRUEBIG; KINGSTON; PETIT, 2011) causadas pela fragmentação e pelos impactos

antrópicos. Esta proposta de adensamento ou enriquecimento funcional dos remanescentes deve ser o primeiro passo, seguido da restauração da paisagem, aliando, dentre outros, a implantação e melhoria de corredores ecológicos e ripários, e aumento da permeabilidade da matriz, através do uso de *stepping stones*, ou da alteração de uso das áreas agrícolas por exemplo (BURGMAN *et al.*, 2005; LINDENMAYER; FRANKLIN; FISCHER, 2006; METZGER, 2006, RODRIGUES *et al* 2009). Com essas ações, espera-se conectar populações remanescentes isoladas, e assim restabelecer o fluxo gênico e ecológico na paisagem.

7 IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO

A regeneração natural da borda de remanescentes florestais inseridos em diferentes matrizes agrícolas desempenha um importante papel no ciclo de desenvolvimento de uma comunidade vegetal. A estrutura e composição da comunidade adulta dependem da estrutura e composição do estrato regenerante, que por sua vez é definida por inúmeros filtros de estabelecimento e desenvolvimento. Uma vez que o dossel florestal está formado e dá condições para o desenvolvimento dos indivíduos regenerantes, outras barreiras atuam de maneira a definir quais espécies formarão a comunidade vegetal no futuro.

Atualmente, os principais filtros para o estabelecimento e desenvolvimento dos indivíduos regenerantes estão relacionados ao processo de fragmentação. No estado de São Paulo, onde este projeto foi desenvolvido, as principais ameaças à vegetação são o tamanho dos fragmentos e o grau de isolamento. Associado a esses fatores, o estado apresenta um histórico de uso e ocupação do solo bastante dinâmico, durante o qual vários usos agrícolas se revezaram, impactando de maneira diferente os remanescentes florestais.

Na bacia do rio Corumbataí este cenário se repete, e os fragmentos atualmente apresentam-se em número reduzido e esses poucos fragmentos se encontram muito degradados. Entretanto, como encontramos neste estudo, a regeneração natural (indivíduos maiores que 30cm de altura e menores que 15cm de CAP) amostrada nesses remanescentes ainda se mostrou bastante diversificada, com diversas espécies zoocóricas e finais de sucessão. Estes resultados indicam que os remanescentes podem avançar na trajetória sucessional, e que, caso estes indivíduos regenerantes consigam desenvolver-se e alcançar o dossel florestal, esses fragmentos vão desempenhar um importante papel de conservação da biodiversidade.

Foram observados diversos indicadores de conservação, e muitos deles passíveis de ações de manejo. Na matriz de pastagem, o principal fator de influência sobre a regeneração natural foi a entrada de gado nos remanescentes, se fazendo necessário o isolamento desses fragmentos ao acesso do gado. Na matriz de cana de açúcar, embora não tenham sido encontradas relações estatísticas entre a abundância

de lianas e a vegetação, em campo, observamos que esse é um dos grandes filtros da regeneração natural. A influência do fogo precisa ser melhor estudada nessa paisagem, visto que esta é uma prática recorrente na matriz, mas que deverá ser gradualmente reduzida e até eliminada nos próximos anos, por uma determinação legal.

Além disso, não encontramos diferenças de composição e estrutura entre os sub-transectos de 10m, nos primeiros 30 metros no sentido borda-interior analisados nos fragmentos. Segundo Harper e Macdonald (2001) essas diferenças no gradiente da borda nem sempre são fáceis de serem encontradas, visto que acontecem de maneira gradual e não de forma abrupta. Entretanto, com base nos resultados obtidos neste estudo, podemos afirmar que os primeiros 30 metros das bordas dos remanescentes florestais estudados na bacia do rio Corumbataí não apresentam diferenças quanto à estrutura e composição da comunidade regenerante. Procuramos identificar se havia diferenças do efeito de borda em duas matrizes agrícolas distintas, entretanto, também não foram encontradas diferenças.

A intenção de testar as diferenças em transectos de 10m nos primeiros 30m de borda de remanescentes inseridos em paisagem agrícola se deu pela atual discussão de reformulação do Código Florestal (Lei Federal nº4.771/1965), na qual houve discussão de uma proposta de redução dos 30 metros de Áreas de Preservação Permanente (APP), protegidos pela Lei em vigor, para a proteção de apenas 15 metros nas APPs de zonas ripárias, nos rios até 10 metros. Diversos estudos já vem testando a variação da vegetação em diferentes metragens no sentido borda-interior (LAURENCE *et al.*, 1998; DIDHAM; LAWTON, 1999; HARPER; MACDONALD, 2001; HARPER; MACDONALD; BURTON, 2005; LAURENCE *et al.*, 2006; MENDONÇA, 2010) e, desta forma, existem diferentes profundidades de efeito de borda propostas, de acordo com a situação ambiental analisada e também de acordo com a variável ambiental estudada, entretanto, segundo revisão feita por Metzger (2010), corredores com largura inferior a 100m são formados essencialmente por ambientes de borda. Assim, a redução da largura de áreas de preservação permanente pode prejudicar ainda mais o papel de conservação da biodiversidade desempenhado por essas formações florestais, principalmente por abrigarem uma vegetação homogênea e empobrecida.

