

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

**Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo
de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de
referência**

Rafaela Pereira Naves

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2013**

Rafaela Pereira Naves
Bacharel em Ciências Biológicas

Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SERGIUS GANDOLFI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2013

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

Naves, Rafaela Pereira

Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência / Rafaela Pereira Naves. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2013.

100 p: il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Ecologia da restauração 2. Ecossistema 3. Fitossociologia 4. Florestas estacional semidecidual I. Título

CDD 634.94
N323e

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

Dedico a Deus e minha família

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por permitir que esse sonho se tornasse possível.

Ao meu Orientador, Sergius Gandolfi, pela oportunidade, pela paciência, pela fé em mim depositada. Grande exemplo de pesquisador. Aprendi muito com seu entusiasmo pelo que faz. Agradeço às meninas do CNPq, por viabilizar a execução do projeto, através do projeto temático do CNPq, e também do Professor Ricardo Rodrigues. Cris e Mari não sei o que faria sem vocês!!

Do fundo do coração, agradeço a todos que me ajudaram em campo, a presença de cada um foi imprescindível! Sem vocês nada disso seria possível. Em especial ao Chicão (Francisco C. Antonioli) e Wandí (Wanderlei Aparecido Alves Miranda).

Muitíssimo agraçada aos que me ajudaram na identificação das plantas: Marcelo (Pinnus), Professor Ricardo Rodrigues, Cláudia, Gabriel (Gari), Gerson, Flávio e também aos que deram “espiadinhas” nos materiais e contribuíram com sugestões.

À Isabella e sua mãe Mary, pela essencial ajuda com o inglês e mapas.

Também agradeço a minha querida amiga e Co-Orientadora Débora Rother, pelo incentivo em todas as fases do mestrado.

Enfim, agradeço enormemente a todos que de maneira direta ou indireta, me ajudaram na execução do trabalho.

Obrigada Ricardo Rodrigues e Natália Ivanauskas por participarem da banca.

Ao “MuLERF” especial atenção. A todos os meninos e meninas de lá! Muito obrigada por me receberem de coração aberto no laboratório e em Piracicaba. Vocês tornaram essa caminhada mais bela e cheia de luz! Todo esse tempo será guardado com carinho especial.

Agradeço aos amigos de Piracicaba, aos amigos da bike, aos amigos de longe (Malocada e Fanny).

À minha família tão querida e especial. Minha mãe (Fátima), exemplo de mãe e mulher, que sempre esteve ao meu lado, acreditando nos meus sonhos e me dando a mão, quando necessário! Minha irmã (Andreza), que nos deu esse ano a coisa mais fofa do mundo! Pedrinho, que chega como uma renovação da vida. Ao meu pai, que hoje está ausente, mas sei que de onde estiver, está feliz por mim. Saudades. À minha querida madrinha, Irone, muito obrigada!

Agradeço ao CNPq pela concessão da bolsa de Mestrado e também pelo apoio financeiro através do projeto temático. Ao Departamento de Ciências Florestais de ESALQ-USP.

À Usina São João, principalmente Sérgio Sotta e Carla por tornar possível a realização do trabalho nas áreas, assim como à Fazenda Campo Alto, através do Sr. Alescio Chinaglia.

Agradeço do fundo do coração, a todos vocês (posso ter esquecido alguém...sorry), que fizeram parte dessa caminha, que contribuíram para a realização de mais esse sonho, que estiveram ao meu lado.

Grata!

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1 Área de Estudo	21
3.2 Coleta dos Dados.....	27
3.3 Análise dos Dados	27
3.3.1 Caracterização florística e estrutural da comunidade arbórea das áreas em processo de restauração e do ecossistema de referência	27
3.3.2 Caracterização da regeneração natural de áreas em processo de Restauração com base no Ecossistema de Referência	31
4 RESULTADOS	33
4.1 Caracterização florística e estrutural da comunidade arbórea das áreas em processo de restauração e do ecossistema de referência	33
4.2 Caracterização da regeneração natural de áreas em processo de Restauração com base no Ecossistema de Referência	55
5 DISCUSSÃO	71
5.1 Caracterização florística da comunidade arbustivo-arbórea de áreas em processo de restauração com base no ecossistema de referência	71
5.2 Caracterização da regeneração natural de áreas em processo de Restauração com base no Ecossistema de Referência	81
6 CONCLUSÕES	89
REFERÊNCIAS	91

RESUMO

Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência

A crescente degradação de ecossistemas tornam necessários inúmeros esforços para recuperá-los. A ecologia da restauração é uma ciência que vem crescendo, buscando suporte e apoiando as bases da ecologia teórica. O papel das áreas restauradas na manutenção da biodiversidade é ainda incerto, mas há consenso que estas devem restabelecer os atributos ecológicos. A escolha de bons indicadores ecológicos é crucial para avaliar a evolução dessas áreas. A análise da vegetação é um bom indicador, por ser possível utilizar métodos simples de execução e apresentar respostas rápidas às condições (bióticas e abióticas), fornecendo, por exemplo, informação dos agentes dispersores na área e das características das espécies que compõe a comunidade. Através dessas informações é possível inferir se a área é visitada por animais e como ocorre o processo sucessional. A presente pesquisa consistiu na análise da vegetação de florestas em processo de restauração com idades diferentes. Foram escolhidos plantios com oito e 12 anos e um remanescente florestal. Em cada área foram alocadas 30 parcelas de 10 x 10 m, todos os indivíduos arbustivo-arbóreos (estrato arbóreo) com diâmetro a altura do peito maior ou igual a 10 cm foram amostrados, identificados e tiveram sua altura estimada. O estrato regenerante foi registrado por parcelas de 2 x 10 m alocadas no interior das parcelas (10 x 10m) onde foram amostrados e identificados indivíduos com altura maior ou igual a 50 cm e diâmetro a altura do peito menor que 10 cm. As espécies encontradas foram categorizadas em grupos funcionais (síndromes de dispersão e classes de sucessão) e origem (nativa e exótica). Para o estrato arbóreo e para o regenerante, o ecossistema de referência apresentou maior densidade, riqueza e diversidade. Diferente do ecossistema de referência, os plantios apresentaram muitos indivíduos de espécies de origem exótica, e não apresentaram muitos indivíduos das classes sucessionais clímax. Diante dos resultados talvez sejam necessárias ações de manejo adaptativo, com retirada das espécies que tem potencial invasor e enriquecimento funcional para que a evolução das áreas não seja comprometida. A avaliação da vegetação mostrou-se bom indicativo no estudo da evolução das áreas em processo de restauração.

Palavras-chave: Ecologia da restauração; Floresta Estacional Semidecidual; Fitosociologia

ABSTRACT

Structure of the tree component and regeneration of areas in process of restoration of different ages, compared to reference ecosystem

The growing degradation of ecosystems makes it necessary the adoption of various efforts in order to restore it. Restoring ecology is a science that has been growing, seeking support and providing support to the foundations of theoretical ecology. The role of the restored areas in the maintenance of biodiversity is still uncertain; however there is consensus that they should restore the ecological attributes. The choice of good ecological indicators is crucial in order to assess the evolution of those areas. The analysis of the vegetation is a good indicator, because it enables the use of simple execution methods and because it also presents fast answers to the conditions (biotic and abiotic) providing for example, information about the dispersing agents of the area as well as the characteristics of the species that makes up the community. Through this information, it is possible to infer if the area is visited by animals and how the succession process happens. The current research consists of the analysis of the vegetation of forests in restoring process with different ages. Plantings were chosen between 8 to 12 years and a remnant forest. In each area 30 plots of 10 X 10 m were allocated, all tree species with diameter and breast height higher or the same as 10 cm were shown, identified and had their height estimated. The regenerative component was recorded in plots of 2 X 10 m allocated in the interior of the plots where they were sampled and identified the individuals with height higher than 50 cm and diameter and breast height lower than 10 cm. The species found were categorized in functional groups (dispersion syndrome and restoring guilds). The highest values of density, richness and diversity of arboreal and regeneration layers were found in the reference ecosystem. The forests in process of restoration considered in this work, unlike the reference ecosystem, presented numerous individuals of exotic species, and did not present many late-successional individuals. Results suggest that performing adaptive management actions, such as invasive species removal and functional enrichment, may be necessary for the appropriate evolution of the concerned areas. Evaluation of the vegetation was considered a good indicator to study the development of areas in process of restoration.