É possível concluir, com os resultados deste estudo, que a matriz agrícola exerce forte influência sobre a regeneração natural, e interfere diretamente na capacidade de conservação da biodiversidade dos remanescentes florestais. Na bacia do Corumbataí, os fragmentos ainda apresentam uma flora de regenerantes arbustivo-arbóreos diversificada, e por isso ações de manejo como isolamento dos fatores de degradação, controle de lianas e gramíneas em desequilíbrio, além do adensamento e enriquecimento funcional desses remanescentes, pode potencializar o papel de conservação da biodiversidade desempenhado por esses remanescentes, principalmente em fragmentos pequenos, com grande efeito de borda.

Faz-se necessário também organizar e ordenar o uso da terra, de maneira a preservar áreas de preservação permanente e os demais remanescentes da paisagem. O manejo da pastagem e interrupção do uso do fogo também são importantes, além de medidas que tornem a prática agrícola rentável e que ao mesmo tempo preserve os serviços ambientais prestados pelos remanescentes florestais. O manejo da matriz, aumentando a sua permeabilidade e diminuindo o seu grau de resistência também potencializarão a conservação da biodiversidade na paisagem, pois favorecerão o fluxo gênico e a interação entre as populações remanescentes.

8 CONCLUSÕES

- A regeneração natural das bordas de remanescentes florestais inseridos em matrizes agrícolas de cana de açúcar e pastagem apresenta elevada riqueza de espécies, expressando a presença de grupos funcionais importantes, como espécies zoocóricas e finais de sucessão, indicando que mesmo remanescentes inseridos em paisagens profundamente antropizadas ainda detém diversidade florística. Os fragmentos inseridos nas matrizes de pastagem e cana de açúcar apresentam similaridade florística, bem como semelhante distribuição dos indivíduos regenerantes entre as espécies.
- A matriz agrícola com a qual os fragmentos florestais estão em contato representam uma forte fonte de influência sobre a regeneração natural. Nos remanescentes estudados na bacia do rio Corumbataí, pelo histórico de ocupação característicos da região, com forte presença de plantios comerciais de eucalipto que atualmente estão abandonados, o principal fator de influência sobre a regeneração natural nos fragmentos inseridos na matriz de cana de açúcar foi a presença de eucaliptos no dossel. O número de indivíduos regenerantes por unidade de área foi maior quando foram observados eucaliptos no dossel. Na matriz de pastagem, o principal fator de influência observado sobre a regeneração natural foi a entrada de gado, que diminuiu tanto o número de indivíduos por unidade de área quanto a diversidade da regeneração.
- Não foram encontradas relações entre as variáveis da regeneração natural estudadas e a abundância de gramíneas, a abundância de lianas, prática de queimadas no entorno ou presença de epífitas.
- Não foram encontradas diferenças estatísticas entre a estrutura e composição da regeneração natural entre os sub-transectos de 10 metros, dispostas ao longo dos primeiros 30 metros da borda dos fragmentos, no sentido borda-interior. Este resultado indica que, nesta profundidade de borda, a vegetação não apresenta variações quanto à estrutura e composição, independentemente da matriz agrícola na qual o remanescente florestal está inserido, se caracterizando mesmo como borda.

- A regeneração natural demonstrou ser um bom indicador de qualidade atual e futura dos remanescentes florestais estudados, devendo ser utilizada como base para tomada de decisão de ações de manejo adaptativo de fragmentos florestais degradados.
- Os fragmentos são passíveis de ações de manejo adaptativo, que poderão potencializar o papel de conservação desempenhado por esses remanescentes florestais em paisagens fragmentadas agrícolas.

REFERÊNCIAS

- ANJOS, L.D.; HOLT, R.D.; ROBINSON, S. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. **Bird Conservation International**, Cambridge, v. 20, n. 4, p. 392-399, 2010.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, n. 3, p. 441-451, abr 2005.
- BARBOSA, C.E.D.A.; BENATO, T.; CAVALHEIRO, A.L.; TOREZAN, J.M.D. Diversity of Regenerating Plants in Reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O.Kuntze of 12, 22, 35, and 43 Years of Age in Parana. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 17, n. 1, p. 60-67, 2009.
- BASILE, A. **Caracterização estrutural e física de fragmentos florestais no contexto da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2006. 86p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- BAUM, K.A.; HAYNES, K.J.; DILLEMUTH, F.P.; CRONIN, J.T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, Tempe, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, 2004.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, Lund, v. 34, n. 6, p. 1018-1029, 7 dez 2011.
- BROKAW, N.V.L. the definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, Washington, v. 14, n. 2, p. 158-160, 1982.
- BRUNA, E.M.; VASCONCELOS, H.L.; HEREDIA, S. The effect of habitat fragmentation on communities of mutualists: Amazonian ants and their host plants. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, n. 2, p. 209-216, jul 2005.
- BULLOCK, J.M.; MOY, I.L.; PYWELL, R.F.; COULSON, S.J; NOLAN, A.M.; CASWELL, H. Plant dispersal and colonization processes at local and landscape scales. In: BULLOCK, J.M., KENWOOD, R. AND HAILS, R. (Ed.). **Dispersal ecology**. Oxford, Blackwell Science, 2002. p. 279 - 302.
- BURGMAN, M.A.; LINDENMAYER, D.B.; ELITH, J. Managing landscapes for conservation under uncertainty. **Ecology**, Tempe, v. 86, n. 8, p. 2007-2017, 2006.
- CABACINHA, C.D.; CASTRO, S.S. Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 10, p. 2157-2165, abr 2009.