Keywords: Restoration ecology; Semideciduous forest; Phytosociology

1 INTRODUÇÃO

A devastação das florestas do interior do Estado de São Paulo data principalmente dos séculos XIX e XX, com a expansão da fronteira agrícola (MENDONÇA, 2004). Desde então houve vários ciclos, onde se alternaram a cultura do café, do algodão, do citrus e recentemente cana-de-açúcar e pastagens.

Atualmente a paisagem é dominada por uma matriz agrícola, com alguns poucos remanescentes florestais, muitas vezes isolados sofrendo um efeito de borda (RIBEIRO et al., 2009). As questões legais envolvidas e a necessidade de certificação do mercado levaram a adequação de muitas propriedades, sendo estabelecidos programas de recuperação de áreas degradadas.

Inicialmente a recuperação de áreas degradadas não era respaldada em bases científicas. O objetivo era estabelecer uma cobertura florestal, no intuito de proteger principalmente os recursos hídricos e evitar processos erosivos do solo (MELO; DURIGAN, 2007). Com o insucesso de muitas iniciativas houve a necessidade do aprimoramento das técnicas e principalmente do desenvolvimento de uma base teórica para a orientação de projetos de restauração.

A restauração passou a ser embasada na ecologia teórica, começando pelo objetivo de refazer a trajetória sucessional, até que se chegasse a ecossistemas clímax, entretanto essa meta tornou-se inviável também, visto que esses ecossistemas clímax tiveram trajetórias e condições ambientais próprias (BELLOTO, GANDOLFI, RODRIGUES, 2009). Recentemente o objetivo da restauração ecológica passou a ser o reestabelecimento dos atributos do ecossistema fundamentado principalmente nos grupos ecológicos. É desejável que essas florestas restauradas contribuam com a conservação da biodiversidade e aumentem a conectividade entre fragmentos.

Estudos em sucessão florestal apontam que a floresta passa por mudanças em estrutura e composição ao longo do tempo. A restauração ecológica objetiva acelerar esse processo. Espera-se que as áreas mais recentes tenham estrutura e composição mais simples, tornando-se mais complexas com o passar do tempo.

O monitoramento dessas áreas em processo de restauração é fundamental, para garantir que sejam cumpridos os objetivos do projeto. A análise da evolução da estrutura e da composição da vegetação tem se mostrado uma ferramenta pertinente para o objetivo de avaliar a viabilidade dessas áreas em se tornarem autossustentáveis. O componente arbóreo fornece indicativos da estrutura da floresta enquanto a regeneração natural, dos processos

ocorridos. Aliada a esses estudos, a análise de ecossistemas de referência também é necessária, para sustentar cientificamente as ações de restauração.

A Usina São João em Araras, São Paulo, já realizou a restauração de cerca de 477 ha, sendo o foco do presente trabalho, a avaliação da vegetação (arbórea e regenerante) dos plantio mais antigos, juntamente com a avaliação de um ecossistema local adotado como referência.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O domínio Atlântico ocupava considerável extensão do território brasileiro (150 milhões de hectares), abrangendo 17 estados, indo desde o Piauí até o Rio Grande do Sul, além de outros dois países, a Argentina e o Paraguai (RIBEIRO et al., 2009). No conceito stricto sensu abrange a Floresta Ombrófila Densa, que ocorre ao longo da costa, penetrando no interior do continente cerca de 300 km, enquanto no seu conceito lato abrange a Floresta Ombrófila Mista (mata de Araucária), as Florestas Estacionais (Decídua e Semidecídua) e os ecossistemas associados, manguezais, restingas, brejos interioranos, campos de altitude e ilhas costeiras e oceânicas (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2011).

Esse domínio é considerado um dos mais ricos em diversidade do planeta. É um dos 25 hot pots, sendo essas áreas caracterizadas pela alta vulnerabilidade, apresentando elevada biodiversidade e endemismos submetidos à pressão antrópica (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL et al., 2000).

A destruição da Floresta Atlântica teve início principalmente no começo do século XVI (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999). Segundo Ribeiro et al. (2009), a vegetação remanescente varia de 11,4 a 16%. De acordo ainda com o estudo desses autores, 80% desses remanescentes apresentam área inferior a 50 ha, e estão muitas vezes isolados na paisagem (não estando funcionalmente conectados a outros fragmentos), formados principalmente por bordas. Essas áreas antigamente florestadas foram convertidas em matriz agropecuária e urbana.

Como já mencionado, no Domínio Atlântico (sensu lato) ocorrem as florestas estacionais, que se caracterizam pela dupla estacionalidade climática, uma seca (e/ou fria) e outra chuvosa, sendo que esse déficit hídrico acaba gerando perda das folhas. No caso das semidecíduais, de 20 a 50% dos indivíduos arbóreos perdem suas folhas (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). Dentro da divisão em sub-regiões fitogeográficas, elas formam as florestas do interior (SILVA; CASTELLARI, 2003), enquanto Oliveira-Filho e Fontes (2000) também as dividem em diferentes pisos altitudinais. Segundo Ribeiro et al. (2009), a cobertura remanescente da formação do interior é de apenas 7,1%, visto que a região abriga a maior população do país.

O processo de devastação das florestas do interior do Estado de São Paulo teve início principalmente no século XIX, com a cultura cafeeira, feita com baixa tecnologia

agrícola e utilizando mão-de-obra escrava, sendo então criados os polos urbanos (MENDONÇA, 2004). Mendonça (2004) ainda cita que na década de 70 do século XX com o advento das novas tecnologias e insumos agrícolas, o uso da terra no estado estava dividido entre as regiões de acordo com as demandas, sendo os principais a cafeicultura, a pecuária, com aumento no cultivo da cana-de-açúcar, trigo/soja e reflorestamentos, sendo que a cultura canavieira ganhou maior espaço no Estado a partir de 1975 quando o governo criou o programa PROALCOOL. Atualmente o Estado conta com 13,94% de cobertura vegetal remanescente (KRONKA et al., 2005), distribuídos em pequenos fragmentos, muitas vezes isolados, sob efeito de borda, em matriz inóspita (RIBEIRO et al., 2009).

A principal fonte de destruição de habitats atualmente é a fragmentação, que leva ao aumento do efeito de borda (MURCIA, 1995), fazendo que espécies mais generalistas, como as intolerantes à sombra e dispersas por meio abiótico se sobressaíam sobre as especialistas, como as climáticas e dispersas por animais (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999). No caso de indivíduos de ciclo de vida longo, como as árvores essa resposta das espécies às mudanças ambientais pode demorar anos, ou até mesmo décadas, para aparecer (METZGER et al., 2009). Metzger et al., (2009) concluíram que a distribuição das espécies em determinada paisagem é o reflexo de eventos passados e não somente das condições ambientais atuais.

Muitos estudos tratam dos efeitos da fragmentação e consequente aumento de bordas em remanescentes florestais (GEHLHAUSEN; SCHWARTZ; AUGSPURGER, 2000; NUNES et al., 2003; PACIÊNCIA; PRADO, 2004; VIDAL et al., 2007; entre outros), podendo levar a uma simplificação e homogeneização da biota (OLDEN, 2006). Mas também já é sabido que fragmentos pequenos são importantes para aumentar conectividade, diminuindo isolamento (RIBEIRO et al., 2009), e que muitas vezes populações de espécies ameaçadas e raras encontram-se nesses remanescentes (BERNACCI et al., 2006; MANGUEIRA, 2012).

A maioria da vegetação remanescente do Domínio Atlântico encontra-se fora de Unidades de Conservação, muitas vezes também desprotegida da lei e na forma de pequenos fragmentos (RIBEIRO et al., 2009). O desafio atual para conservação desses remanescentes é compreender seu funcionamento no contexto da paisagem e a melhor maneira de aumentar sua cobertura e diversidade.

A sucessão ecológica pode ser definida de maneira muito simplificada como o conjunto de transformações que ocorrem na composição e na estrutura de uma comunidade ao longo do tempo, sendo este processo influenciado pela estocasticidade ambiental, tolerância

das espécies às condições do ambiente, interações positivas e negativas entre as plantas e interações diretas e indiretas entre níveis tróficos (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001, LORTIE et al., 2004). Sendo assim não existe um início discreto nem convergências a um único final.