CAMARGOS, V.L.D.; MARTINS, S.V.; RIBEIRO, G.A.; CARMO, F.M. da S.; SILVA, A. F. da. Avaliação do impacto do fogo no estrato de regeneração em um trecho de floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 6, p. 1055-1063, 2010.

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R. ; RAMALHO, J. F. G. P. ; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 935-944, 2003.

CARMO, A.B.D.; VASCONCELOS, H.L.; VASCONCELOS, H.L. Estrutura da comunidade de plantas lenhosas em fragmentos de cerrado : relação com o tamanho do fragmento e seu nível de perturbação. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 31-38, 2011.

CARVALHO, J.O.P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará**. 1982. 128p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1982.

CASTRO, C.C.; MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. A focus on plant reproductive biology in the context of Forest restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas – Methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. 286p.

CEAPLA 2011 –**Atlas Ambiental da bacia do rio Corumbataí**. Disponível em <http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas/> acesso em: out. 2011.

CEDDIA, M.B.; ANJOS, L.H.C.D.; RAVELLI, A.N.; LIMA, E.; SILVA, L.A.D. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar e alterações nas propriedades físicas de um solo podzólico amarelo no estado do Espírito Santo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 8, p. 1467-1473, 1999.

CHASE, J.M. Community assembly: when should history matter? **Oecologia**, New York, v. 136, n. 4, p. 489-98, ago 2003.

CHAZDON, R. L.; HARVEY, C. A.; KOMAR, O.; GRIFFITH, D. M.; FERGUSON, B. G.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MORALES, H.; NIGH, R.; SOTO-PINTO, L.; VAN BREUGEL, M.; PHILPOTT, S. M. Beyond Reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, Washington, v. 41, n. 2, p. 142-153, mar 2009.

CHEUNG, K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest recovery in newly abandoned pastures in southern Brazil: implications for the atlantic rain forest resilience. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 8, n. 1, p. 66-70, 2010.

CLEMENTS, F.E. Nature and structure of the climax. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 252-284, 1936.

COSTANZA, J.K.; MOODY, A.; PEET, ROBERT, K. Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 26, n. 6, p. 851-864, maio 2011.

COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 1, p. 17-23, 1978.

CUSHMAN, S.A.; SHIRK, A.; LANDGUTH, E.L. Separating the effects of habitat area, fragmentation and matrix resistance on genetic differentiation in complex landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 27, n. 3, p. 369-380, 24 dez 2011.

DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments '. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 1, p. 17-30, 1999.

DRAKE, J.A. Community-Assembly Mechanics and the Structure of an Experimental Species Ensemble. **The American Naturalist**, Chicago, v. 137, n. 1, p. 1-26, 1991.

DRISCOLL, D.A. How to find a metapopulation. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 85, n. 10, p. 1031-1048, out 2007.

DURIGAN, G.; BERNACCI, L.C.; METZGER, J.P.; FRANCO, G.A.D.C.; ARBOCZ, G.F.; CATHARINO, E.L.M. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 51-62, 2008.

ELTON, C.S. **The ecology of invasions by animals and plants**. London:Methuen, 1958. 183P

ENGEL, V.L.; OLIVEIRA, R.E.D. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **ArcGIS 9.2**. New Delhi, 2006. 1 CD-ROM.

ESTADES, C.F. The effect of breeding-habitat patch size on bird population density. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 16, p. 161-173, 2001.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, Cambridge, v. 81, n. 1, p. 117-42, fev 2006a

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 43, n. 3, p. 527-536, jun 2006b

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, n. 1, p. 487-515, nov 2003.

FARAH, F.T. **Favorecimento da regeneração de um trecho degradado de floresta estacional semidecidual**. 2003. 221p. Dissertação (Mestrado em Biologia vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

FIEDLER, P.L., WHITE, P.S.; LEIDY, R.A. The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. In: PICKETT, S.T.A.; OSTFELD, R.S.; SHACHAK, M.; LIKENS, G.E. **The ecological basis of conservation**: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. New York: International Thomson Publishing, 1997.492p.

FINEGAN, B. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 47, n. 1/4, p. 295-321, Jan 1992.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation : a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 16, p. 265-280, 2007.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S.; WALKER, B. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. **Ambio**, Stockholm v. 31, n. 5, p. 437-440, 2002.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. **Review Literature And Arts Of The Americas**, New York, v. 35, p. 557-581, 2004.

FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu , SP. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 57, p. 27-43, 2000.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York:John Wiley, 1986. 640p.

FRANKLIN, J.F. Preserving Biodiversity: Species , Ecosystems , or Landscapes? **Ecological Applications**, Ithaca, v. 3, n. 2, p. 202-205, 1993.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira n.1**. 92p. Rio de Janeiro, RJ. IBGE, 1991.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP**. 1991. 248p. Dissertação (Mestrado em Biologia vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 551p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; LEITÃO FILHO, H. de F. "Gaps of deciduousness": cyclical gaps in tropical forests. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 280-284, abr 2009.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. Permeability - impermeability : canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, 2007.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. de F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GARCIA, L.C. **Avaliação da sustentabilidade ecológica de matas ciliares restauradas**. 2012. 114p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOU, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, p. 223-229, 1999.

GIBBONS, M.A.; HARCOURT, A.H. Biological correlates of extinction and persistence of primates in small forest fragments : a global analysis. **Tropical Conservation Science** (disponível em <http://tropicalconservationscience.mongabay.com/>), v. 2, n. 4, p. 388-403, 2009.

GIRÃO, L.C.; LOPES, A.V.; TABARELLI, M.; BRUNA, E.M. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PloS one**, San Francisco, v. 2, n. 9, p. e908, jan 2007.

GLEASON, H.A. The Individualistic Concept of the Plant Association. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 21, n. 1, p. 92-110, 1939.

GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. **Rain forest**: regeneration and management. New York: Blackwell, 1991. 457p.

GUARATINI, M.T.G.; GOMES, E.P.C.; TAMASHIRO, J.Y.; RODRIGUES, R.R. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra , Campinas , SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 323-337, 2008.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, n. 1/3, p. 185-206, jul 2001.

GUNDERSON, L.H. Ecological resilience-in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 31, p. 425-439, 2000.

HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature**, London, v. 396, Nov., p. 41-49, 1998.

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E. Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. **Ecology**, Tempe, v. 82, n. 3, p. 649-659, 2001.

HARPER, K.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; EUSKIRCHEN, E.S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.S.; ESSEEN, P. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. **Conservation Biology**, New York, v. 19, n. 3, p. 768-782, jun 2005.

HARRISON, S. Local extinction in a metapopulation context : an empirical evaluation. **Biological Journal of Linnean Society**, London, v. 42, p. 73-88, 1991.

HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 4, p. 1-23, 1973.

HOLLING, C.S. Cross-Scale Morphology, Geometry, and Dynamics of Ecosystems. **Ecological Monographs**, Washington, v. 62, n. 4, p. 447-502, 1992.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, p. 201-228, 1982.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S. Diagnóstico ambiental de áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo:Neoband, 2009. 256p.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 139-153, 1997.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga , São Paulo , Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 56, p. 83-99, 1999.

JACQUES, A.V.A. A queima das pastagens naturais - efeitos sobre o solo e a vegetação. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 177-181, 2003.

JORDÃO, S.M.S. **Manejo de lianas em bordas de floresta estacional semidecidual e de cerrado, Santa Rita do Passa Quatro, SP**. 2009. 248p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, Piracicaba, n. 41/42, p. 83-93, 1989.

KOFFLER, N.F. Uso da terras da bacia do rio Corumbatai em 1990. **Geografia**, São Paulo, v. 18,n.1, p.135-150, 1993.

- LAURANCE, W.F. The hyper-diverse flora of the central Amazon: an overview. IN: BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Ed.). **Lessons from Amazonia: Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. New Haven: Yale University Press, 2001. p. 47–53.
- LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L.; LOVEJOY, T.E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, London, v. 404, p. 836, 20 abr 2000B
- LAURANCE, W.F.; D'ANGELO, S.; PÉREZ-SALICRUP, D.; JEROZOLINSKI, A.; DELAMÔNICA, P.; FEARNside, P.M.; POHL, L.; LOVEJOY, T.E. Rain forest fragmentation and the structure. **Ecology**, Tempe, v. 82, n. 1, p. 105-116, 2001.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. **Ecology**, Tempe, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998.
- LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H.L; LOVEJOY, T.E. Forest loss and fragmentation in the Amazon : implications for wildlife conservation Accelerating forest conversion. **Oryx**, Cambridge, v. 34, n. 1, p. 39-45, 2000A
- LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, S.G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J.E.L.S.; GIRALDO, J.P.; LOVEJOY, T.E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K.E.; D'ANGELO, S. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 103, n. 50, p. 19010-19014, 2006.
- LE BOURLEGAT, J.M.G. **Lianas da Floresta Estacional Semidecidual : Ecofisiologia e Uso em Restauração Ecológica**. 2009. 103p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- LEMMON, P. A New Instrument for Measuring Forest Overstory Density. **Journal of Forestry**, Washington, v. 55,n.9, p 667-668,1957.
- LIMA, R.A.F. de; MARTINI, A.M.Z.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Repeated disturbances and canopy disturbance regime in a tropical semi-deciduous forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, n. 1, p. 85-93, 3 jan 2008.
- LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, Tempe, v. 85, n. 7, p. 1840-1845, 2004.
- LINDENMAYER, D.; FRANKLIN, J.; FISCHER, J. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 131, n. 3, p. 433-445, ago 2006.

LINDENMAYER, D.; HOBBS, R. J.; MONTAGUE-DRAKE, R.; ALEXANDRA, J.; BENNETT, A.; BURGMAN, M.; CALE, P.; CALHOUN, A.; CRAMER, V.; CULLEN, P.; DRISCOLL, D.; FAHRIG, L.; FISCHER, J.; FRANKLIN, J.; HAILA, Y.; HUNTER, M.; GIBBONS, P.; LAKE, S.; LUCK, G.; MACGREGOR, C.; MCINTYRE, S.; NALLY, R. M.; MANNING, A.; MILLER, J.; MOONEY, H.; NOSS, R.; POSSINGHAM, H.; SAUNDERS, D.; SCHMIEGELOW, F.; SCOTT, M.; SIMBERLOFF, D.; SISK, T.; TABOR, G.; WALKER, B.; WIENS, J.; WOINARSKI, J.; ZAVALETA, E. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology letters**, New Jersey, v. 11, n. 1, p. 78-91, jan 2008.