De modo geral, assume-se que a sucessão florestal é um contínuo que passa pelos estágios iniciais, onde os fatores que governam a colonização são mais importantes (como presença do banco sementes, capacidade de dispersão das espécies e substrato) até os estágios finais, que são governados pela competição (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A proximidade de fragmentos maduros para fornecimento de propágulos e o histórico de perturbação influenciam os processos sucessionais (RODRIGUES et al., 2009).

As espécies arbóreas apresentam diferentes respostas aos processos de germinação e crescimento. Algumas necessitam de luz e temperatura elevada para se desenvolver, sendo assim são mais prováveis de serem encontradas nos estágios iniciais da sucessão, são chamadas de pioneiras, e não se perpetuam no ambiente sombreado, uma vez quando clareira se fecha são excluídas, pois uma condição de sombra é estabelecida, impedindo seu desenvolvimento. As espécies pioneiras apresentam de forma geral algumas características: intolerância a sombra, formação de banco de sementes permanente, crescimento rápido e ciclo de vida curto. Existem as espécies secundárias que ocupam pequenas clareiras e que ainda necessitam de certa quantidade de luz para se reproduzir e alcançar o dossel. Outras espécies já são tolerantes à sombra e apresentam crescimento lento e ciclo de vida longo, formando banco de plântulas que cresce no subosque, sendo mais facilmente vistas em áreas maduras, sendo chamadas de clímax. Essa classificação permite a especulação sobre aspectos da dinâmica da vegetação (WHITMORE, 1990, GANDOLFI, 1991, OLIVEIRA-FILHO, 1994).

Ao longo do processo sucessional a floresta experimenta mudanças, sendo que os estágios iniciais geralmente são caracterizados por menor área basal e altura do dossel, maior densidade de indivíduos, maior ocorrência de espécies pioneiras e dispersas por fatores abióticos e menor ocorrência das tolerantes à sombra e dispersas por animais, quando esses estágios são comparados aos avançados (PARTHASARATHY, 1999; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; RONDON-NETO et al., 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; NUNES et al., 2003).

Chazdon (2008) argumenta que na sucessão em florestas tropicais existe uma complexa interação entre processos estocásticos e processos determinísticos. Rapidamente a floresta aumenta a complexidade estrutural e a riqueza, sendo que essas características

estruturais, as formas de vida e os grupos funcionais apresentam tendências convergentes, enquanto a composição florística em si pode nunca chegar a ser a mesma pré-distúrbio, ela é resultado da estocasticidade do ambiente (condições abióticas, fonte de propágulos, interações intra e interespecíficas etc.).

Alguns estudos já mostraram que a regeneração de uma área em estágios mais iniciais da sucessão pode se apresentar similar de áreas maduras (ALVES; METZGER, 2006; NORDEN et al., 2009), indicando que as condições vão se tornando propícias ao desenvolvimento de espécies tardias do estágios sucessionais. Entretanto a recuperação da área (tanto da composição e estrutura da vegetação como dos serviços ambientais como estoque e seqüestro de carbono) é lenta e ocorre em diferentes momentos, dependendo da intensidade do distúrbio e da existência de fonte de propágulos. A riqueza poderá ser semelhante a uma área madura em cerca de 15 a 70 anos (mas não a composição), enquanto a biomassa pode demorar de 100 a 200 anos para voltar a algo semelhante ao que era (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; NORDEN et al., 2009).

O processo sucessional em florestas semidecíduais é diferente do ocorrido nas florestas sem estação seca definida, como florestas ombrófilas, por exemplo. Gandolfi, Joly e Leitaõ-Filho (2007) e Gandolfi, Joly e Rodrigues (2009) discutiram que as copas das árvores do dossel dessas florestas podem estar atuando como "filtros de biodiversidade", uma vez que o aumento estacional de luz no subosque, devido à deciduidade das copas, pode promover a regeneração de determinadas espécies.

Diante do quadro atual de devastação e das questões legais envolvidas, a restauração ecológica de ecossistemas degradados surge como uma alternativa para acelerar o processo sucessional.

No Brasil o código Florestal que foi instituído em 1965 previa a proteção das florestas, principalmente das Áreas de Preservação Permanente (APPs), consideradas frágeis, como ao longo de cursos d'água e topos de morro. Em 2012 esse código foi revogado pela lei 12.651, havendo mudanças na delimitação dessas áreas e principalmente nos termos de recomposição das APPs deflorestadas. Outra delimitação também importante foi permissão da utilização de espécies exóticas na recomposição de Áreas de Preservação Permanente de pequenas propriedades (menor que quatro módulos fiscais) e Reserva Legal.

A recuperação de áreas degradadas no país teve início em sua maior parte na década de 1980, principalmente no reflorestamento de matas ciliares (MELO; DURIGAN, 2007) no intuito de proteger os recursos hídricos, sendo o objetivo recuperar a fisionomia

florestal. A partir de então foram surgindo questionamentos de como seria a evolução dessa vegetação e se ela seria autossustentável.

Busca-se qual seria a relação entre restauração de comunidades e restauração das funções do ecossistema, aliando estudos da ecologia teórica à ecologia da restauração (PALMER; AMBROSE; POFF, 1997), visto que a qualidade dos serviços ambientais está ligada a biodiversidade (REY BENAYAS et al., 2009).

A escolha de bons indicadores ecológicos é necessária para avaliar se as metas da restauração estão sendo alcançadas (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010), sendo a análise da vegetação um bom método. Na vegetação a presença de espécies colonizadoras aliada aos modos de dispersão fornece um bom cenário dos processos ecológicos, indicando o sucesso ou não de áreas restauradas como mantenedoras de biodiversidade (PARROTA, 1995).

Todavia, os esforços iniciais de conversão de uma área degradada numa floresta restaurada podem ser perdidos se não houver a garantia de que essas novas florestas estão se mantendo e se tornando sustentáveis com a progressiva incorporação de novas espécies da flora e da fauna. Portanto, após a implantação dessas áreas é necessário monitorá-las a fim de se saber se elas estão se comportando como se espera, ou se medidas corretivas precisam ser executadas.

Para o monitoramento de áreas em processo de restauração é necessário definir parâmetros e objetivos. Segundo Society for Ecological Restoration (SER) International (2004), o ecossistema de referência é visto como modelo para restauração e posteriormente servirá de parâmetro na avaliação da trajetória desenvolvida pelas áreas em restauração. Aqui é considerado como ecossistema de referência aquele de uma mesma formação vegetal.

As informações dos ecossistemas de referência são usadas na ecologia da restauração para definir metas, determinar o potencial de áreas e avaliar o sucesso dos efeitos da restauração (WHITE; WALKER, 1997). Ainda segundo os autores, essas informações devem ser vistas com certa ressalva, pois existe dependência nas observações da variação da natureza, variação essa que ocorre no tempo e no espaço. Os ecossistemas de referência podem ser de quatro tipos, todos apresentando aplicações e limitações. Podem ser no mesmo local e ao mesmo tempo, mesmo local em tempos diferentes, mesmo tempo em locais diferentes e tempos e locais diferentes. O uso de apenas um ecossistema de referência apresenta um único estado ou expressão das possibilidades da variação histórica desse ecossistema, mas ainda assim pode trazer informações relevantes, principalmente se inserido no mesmo contexto local, com exposição aos mesmos impactos.

O estudo da regeneração natural das áreas em processo de restauração fornece indicativos sobre a possível evolução da floresta. Os fatores que influenciam esse processo estão ligados à escolha de espécies; idade e tamanho do plantio; qualidade do ambiente; intensidade de manejo; e da contextualização da área em relação à paisagem (POWERS; HAGGAR; FISHER, 1997). Melo e Durigan (2007) não encontraram regenerantes em áreas em processo de restauração com idade inferior a sete anos.

Plantios homogêneos de essências florestais, como de *Eucaliptus* sp., *Acacia nigra*; *Anadenathera peregrina* entre outras também parecem catalisar a regeneração de espécies florestais nativas, desde que a paisagem seja capaz de fornecer propágulos (CALEGARIO et al., 1993; CANDIANI, 2006, MOCHIUTTI; HIGA; SIMON, 2008; NASCIMENTO et al., 2009, NOBREGA et al., 2008). Entretanto Silveira e Durigan (2004) comparando a regeneração sobre diferentes metodologias de restauração e plantio de *Pinnus*, encontraram menor densidade e riqueza no plantio de *Pinnus*.