LOPES, A.V.; GIRÃO, L.C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1154-1165, Jun 2009.

LUNDHOLM, J.T. Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 20, p. 377-391, 2009.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F.P.L.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 287-296, 17 mar 2011.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Cambridge;University Press, , 1988. 179p.

MANNING, A.D.; LINDENMAYER, D.B.; BARRY, S.C. The conservation implications of bird reproduction in the agricultural "matrix": a case study of the vulnerable superb parrot of south-eastern Australia. **Biological Conservation**, Essex, v. 120, n. 3, p. 363-374, dez 2004.

MARTINI, A.M.Z.; LIMA, R.A.F.; FRANCO, G.A.D.C.; RODRIGUES, R.R. The need for full inventories of tree modes of disturbance to improve forest dynamics comprehension: An example from a semideciduous forest in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, n. 5/6, p. 1479-1488, abr 2008.

MARTINS, F.R.; MAËS dos SANTOS, F.A. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Revista Holos**, Campinas, 1: p. 236-267, 1999.

MARTINS, S.V.; JÚNIOR, R.C.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 172, p. 121-131, 2004.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão ecológica: Fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa:Editora UFV, 2009. 261p.

MAUÉS, M.M.; OLIVEIRA, P.E.A.M. Conseqüências da fragmentação do habitat na ecologia reprodutiva de espécies arbóreas em florestas tropicais, com ênfase na Amazônia. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 238-250, mar 2010.

MCGARIGAL, K.S.A.; CUSHMAN, M.C.; NEEL, E.; ENE. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html. 2002.

MENDES, J.C.T. **Caracterização fitogeográfica como subsídio para a recuperação e a conservação da vegetação na bacia do rio Corumbataí / SP**. 2004. 121p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

MELO, M.S. **Florística, fitossociologia e dinâmica de duas florestas secundárias antigas com histórias de uso diferentes no nordeste do Pará-Brasil**. 2004. 116p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

MELO, F.P.L.; LEMIRE, D.; TABARELLI, M. Extirpation of large-seeded seedlings from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. **Ecoscience**, Sainte-Foy, v. 14, n. 1, p. 124-129, Mar. 2007.

MELO, F.P.L.; MARTÍNEZ-SALAS, E.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; CEBALLOS, G. Forest fragmentation reduces recruitment of large-seeded tree species in a semi-deciduous tropical forest of southern Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 1, p. 35, 8 dez 2010.

MENDONÇA, A.H. de. **Avaliação do efeito de borda sobre a vegetação de cerrado stricto sensu inserido em matriz de pastagem**. 2010. 172p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

MESQUITA, R.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, WILLIAM F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2/3, p. 129-134, dez 1999.

METZGER, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 10, n. 4, p. 1147-1161, 2000.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

METZGER, J.P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006.

MORELLATO, L.P.C. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil**. 1991. 203p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

MORELLATO, L.P.C. ;LEITÃO FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In. L.P.C. MORELLATO (Org) **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas:Editora da UNICAMP/FAPESP, 1992. p. 112-140.

MORELLATO, P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Reproductive Phenology of Climbers in a Southeastern Brazilian Forest. **Biotropica**, Washington, v. 28, n. 2, p. 180-191, 1996.

MORELLATO, L. P. C.; TALORA, D. C.; TAKAHASI, A. *et al.* Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study'. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 811-823, 2000.

MOUNTFORD, E.P.; PETERKEN, G.F. Long-term change and implications for the management of wood- pastures : experience over 40 years from Denny Wood , New Forest. **Forestry**, Oxford, v. 76, n. 1, p. 19-43, 2003.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

MURPHY, H.T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics : does the matrix matter? **Oikos**, Cambridge, v. 4, p. 3-14, 2004.

NAAF, T.; WULF, M. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 4, p. 848-855, Apr 2010.

NORDEN, N.; CHAZDON, R.L.; CHAO, A.; JIANG, Y.-H.; VÍLCHEZ-ALVARADO, B. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology letters**, New Jersey, v. 12, n. 5, p. 385-94, maio 2009.

ÖCKINGER, E.; LINDBORG, R.; SJÖDIN, N.E.; BOMMARCO, R. Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. **Ecography**, Lund, v. 35, n. 3, p. 259-267, 23 mar 2012.

OLDEN, J.D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, Washington, v. 33, n. 12, p. 2027-2039, Dec. 2006.

OLIVEIRA, A.M.D.E. **Caracterização de uma comunidade de árvores e sua infestação por lianas em uma floresta decídua**.2011. 108p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2011.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 5, n. 4, p. 291-300, dez 1997.

PARDINI, R.; BUENO, A.D.A.; GARDNER, T.A; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PloS one**, San Francisco, v. 5, n. 10, p. e13666, Jan 2010.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1178-1190, Jun 2009.

PAULA, A.D.; FRANCISCO, A.; JÚNIOR, P.D.M.; SANTOS, F.A.M.; SOUZA, A.L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004.

PEREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; LEMOS-FILHO, J.P. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, New York, v. 16, n. 6, p. 1761-1784, 27 Oct. t 2006.

PEREIRA, L.H. ; PINTO, S.A.F. Utilização de imagens aerofotográficas no mapeamento multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal na bacia do rio Corumbataí – SP, com o suporte de sistemas de informações geográficas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007. Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, , 21-26 abril 2007, INPE. p. 1321-1328

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L.; MEINERS, S.J. Ever since Clements : from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, Knivsta, v. 12, p. 9-21, 2009.