Diante do apresentado, é esperado que áreas em processo de restauração de idade recente, não apresentem composição florística semelhante a ecossistemas de referência, visto que este possui sua própria trajetória ao longo do tempo que não se repetirá. Também não é esperado que a composição fosse similar entre as áreas em processo de restauração, visto que essa está ligada principalmente a escolha das espécies no plantio, que tem a ver com a disponibilidade de mudas, arranjo espacial no campo, época do plantio etc. Mas através das análises de estrutura da floresta e dos grupos funcionais espera-se ter um panorama da evolução das áreas e seu papel em catalisar a sucessão e resgatar a biodiversidade.

Este estudo tem como objetivo caracterizar fisicamente e floristicamente áreas em processo de restauração de diferentes idades da Usina São João em Araras, São Paulo respaldado em um ecossistema da referência e inferir sobre seu papel na conservação da biodiversidade, com base nas seguintes questões:

1. O estrato de regeneração de áreas restauradas é semelhante fisicamente e floristicamente às áreas naturais maduras e/ou secundárias?
2. Como a regeneração está distribuída em grupos funcionais?
3. Como varia a composição de espécies da regeneração de plantios de idades diferentes comparativamente à regeneração de um remanescente florestal?
4. Como é a distribuição horizontal e vertical da comunidade do estrato arbóreo em áreas em processo de restauração de diferentes idades? Ela se assemelha a um remanescente que se insere na mesma paisagem?

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no município de Araras, São Paulo, Brasil. O clima é do tipo Cwa, no sistema de Köppen, sendo caracterizado como tropical de altitude com chuvas no verão e seca no inverno, a altitude média é de 620 metros e a pluviosidade anual de 1384.5 mm (CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA - CEPAGRI, 2011). A estação seca ocorre entre os meses de abril a setembro e os meses mais chuvosos oscilam entre janeiro e fevereiro (ISERNHAGEN, 2010).

O município se encontra dentro do bioma Mata Atlântica, mas com influência do Bioma Cerrado, na Bacia do Rio Mogi Guaçu (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2004, 2007). Segundo dados do Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo, o município conta com 4,83 % de cobertura vegetal (KRONKA et al., 2005). A Floresta Estacional Semidecidual (FES) é a formação mais comum (ISERNHAGEN, 2010) (Figura 1).

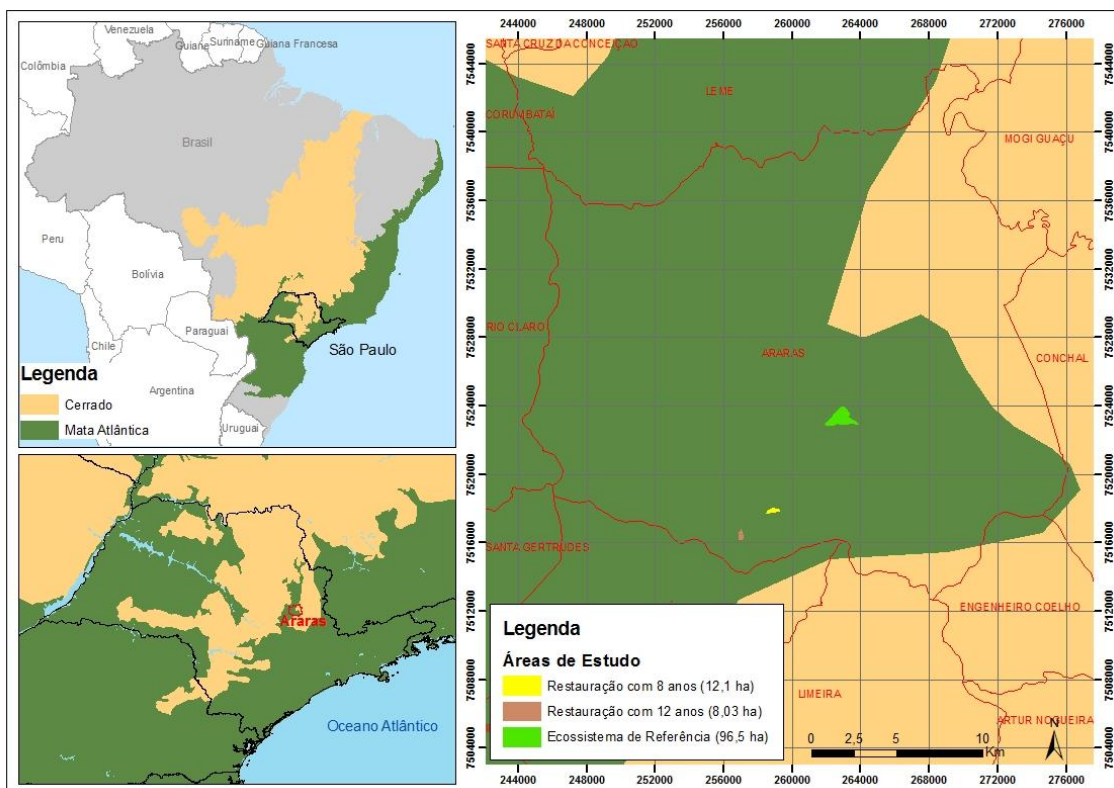


Figura 1- Localização das áreas de estudo e biomas de ocorrência no município de Araras, São Paulo Brasil. (Fonte: IBGE, MMA (2004), sistema de coordenadas UTM, DATUM South American Datum 1969, ZONA 23 Sul)

A Usina São João apresenta poucos fragmentos bem conservados e conectados de FES e as áreas degradadas caracterizam-se por terem sido abandonadas após utilização agrícola intensiva, inviabilizando a autorregeneração (ISERNHAGEN, 2010). A partir de estudos de adequação ambiental, em 1998 começaram os projetos de restauração florestal nas áreas de preservação permanente (APP), principalmente ao redor da represa de abastecimento. Esses plantios foram feitos principalmente com espécies nativas, sendo as mudas produzidas por viveiro próprio, através do projeto Margem Verde. Atualmente já somam 477 ha de áreas restauradas.

Para o presente estudo foram escolhidos dois reflorestamentos com espécies nativas com idades de oito e 12 anos (Tabela 1 e Figuras 1 e 2). Os plantios foram feitos com espaçamento 3x2m, sendo utilizadas espécies pioneiras, secundárias e clímax, mas sem um arranjo espacial pré-definido, além de utilizar algumas espécies exóticas. Existe apenas uma lista das espécies e quantidade de mudas utilizadas no reflorestamento de cada ano, sendo que em determinado ano foram feitos plantios em mais de uma área, não sendo possível distinguir a lista exata de espécies utilizada em cada área.

A área de oito anos possui limites com uma estrada pavimentada e a represa de abastecimento, inserida em matriz de cana-de-açúcar. Apresenta dossel formado, com alguns locais ainda tomados por gramíneas. O plantio foi realizado como uma faixa de cerca de 150 metros ao redor da represa (Figura 3).

A área de 12 anos possui limites com plantações de cana-de-açúcar e a represa de abastecimento. Possui dossel formado, mas alguns pontos ainda tomados por gramíneas. No interior da área é possível observar outras formas de vida (não-árborea) como epífitas, alguns indivíduos de palmito jussara (*Euterpe edulis*) foram vistos regenerando e vários animais foram avistados durante as expedições de campo. O plantio foi realizado como uma faixa de cerca de 50 metros ao redor da represa (Figura 4).

O ecossistema de referência foi escolhido com base nas recomendações da SER (2004), é um remanescente inserido no mesmo contexto local, com condições ambientais semelhantes, e submetido à pressões antrópicas, embora seja o remanescente mais bem conservado na região. Apresenta limites com plantações de *Citrus sp* e uma represa, assim como os plantios, está inserido em matriz de cana-de-açúcar. A área é provavelmente muito antiga (foram avistados grandes exemplares de *Cariniana estrelensis*, sendo um deles com 12 m de circunferência e cerca de 40 m de altura) e é protegida da entrada de caçadores e madeireiros por muros. Durante toda a expedição de campo foram avistados animais (Figura 5).

A distância entre as duas áreas em processo de restauração é cerca de 2 km. O ecossistema de referência dista cerca de 6 km da área de oito anos e 8 km da área de 12 anos.

Tabela 1 – Descrições métricas para duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência. Araras, São Paulo, Brasil.

	Área (ha)	Perímetro (km)	Área/ Perímetro
Oito anos	12,09	1,8	6,71
12 anos	8,03	2,28	3,5
Ecossistema de Referência	96,57	5,1	18,9



Figura 2 - Áreas de estudo, plantio com oito anos de idade, 12 anos de idade e ecossistema de referência Araras, São Paulo, Brasil. Imagem Google earth 2013.

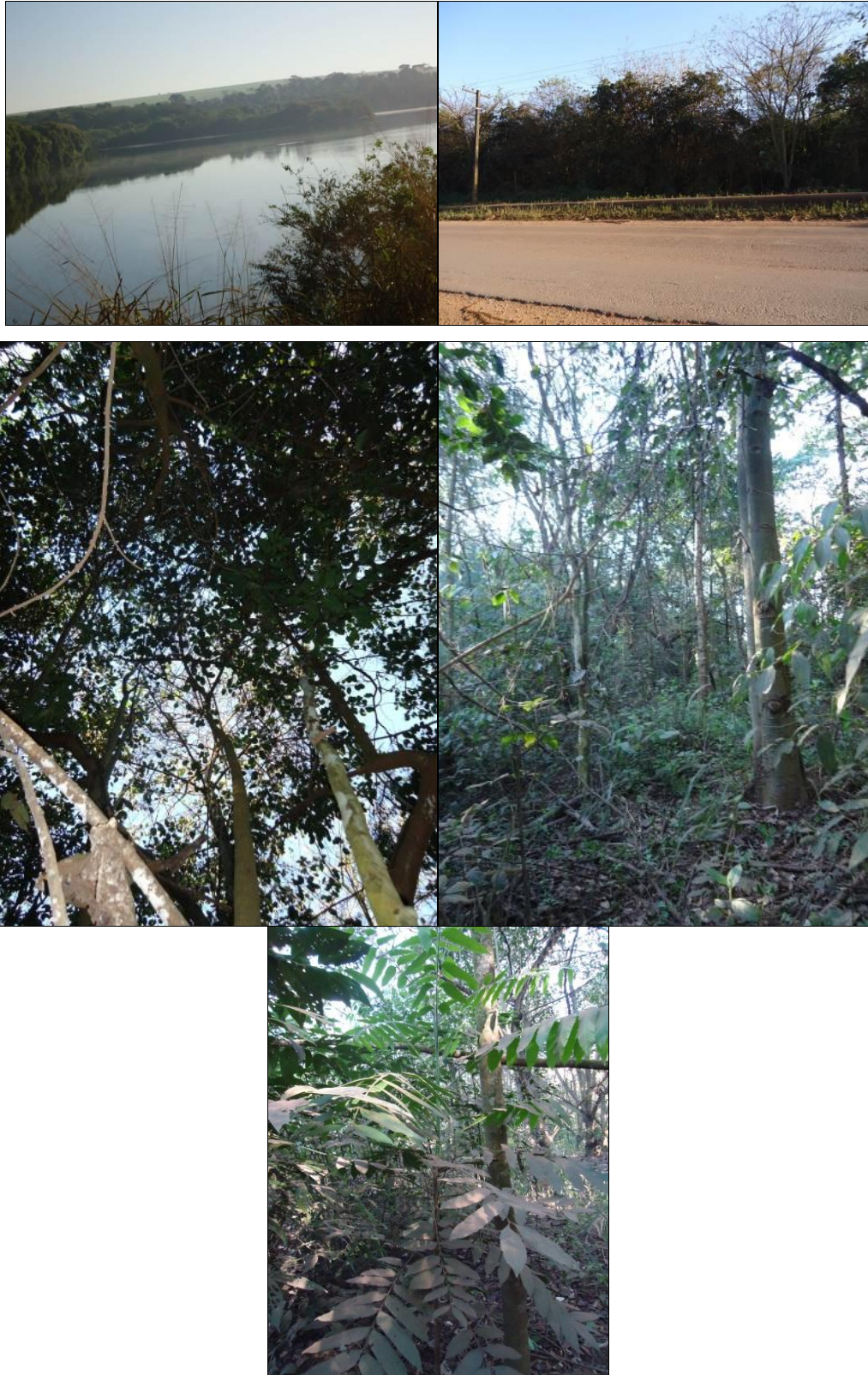


Figura 3 - Área em processo de restauração florestal de oito anos na Usina São João, no município de Araras, São Paulo, Brasil. Acima aspecto geral da área e abaixo vista interior do plantio. Data: 13/08/2012



Figura 4 - Área em processo de restauração florestal de 12 anos na Usina São João, no município de Araras, São Paulo, Brasil. Aspecto geral da área e presença de outras formas de vida (não arbórea). Data: 13/08/2012



Figura 5 - Ecossistema de referência de Floresta Estacional Semidecidual em Araras, São Paulo, Brasil. Acima aspectos gerais da área e abaixo indivíduo de *Cariniana estrelensis* com 12 m de circunferência. Data: 26/04/2012

3.2 Coleta dos Dados

Foram alocadas sistematicamente 30 parcelas em cada área. Com a amostragem sistemática é possível detectar variações espaciais da vegetação (MELLO; OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO, 1996).

Dentro de cada área foi estabelecido um ponto inicial e a partir dele lançadas as 30 parcelas de 10m x 10m com 10m de distância entre si, as parcelas foram lançadas paralelamente ao corpo d'água.

Para caracterizar o estrato arbustivo-arbóreo, dentro de cada parcela de 10m x 10m foram medidos, registrados e identificados todos os indivíduos com circunferência a altura do peito (1,3 metros do solo), CAP, maior ou igual a 10 cm ($DAP \geq 3,2$ cm). Indivíduos que apresentassem bifurcação antes de 1,3 m foram incluídos quando a área basal de seus caules correspondesse à de um caule com $CAP \geq 10$ cm (SILVA et al., 2003). A medida de CAP foi feita com auxílio de uma fita métrica e a altura estimada com base em uma vara graduada.

Os indivíduos receberam uma plaqueta de alumínio com número de identificação e foram identificados em campo quando possível ou coletados para posterior identificação no herbário E.S.A. da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ-USP), por consulta a literatura especializada e pesquisadores. Para as áreas em processo de restauração foi anotado se o indivíduo estava na linha de plantio ou fora da linha de plantio, de acordo com o espaçamento definido.

Para caracterizar o estrato de regeneração, dentro de cada parcela de 10m x 10m foi escolhido o canto direito, e feita amostragem em área de 2m x 10m de todos os indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas com altura ≥ 50 cm e $CAP < 10$ cm.

3.3 Análise dos Dados

3.3.1 Caracterização florística e estrutural da comunidade arbórea ($CAP \geq 10$ cm) das áreas em processo de restauração e do ecossistema de referência

Foi preparada uma listagem florística por área contendo nome e família das espécies ocorrentes. As espécies coletadas foram distribuídas em táxons segundo APG III (2009) e tiveram seus nomes conferidos de acordo com a Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2012)

As espécies foram classificadas quanto a sua origem: nativa e exótica. As espécies nativas são consideradas aquelas de origem da Floresta Estacional Semidecidual do interior do Estado de São Paulo, enquanto exóticas são as de outro Estado e/ou outra fitofisionomia do Brasil e espécies não ocorrentes no país.

Para caracterizar sucessionalmente as áreas, os indivíduos identificados até o nível taxonômico de espécie foram categorizados em classes sucessionais, adaptado a partir de Gandolfi (2000), sendo que as espécies exóticas não entraram em nenhuma das categorias. Abaixo segue definição dos grupos.

Pioneiras: Os indivíduos das espécies pioneiras são mais dependentes de luz em processos como germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência do que os indivíduos das demais categorias. Em função dessa dependência seus indivíduos tendem a ocorrer preferencialmente nas clareiras, nas bordas da floresta, ou mesmo em lugares abertos fora da floresta, sendo pouco frequentes no subosque. Eventualmente, no entanto, esses indivíduos também podem ser observados sob a copa de outras árvores, na borda de uma clareira, numa clareira em preenchimento ou então numa clareira já preenchida.