PINHEIRO, M.H.O.; MONTEIRO, R. Análise estrutural e considerações sobre a dinâmica sucessional de dois fragmentos florestais semidecíduais do Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 968-975, 2009.

PIQUERAY, J.; CRISTOFOLI, S.; BISTEAU, E.; PALM, R.; MAHY, G. Testing coexistence of extinction debt and colonization credit in fragmented calcareous grasslands with complex historical dynamics. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 26, n. 6, p. 823-836, maio 2011.

PIVELLO, V.R.; KORMAN, V. Conservação e Manejo da Biodiversidade. In: PIVELLO, V. R.; VARANDA, E. M. (Ed.). **O cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação** – Parque Estadual de Vassununga. São Paulo - SP: Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SMA), 2005. p. 291-309.

REINERS, W.A.; BOUWMAN, A.F.; PARSONS, W.F.J.; KELLER, M. Tropical Rain Forest Conversion to Pasture: Changes in Vegetation and Soil Properties. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 4, n. 2, p. 363-377, 1994.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, Jun 2009.

ROCHA, M.F.; PASSAMANI, M.; LOUZADA, J. A small mammal community in a forest fragment, vegetation corridor and coffee matrix system in the Brazilian Atlantic forest. **PloS one**, San Francisco, v. 6, n. 8, p. e23312, Jan 2011.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**. 1998. 192p. Tese (Doutorado em Filosofia) - Harvard University, Cambridge, 1998.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais - IPEF**, Piracicaba, n. 189, p. 1-17, 1999.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J.W.V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p. 203-215.

RODRIGUES, R.R. ; MARTINS, S.V. ; MATTHES, L.A.F. Post-Fire Regeneration in a Semideciduous Mesophytic Forest, South Eastern Brazil. In: BURK, A. R. (Org.). **New Research on Forest Ecosystems**. New York: Nova Science Publishers, 2005. v. 1, p. 1-19.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, Jun 2009.

ROZZA, A.F.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas – Methods and projects in Brazil**. . New York: Nova Science Publishers, 2007. 286p.

SAMPAIO, R.; LIMA, A.P.; MAGNUSSON, W.E.; PERES, C.A. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. **Biodiversity and Conservation**, New York, v. 19, n. 8, p. 2421-2439, 16 abr 2010.

SANTOS, M.B. dos. **Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso , Cananéia / SP**. 2007. 86p. Dissertação (Mestrado em

Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C.P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 1, p. 249-260, jan 2008.

SANTOS, B.A; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MORENO, C.E.; TABARELLI, M. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. **PLoS one**, San Francisco, v. 5, n. 9, p. 1-7, e12625, jan 2010.

SANTOS, K; KINOSHITA, L.; SANTOS, F. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 135, n. 2, p. 268-277, mar 2007.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation : A Review. **Conservation Biology**, New York, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.

SCHNITZER, S.A.; DALLING, J.W.; CARSON, W.P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 88, n. 4, p. 655-666, Aug. 2000.

SILVA, H.C.H. da; LINS-E-SILVA, A.C.B.; GOMES, J.S.; RODAL, M.J.N. The Effect of Internal and External Edges on Vegetation Physiognomy and Structure in a Remnant of Atlantic Lowland Rainforest in Brazil. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, Ikenobe, v. 2, n. 1, p. 47-55, 2008.

SOUZA, Z.M.; PRADO, R.M.; PAIXÃO, A.C.S.; CESARIN, L.G. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.3, p.271-278, mar. 2005

SOUZA, P.B.; MARTINS, S.V.; COSTALONGA, S.R.; COSTA, G.O. Florística e Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea do sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 533-543, 2007.

STRUEBIG, M.J.; KINGSTON, T.; PETIT, E.J.; LE COMBER, S.C.; ZUBAID, A.; MOHD-ADNAN, A.; ROSSITER, S.J. Parallel declines in species and genetic diversity in tropical forest fragments. **Ecology letters**, New Jersey, v. 14, n. 6, p. 582-90, Jun 2011.

TABARELLI, M; MANTOVANI, WALDIR; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2-3, p. 119-127, Dec. 1999.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.D.; GASCON, C. Forest fragmentation , synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, New York, v. 13, p. 1419-1425, 2004.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V; GIRÃO, L.C; PERES, C.A; LOPES, A.V. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. **Conservation Biology**, New York, v. 24, n. 6, p. 1654-63, Dec. 2010.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 6, p. 657-661, Nov. 2008.

THOMPSON, S.K.; G.A.F. SEBER. **Adaptive sampling**. New York:John Wiley 1996.

TILMAN, D.; MAY, R.M.; LEHMAN, C.L.; NOWAK, M.A. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, London, v. 371, n. 1, p. 65-66, 1994.

TROPPEMAYER, H. ; MACHADO, M.L.A. Variação da estrutura da mata galeria na bacia do rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, ao tipo de margem e ao traçado do rio. **Biogeografia**, São Paulo, v.8, p.1-28, 1974.

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 20, p. 171-197, 1989.

TURNER, M.G. Landscape ecology in north america: past, present, and future. **Ecology**, Tempe, v. 86, n. 8, p. 1967-1974, 2005.