Secundárias iniciais: As espécies secundárias iniciais apresentam em relação às demais categorias uma dependência intermediária da luz, em processos tais como, germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência. Em função disso, essas espécies podem se desenvolver nas bordas ou no interior das clareiras, nas bordas de uma floresta e também no subosque. No subosque, elas tendem a ocorrer mais frequentemente em áreas menos sombreadas, estando, em geral, ausentes nas áreas de sombra muito densa. Muitas dessas espécies podem apresentar grande longevidade, vindo a compor o dossel sobre antigas clareiras total ou parcialmente preenchidas.

Clímax: As espécies clímax são aquelas que em processos como germinação, crescimento, desenvolvimento e sobrevivência, são comparativamente menos dependentes de luz do que os indivíduos das demais categorias. Em função disso, essas espécies tenderiam a apresentar uma maior ocorrência, abundância e permanência no subosque, inclusive em locais de sombra densa. Todavia, estas espécies podem sobreviver em clareiras abertas ou em preenchimento. Dentro deste grupo podem se encontrar dois comportamentos bem distintos, espécies que podem permanecer toda a sua vida no subosque (espécies típicas do subosque), ou então, espécies que podem crescer e se desenvolver no subosque, mas que podem alcançar e compor o dossel florestal ou a condição emergente (espécies típicas do dossel).

Não caracterizadas: Espécies nativas não enquadradas nas categorias anteriores, em geral, pela falta de informações sobre a espécie, ou então, por ocorrerem em

densidade baixa ou de forma bastante dispersa, não permitindo que estabeleça pela observação direta algum um padrão mais definido de ocorrência na floresta. Representam um resíduo do processo de classificação.

As espécies nativas também foram categorizadas quanto à síndrome de dispersão (VAN DER PIJL, 1982), sendo divididas em zoocóricas (dispersão por animais) e não zoocóricas (dispersão por autocoria e anemocoria) e não classificadas. As espécies exóticas não tiveram sua dispersão detalhada e formaram um grupo único, uma vez que sua presença não é desejada.

Essas classificações quanto à origem, classe sucessional e síndrome de dispersão foram feitas a partir de consulta à literatura (GANDOLFI, 2000; SOUZA, 2000; HENRIQUES, 2003; NUNES et al., 2003; ; MARTINS; RODRIGUES, 2005; VIEIRA; GANDOLFI, 2006; PREISKORN, 2011; MÔNICO, 2012; MANGUEIRA, 2012).

Esse tipo de dado é categórico e é mais bem analisado através de tabelas de contingência, pelo teste qui-quadrado, que compara a distribuição das variáveis categóricas entre as variáveis preditoras, partindo da hipótese que apresentam distribuição igual, com base nas frequências esperadas e observadas (GOTELLI; ELLISON, 2011). Foram preparadas tabelas de contingência de 3 x 3 para comparar a origem das espécies (nativa, exótica e não classificada) entre as três áreas; tabela de 3 x 6 para comparar as classes sucessionais (pioneira, secundária inicial, clímax de subosque, clímax de dossel, exótica, não classificada) e tabela de 3 x 4 para comparar a síndrome de dispersão (zoocórica, não zoocórica, exótica e não classificada).

Para comparar a riqueza entre as áreas foram usados métodos de rarefação com o programa Estimate S (COLWELL, 2005). Foi preparada uma matriz contendo dados de presença/ausência das espécies nas áreas com base nas parcelas amostradas. Foram realizadas 100 randomizações para a ordem das amostras, sendo confeccionada uma curva de acumulação de espécies (GOTELLI; COLWELL, 2001) com base na média da riqueza acumulada associada a um desvio padrão com intervalo de 95% de confiança (MORAES et al., 2007). Foi utilizado o estimador de riqueza Jackknife de 1ª ordem (BURNHAM; OVERTON, 1979) para fornecer o número de espécies esperadas para cada área. As análises foram feitas desconsiderando as espécies exóticas, sua utilização poderia superestimar a riqueza.

Com o objetivo de comparar a similaridade florística entre as áreas foi utilizado o índice de Jaccard (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Esse índice se baseia no número de espécies em comum que as comunidades apresentam e varia de 0 a 1, onde 0

indica comunidades totalmente dissimilares e 1 completamente similares. Ainda de acordo 0,25.

A caracterização da vegetação arbustivo-arbórea das áreas foi feita com base nos parâmetros fitossociológicos de densidade e dominância absolutas e relativas e frequência absoluta, e a partir destes também foram obtidos os valores de cobertura para cada espécie (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

Foram preparados histogramas de frequência relativa de classes de diâmetro e altura para as áreas de estudo. Para definir a amplitude, foram usadas as diferenças dos valores máximos e mínimos, divididas pelo número de classes, de acordo com o número de observações. Para a distribuição em classes de diâmetros foi utilizado intervalo de cinco centímetros e para altura dois metros.

Para as áreas em processo de restauração (plantio de oito e 12 anos), foi feita a comparação entre a porcentagem dos indivíduos na linha de plantio e o que estavam fora da linha de plantio, que atingiram o limite de inclusão (≥ 10 cm), utilizando teste qui-quadrado.

A partir dos dados de abundância por espécie foi calculado os índices de diversidade de Shannon-Wiener e equabilidade de Pielou (BROWER; ZAR, 1984) com base logarítmica de número neperiano. Esses índices indicam quão complexas são as comunidades, quanto maior o número de espécies e melhor distribuídos os indivíduos entre elas, maior a diversidade alfa dessas áreas (DURIGAN, 2003). As espécies exóticas foram excluídas para não haver interpretação equivocada dos resultados, em relação ao objetivo de restauração da área.

Para realizar a comparação entre as três áreas (plantio de oito anos, plantio de 12 anos e ecossistema de referência) para as variáveis densidade (número de indivíduos por hectare) e dominância (área basal em m^2 por hectare) foram feitos os testes de homogeneidade de variâncias e distribuição dos erros do resíduo, que são pressuposições do modelo da Análise de Variância (ANOVA) que tem como objetivo fazer comparações entre dois ou mais tratamentos. Caso os dados apresentassem homocedasticidade e normalidade dos erros, ou que após transformações pelo método Box-Cox, atendessem as pressuposições do modelo, foi realizada a ANOVA. No caso de significância (a 5%), foi aplicado o Teste de Tukey, que compara as médias duas a duas. Quando os dados não atenderam as pressuposições do modelo, mesmo após transformação pelo método Box-Cox, foi realizado o Teste não Paramétrico de Kruskal-Wallis (PIMENTEL-GOMES, 1990). Esses testes também foram feitos excluindo-se as espécies exóticas.

Para cada um dos plantios (oito e 12 anos) e para o ecossistema de referência foram preparadas duas tabelas, uma com os indivíduos arbóreos com $CAP \geq 10$ cm e outra com os indivíduos arbóreos com $CAP \geq 15$ cm.

As amostras com diferentes limites de inclusão (10 cm e 15 cm) foram comparadas em termos de estrutura (número de indivíduos e área basal) e composição (riqueza e diversidade) para cada plantio (oito anos e 12 anos) e para o ecossistema de referência, considerando as espécies de origem nativa.

Os dados foram submetidos a um teste de homogeneidade de variâncias. Caso ocorresse heteroscedasticidade, seria procedida uma transformação pelo método Box Cox. Para dados homogêneos foram feitos teste t para comparar em cada área as variáveis, número de indivíduos por hectare ($n \cdot ha^{-1}$), e, área basal por hectare ($m^2 \cdot ha^{-1}$), considerando como tratamento as amostras com diferentes limites de inclusão (10 cm e 15 cm). Dados com variâncias não iguais foram analisados pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

Com o objetivo de avaliar se com um limite de inclusão menor (≥ 10 cm), era possível detectar mais indivíduos que estão chegando às áreas através dos processos de dispersão, foi feito teste qui-quadrado (discutido anteriormente) para cada uma das áreas em processo de restauração (plantio de oito e 12 anos). Para cada um dos plantios, comparou-se a distribuição da proporção de indivíduos plantados/fora da linha de plantio entre as amostras com $CAP \geq 10$ cm e $CAP \geq 15$ cm.

3.3.2 Caracterização da regeneração natural ($altura \geq 50$ cm e $CAP < 10$ cm) de áreas em processo de Restauração com base no Ecossistema de Referência

As áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e o ecossistema de referência foram descritos quanto à composição florística e abundância das espécies ocorrentes no estrato de regeneração. As espécies foram categorizadas em grupos ecológicos (origem, classes sucessionais e de dispersão) conforme já apresentado para o estrato arbustivo-arbóreo e posteriormente submetidos a testes de qui-quadrado para comparar a distribuição dos grupos entre as áreas de estudo.

Foram feitas curvas de rarefação para as espécies observadas e esperadas pelo estimador de riqueza Jackknife de 1ª ordem (BURNHAM; OVERTON, 1979) já descritos anteriormente.

Foi obtido o índice de diversidade de Shannon-Wiener (BROWER; ZAR, 1984).

Os dados de densidade de indivíduos da regeneração natural por hectare foram submetidos a testes de homogeneidade de variância e normalidade dos erros do resíduo, e, desde que atendessem essas pressuposições foi aplicada uma Análise de Variância para comparação entre as três áreas (plantios de oito e 12 anos e ecossistema de referência) (PIMENTEL-GOMES, 1990). Novamente nessas análises foram excluídas as espécies exóticas, para não haver interpretação equivocada dos resultados.

Com o objetivo de comparar a composição florística entre a regeneração natural de cada área e também entre as espécies ocorrentes no estrato arbustivo-arbóreo e estrato de regeneração foi obtido o valor de similaridade de Jaccard ((MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), sendo considerada similares, comunidades com valores superiores a 0,25.

Os dados foram analisados com o auxílio do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011), considerando como significativos os valores inferiores a 0,05 de propabilidade.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização florística e estrutural da comunidade arbórea (CAP \geq 10 cm) das áreas em processo de restauração e do ecossistema de referência

Ao todo, foram amostradas 150 espécies distribuídas em 47 famílias e 116 gêneros. Houve 14 indivíduos não identificados em qualquer categoria taxonômica. A Tabela 2 traz o número de espécies, gêneros, famílias e diversidade para as três áreas avaliadas (plantios de oito e 12 anos e ecossistema de referência).

Tabela 2 - Número de espécies, gêneros, famílias e diversidade de Shannon (H') e Pielou (J) para duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) comparadas a um ecossistema de referência. Cada área com 0,3 ha de amostragem. Araras, São Paulo, Brasil. Entre parênteses estão os valores considerando apenas as espécies de origem nativa.

	Espécies	Espécies nativas	Espécies exóticas	Gêneros	Famílias	H'	J'
Plantio oito anos	69	34	35	28	66	3,66 (3,04)	0,86 (0,86)
Plantio 12 anos	51	33	18	24	48	3,19 (2,97)	0,81 (0,85)
Ecossistema de Referência	81	78	3	33	73	3,46 (3,41)	0,79 (0,78)

A Figura 6 traz a curva de rarefação para a riqueza esperada de espécies nativas para as três áreas. De acordo com o método de estimativa de riqueza de Jackknife de 1ª ordem são esperadas $44,5 \pm 3,59$ espécies para o plantio de 12 anos, $47,5 \pm 3,87$ para o plantio de oito anos e $110 \pm 7,83$ para o ecossistema de referência. Dessa forma não houve diferença da riqueza entre as áreas em processo de resturação enquanto o ecossistema de referência apresentou o maior valor.

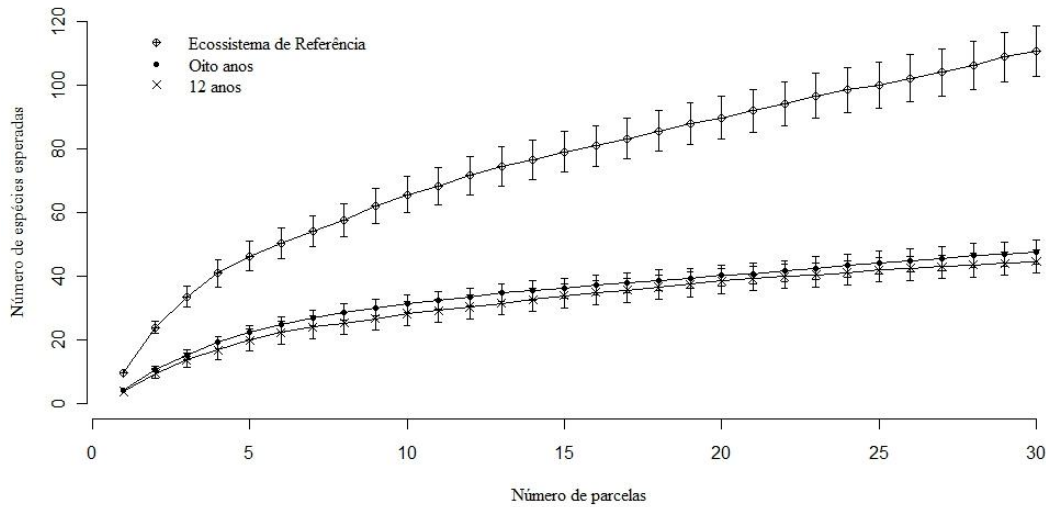


Figura 6 - Curva de rarefação para o estimador de riqueza Jackknife de 1ª ordem e desvio padrão em duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência, considerando as espécies de origem nativa, Araras, São Paulo, Brasil

O índice de similaridade de Jaccard para comparação entre as três áreas foi baixo, Tabela 3. Segundo Mueller-Dombois e Ellenber (1974), apenas comunidades com valores acima de 0,25 podem ser consideradas similares, sendo assim, a composição das áreas em processo de restauração são similares, e, nenhuma delas se assemelhou ao ecossistema de referência.

Tabela 3 - Índice de similaridade de Jaccard comparando duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) com ecossistema de referência, Araras, São Paulo, Brasil

	Plantio oito anos	Plantio 12 anos	Ecosistema de referência
Plantio oito anos	-		
Plantio 12 anos	0,26*	-	
Ecosistema de Referência	0,06	0,06	-

*Áreas consideradas similares.

As Tabelas 4, 5 e 6 apresentam a composição de cada área, com seus respectivos parâmetros estruturais por espécies.

Tabela 4 - Famílias e espécies encontradas em uma área em processo de restauração de oito anos, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	SU	DI	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
Anacardiaceae									
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	N	SI	AN	3,3	0,08	3,3	0,30	0,27	0,6
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	E	Nc	Nc	13,3	0,28	13,3	1,21	0,90	2,1
Annonaceae									
<i>Annona muricata</i> L.	E	Nc	Nc	6,7	0,01	6,7	0,61	0,04	0,6
Arecaceae									
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	N	CD	ZO	3,3	0,01	3,3	0,30	0,03	0,3
Bignoniaceae									
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	N	CD	AN	23,3	0,07	23,3	2,12	0,21	2,3
<i>Handroanthus roseo-albus</i> (Ridl.) Mattos	E	Nc	Nc	26,7	0,32	26,7	2,42	1,01	3,4
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	E	Nc	Nc	10,0	0,03	10,0	0,91	0,09	1,0
<i>Spatodea campanulata</i> P. Beauv.	E	Nc	Nc	13,3	0,10	13,3	1,21	0,30	1,5
Boraginaceae									
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	N	CD	AN	3,3	0,02	3,3	0,30	0,08	0,4
<i>Cordia abyssinica</i> L.	Nc	Nc	Nc	160,0	12,73	76,7	14,55	40,56	55,1
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	N	SI	AN	3,3	0,01	3,3	0,30	0,05	0,4
Cannabaceae									
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	N	Pi	ZO	6,7	0,04	6,7	0,61	0,13	0,7
Caricaceae									
<i>Carica papaya</i> L.	E	Nc	Nc	6,7	0,06	6,7	0,61	0,18	0,8
Chrysobalanaceae									
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	E	Nc	Nc	3,3	0,00	3,3	0,30	0,01	0,3
Dilleniaceae									
<i>Dillenia indica</i> L.	E	Nc	Nc	3,3	0,02	3,3	0,30	0,06	0,4
Euphorbiaceae									
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	N	SI	ZO	10,0	0,03	6,7	0,91	0,11	1,0
<i>Croton urucurana</i> Baill.	N	Pi	AU	83,3	2,98	23,3	7,58	9,50	17,1
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	E	Nc	Nc	6,7	0,58	3,3	0,61	1,86	2,5
<i>Ricinus communis</i> L.	E	Nc	Nc	6,7	0,01	6,7	0,61	0,03	0,6
Fabaceae									
<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	E	Nc	Nc	20,0	0,34	20,0	1,82	1,09	2,9
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	N	SI	AU	33,3	1,42	20,0	3,03	4,52	7,5
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	N	Pi	AU	13,3	0,07	13,3	1,21	0,22	1,4
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	E	Nc	Nc	6,7	0,0	6,7	0,6	0,1	0,7
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	N	SI	AN	16,7	0,20	13,3	1,52	0,64	2,2
<i>Dalbergia</i> sp.	Nc	Nc	Nc	3,3	0,00	3,3	0,30	0,01	0,3
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	E	Nc	Nc	6,7	0,0	6,7	0,6	0,1	0,7
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	E	Nc	Nc	3,3	0,03	3,3	0,30	0,09	0,4