UBIALLI, J.A.; FIGUEIREDO FILHO, A.; MACHADO, A.; ARCE, J.E. Comparação de métodos e processos de amostragem para estudos fitossociológicos em uma floresta ecotonal na região norte matogrossense. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 3, p. 511-523, 2009.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Essex, v. 123, n. 4, p. 507-519, Jun 2005.

URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V.; SHUGART, H.H. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 37, n. 2, p. 119-127, 1987.

VALENTE, R. D. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí , SP**. 144p. Dissertação (mestrado em Recursos Florestais) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R.O.A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG.** 2005. 121p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R.O.A.,; VETTORAZZI C.A. **Mapeamento de uso e cobertura dos solos da Bacia do Rio Corumbataí, SP.** Piracicaba, 2003. (Circular Técnica do IPEF, 196).

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 68, p. 45-57, 2005.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA; J.C.A. **Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 1991.

VETTORAZZI, C.A.; VALENTE, R.O.A.; BALLESTER, M.V.R. Forest fire hazard mapping in a GIS environment for a river basin in the State of São Paulo, Brazil. In: INTERNATIONAL COFERENCE ON GEOSPATIAL INFORMATION IN AGRICULTURE AND FORESTRY, 2.,2000. Lake Buena Vista. **Proceedings...** Ann Arbor: ERIM International,. 2000. v.1, p.10-12.

VIADANA, A.G. **Análise da qualidade hídrica do Alto e Médio Corumbataí (SP) pela indicação de bio-indicadores.** 1985. 115p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro - SP, 1985.

VIANA, V.M.; VETTORAZZI, C.A; ZAKIA, J.M.B.; MENDES, J.C.T.; VALENTE, R.A (Coord.) **Plano Diretor: conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da bacia do rio Corumbataí.** Piracicaba:IPEF/SEMAE, 2002. 301p.

VIANI, R.A.G.; DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

VIEIRA, E.H.A. **O Licenciamento Ambiental de Portos de Areia da bacia do rio Corumbataí como Instrumento para a Recuperação das Áreas de Preservação Permanente.** 2005. 186p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. Junho, 2005.

VIEIRA, S.; HOFFMANN, R. **Estatística experimental.**2. ed. São Paulo: Editora Atlas, 1989. 179p.

VIEIRA, F.D.A.; CARVALHO, D.D. Genetic differentiation of the neotropical tree species *Protium spruceanum* (Benth .) Engler (*Burseraceae*) between fragments and vegetation corridors in Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 1180-1185, 2009.

VIEIRA, M.V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A.C.; ANTUNES, V.Z.; BERNARDO, L.R.; GRELLE, C.E.V.; CERQUEIRA, R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1191-1200, jun 2009.

WATT, A.S. Pattern and process in the plant community. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 35, n. 1/2, p. 1-22, 1947.

WHITMORE, T.C. **Tropical rain forest of the Ear East**. Oxford:Claredon Press, 1975

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, Tempe, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989.

WHITMORE, T.C. **An introduction to tropical rain forest**. New York:Oxford University Press, 1990.

ZURITA, G.A.; BELLOCQ, M.I. Spatial patterns of bird community similarity: bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 25, n. 1, p. 147-158, 17 set 2010.

ANEXOS

ANEXO A - Indicadores de conservação observados em cada transecto de amostragem da regeneração natural na bacia do rio Corumbataí.

Filtros de diversidade				Dossel				Invasão de Gramíneas exóticas			Presença de Lianas em Desequilíbrio			Presença de epífitas		Prática de queimadas recentes no entorno		Entrada de gado		Extração de madeira				
								<20%	21-50%	>50%	<20%	21-50%	>50%	Presença	Ausência	Observada	Não observada	Observada	Não observada	Observada	Não observada			
Matriz-Unidade-Fragmento-Transecto				N° de estratos	Altura (m)	Continuidade	Presença de eucaliptos																	
Cana	1	FG	1	3	15	DC	N			X			X		X		X		X		X			
Cana	1	FG	2	2	15	DC	N			X			X		X		X		X		X			
Cana	1	FG	3	2	10	DC	N		X				X		X		X		X		X			
Cana	1	FG	4	3	9	DC	N		X			X		X		X		X		X		X		
Cana	1	FG	5	2	10	DC	N		X				X		X		X		X		X			
Cana	1	FP	1	2	6	DC	N	X				X		X			X		X		X			
Cana	1	FP	2	2	10	DC	N	X				X		X			X		X		X			
Cana	1	FP	3	2	12	DC	N	X					X		X			X		X		X		
Cana	1	FP	4	2	10	DC	N		X				X		X			X		X		X		
Cana	1	FP	5	2	15	DC	N		X				X		X		X		X		X		X	
Cana	2	FG	1	2	12	DC	S		X			X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FG	2	2	9	DC	S	X				X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FG	3	2	7	DC	S		X			X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FG	4	2	5	DC	S		X			X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FG	5	2	6	DC	S		X			X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FP	1	2	7	DC	N		X			X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FP	2	2	5	DC	N		X			X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FP	3	2	8	DC	N		X			X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FP	4	2	6	DC	N		X			X			X	X			X		X		X	
Cana	2	FP	5	3	6	DC	N		X			X			X			X		X		X		X
Cana	3	FG	1	2	6	DC	N		X				X		X			X		X		X		X
Cana	3	FG	2	2	11	DC	S		X				X		X			X		X		X		X
Cana	3	FG	3	2	10	DC	S		X				X		X			X		X		X		X
Cana	3	FG	4	2	13	DC	S		X			X			X			X		X		X		X
Cana	3	FG	5	2	5	DC	S	X					X		X	X			X		X		X	

Continuação do Anexo A. Indicadores de conservação observados em cada transecto de amostragem da regeneração natural na bacia do rio Corumbataí.

Cana	3	FP	1	2	4	DC	S	X					X		X	X			X		X	
Cana	3	FP	2	2	6	DC	S	X					X		X		X			X		X
Cana	3	FP	3	2	10	DC	S	X				X			X		X			X		X
Cana	3	FP	4	2	9	DC	S		X				X		X		X			X		X
Cana	3	FP	5	2	8	DC	S		X			X			X		X			X		X
Pasto	1	FG	1	2	8	DC	N	X				X		X			X	X				X
Pasto	1	FG	2	2	8,5	DC	N	X			X				X		X	X				X
Pasto	1	FG	3	2	7,5	DC	N	X			X			X			X	X				X
Pasto	1	FG	4	2	8	DC	N	X			X				X		X	X				X
Pasto	1	FG	5	2	6	DC	N	X			X				X		X	X				X
Pasto	1	FP	1	2	7	DC	S	X			X				X		X	X				X
Pasto	1	FP	2	2	7	DC	S	X			X				X		X	X				X
Pasto	1	FP	3	2	7	DC	S	X			X				X		X	X				X
Pasto	1	FP	4	2	7	DC	S	X			X				X		X	X				X
Pasto	1	FP	5	2	4	DC	S	X			X			X			X	X				X
Pasto	2	FG	1	3	10	DC	N	X			X			X			X		X			X
Pasto	2	FG	2	2	8	DC	N		X		X				X		X		X			X
Pasto	2	FG	3	2	6	DC	N		X		X			X			X		X			X
Pasto	2	FG	4	3	10	DC	N	X			X			X			X	X				X
Pasto	2	FG	5	2	8	DC	N	X				X		X		X				X		X
Pasto	2	FP	1	2	14	DC	N		X		X			X			X		X			X
Pasto	2	FP	2	2	5	DC	N		X				X		X		X		X			X
Pasto	2	FP	3	2	4	DC	N		X				X		X		X		X			X
Pasto	2	FP	4	2	12	DC	N	X			X				X		X		X			X
Pasto	2	FP	5	2	10	DC	N	X			X				X		X		X			X
Pasto	3	FG	1	2	6	DC	N	X			X			X		X			X			X
Pasto	3	FG	2	2	9	DC	N	X			X			X		X			X			X
Pasto	3	FG	3	2	9	DC	N	X			X				X	X			X			X
Pasto	3	FG	4	2	10	DC	N	X			X				X		X	X				X
Pasto	3	FG	5	2	11	DC	N	X			X				X		X	X				X
Pasto	3	FP	1	2	9	DC	S	X				X		X			X		X			X
Pasto	3	FP	2	2	7	DC	N	X			X				X		X		X			X
Pasto	3	FP	3	3	10	DC	N	X			X				X		X		X			X
Pasto	3	FP	4	2	7	DC	S	X			X				X		X	X				X
Pasto	3	FP	5	2	13	DC	S	X			X			X			X		X			X

ANEXO B - Protocolo de recuperação de remanescentes florestais de Floresta Estacional Semidecidual, com base na avaliação da regeneração natural, proposto por Farah (2003).

Características iniciais da vegetação		Possui entorno de floresta madura?	Operações iniciais de manejo			Indicadores de desempenho da regeneração arbustivo-arbórea	Medidas complementares ³				
			Controle das populações ¹ hiper-abundantes		Revolvimento superficial do solo ²		Controle periódico das populações ¹ hiper-abundantes	Adensa_ mento arbóreo com P ⁴	Aumento do nº de indivíduos arbóreos SI ⁴ e ST	Adensa_ mento arbóreo com espécies SI ⁴ e ST	Enrique_ cimento das espécies arbóreas SI ⁴ e ST
			Inicial	Periódico							
Capoeira	dominada por populações ¹ hiper-abundantes	Sim	X	X	X	Regen. P ⁴ numerosa ⁵	X				
		Não	X	X	X		X	X			
	não dominada por populações ¹ hiper-abundantes	Sim			X	Regen. P ⁴ numerosa ⁵					
		Não			X			X	X		

¹ populações hiper-abundantes: lianas, arbustos escandentes e herbáceas exóticas; ² revolvimento: executado antes da época chuvosa do ano; ³ medidas complementares: a serem executadas caso as operações iniciais de manejo resultem em baixo desempenho da regeneração, avaliada pelos indicadores; ⁴ Grupos ecológicos - P: pioneiras; SI: secundárias iniciais; ST: sec. tardias; ⁵ regeneração numerosa: no caso de Floresta Estacional Semidecidual, mais de 2 ind.m⁻² - critério de altura ≥ 0,5m (baseado na regeneração em clareiras - Martins & Rodrigues 2002); ⁶ regeneração diversa: mínimo de 70 espécies SI+ST (segundo dados de composição de Floresta Estac. Semidec. (Santos *et al.* 1996; Gandolfi 2000; Martins & Rodrigues 2002); ⁷ A adição de espécies SI e ST pode ser obtida por transferência de porções de serapilheira (que contém propágulos) advindas de florestas mais maduras.