Tabela 4 - Famílias e espécies encontradas em uma área em processo de restauração de oito anos, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	SU	DI	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
(continuação)									
Fabaceae cont.									
Fabaceae sp 1	Nc	Nc	Nc	3,3	0,08	3,3	0,30	0,25	0,6
Fabaceae sp 2	Nc	Nc	Nc	3,3	0,02	3,3	0,30	0,06	0,4
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	N	CD	ZO	6,7	0,01	6,7	0,61	0,03	0,6
<i>Inga vera</i> Willd.	N	Pi	ZO	50,0	1,17	36,7	4,55	3,74	8,3
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	E	Nc	Nc	33,3	0,24	26,7	3,03	0,76	3,8
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	E	Nc	Nc	10,0	0,03	10,0	0,91	0,09	1,0
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	N	SI	AN	3,3	0,01	3,3	0,30	0,02	0,3
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	E	Nc	Nc	3,3	0,01	3,3	0,30	0,05	0,4
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	E	Nc	Nc	13,3	0,38	10,0	1,21	1,21	2,4
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	N	CD	AN	13,3	0,02	13,3	1,21	0,05	1,3
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	N	SI	AN	23,3	0,44	20,0	2,12	1,40	3,5
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	E	Nc	Nc	13,3	0,18	10,0	1,21	0,59	1,8
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	E	Nc	Nc	10,0	0,04	10,0	0,91	0,13	1,0
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	E	Nc	Nc	3,3	0,31	3,3	0,30	0,99	1,3
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	N	Pi	AU	10,0	0,29	6,7	0,91	0,93	1,8
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	E	Nc	Nc	6,7	0,26	6,7	0,61	0,81	1,4
Lecythidaceae									
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	N	CD	AN	26,7	0,05	20,0	2,42	0,16	2,6
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	N	CD	AN	40,0	0,29	26,7	3,64	0,92	4,6
Lythraceae									
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	E	Nc	Nc	10,0	0,06	6,7	0,91	0,18	1,1
<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	E	Nc	Nc	10,0	0,0	10,0	0,9	0,2	1,1
Magnoliaceae									
<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	E	Nc	Nc	3,33	0,01	3,3	0,30	0,02	0,3
Malvaceae									
<i>Basiloxylon brasiliensis</i> (All.) K.Schum.	E	Nc	Nc	6,7	0,0	6,7	0,6	0,0	0,6
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	N	SI	AN	46,7	3,05	36,7	4,24	9,73	14,0
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	N	SI	AN	33,3	0,68	20,0	3,03	2,15	5,2
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	E	Nc	Nc	10,0	0,19	10,0	0,91	0,59	1,5
Moraceae									
<i>Ficus eximia</i> Schott	N	CD	ZO	16,67	0,72	10,0	1,52	2,28	3,8
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	N	CD	ZO	10,0	0,18	6,7	0,91	0,57	1,5
Myrtaceae									
<i>Myrciaria glomerata</i> O.Berg	E	Nc	Nc	3,33	0,00	3,3	0,30	0,01	0,3
<i>Syzigium cumini</i> (L.) Skeels	E	Nc	Nc	16,7	0,15	13,3	1,52	0,49	2,0
Oleaceae									
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	E	Nc	Nc	3,3	0,01	3,3	0,30	0,04	0,3

Tabela 4 - Famílias e espécies encontradas em uma área em processo de restauração de oito anos, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura (conclusão)

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	SU	DI	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
Piperaceae									
<i>Piper</i> sp.	Nc	Nc	Nc	3,3	0,01	3,3	0,30	0,02	0,3
Polygonaceae									
<i>Triplaris americana</i> L.	E	Nc	Nc	20,0	0,22	13,3	1,82	0,71	2,5
Rhamnaceae									
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	E	Nc	Nc	26,67	0,50	23,3	2,42	1,60	4,0
Rubiaceae									
<i>Genipa americana</i> L.	E	Nc	Nc	3,3	0,01	3,3	0,30	0,02	0,3
Rutaceae									
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	N	CD	AU	26,7	0,07	20,0	2,42	0,23	2,7
Sapindaceae									
<i>Sapindus saponaria</i> L.	E	Nc	Nc	13,3	0,07	6,7	1,21	0,21	1,4
Sapotaceae									
<i>Pouteria</i> sp.	Nc	Nc	Nc	3,3	0,00	3,3	0,30	0,01	0,3
Urticaceae									
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	N	Pi	ZO	3,3	0,01	3,3	0,30	0,02	0,3
Verbenaceae									
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	N	Pi	ZO	50,0	1,94	3,3	4,55	6,18	10,7
Indeterminada									
Indeterminada 4	Nc	Nc	Nc	3,3	0,07	3,3	0,30	0,21	0,5
Indeterminada 5	Nc	Nc	Nc	3,3	0,05	3,3	0,30	0,17	0,5
Indeterminada 6	Nc	Nc	Nc	3,3	0,01	3,3	0,30	0,02	0,3

Tabela 5 - Famílias e espécies encontradas em uma área em processo de restauração de 12 anos, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
Anacardiaceae									
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	E	Nc	nc	216,7	3,54	70,0	14,57	16,46	31,0
Bignoniaceae									
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	E	Nc	nc	23,3	0,21	16,7	1,57	0,98	2,5
<i>Spatodea campanulata</i> P. Beauv.	E	Nc	nc	16,7	0,11	13,3	1,12	0,50	1,6
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	E	Nc	nc	50,0	0,28	26,7	3,36	1,30	4,7
Bixaceae									
<i>Bixa orellana</i> L.	E	Nc	nc	3,3	0,01	3,3	0,22	0,06	0,3
Boraginaceae									
<i>Cordia abyssinica</i> L.	E	Nc	nc	6,7	0,02	6,7	0,45	0,10	0,6
Euphorbiaceae									
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	N	ZO	SI	40,0	0,23	23,3	2,69	1,06	3,7
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	N	AU	Pi	6,7	0,34	6,7	0,45	1,59	2,0
<i>Croton urucurana</i> Baill.	N	AU	Pi	60,0	0,62	30,0	4,04	2,87	6,9
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	E	Nc	nc	6,7	0,49	3,3	0,45	2,30	2,7
Fabaceae									
<i>Albizia lebeck</i> (L.) Benth.	E	Nc	nc	3,3	0,01	3,3	0,22	0,06	0,3
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	N	AU	SI	10,0	0,54	6,7	0,67	2,52	3,2
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	N	AU	SI	3,3	0,01	3,3	0,22	0,02	0,2
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	E	Nc	nc	3,3	0,05	3,3	0,22	0,21	0,4
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	N	ZO	CD	3,3	0,11	3,3	0,22	0,50	0,7
<i>Inga marginata</i> Willd.	N	ZO	Pi	20,0	0,06	10,0	1,35	0,27	1,6
<i>Inga vera</i> Willd.	N	ZO	Pi	3,3	0,00	3,3	0,22	0,02	0,2
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	E	Nc	nc	210,0	2,74	26,7	14,13	12,72	26,8
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	N	NA	SI	40,0	0,94	20,0	2,69	4,35	7,0
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	N	AU	Pi	3,3	0,00	3,3	0,22	0,01	0,2
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	E	Nc	nc	20,0	2,53	13,3	1,35	11,76	13,1
Lamiaceae									
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	N	Pi	ZO	13,3	0,17	13,3	0,90	0,78	1,7
Lauraceae									
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	N	ZO	SI	6,7	0,01	6,7	0,45	0,03	0,5
Magnoliaceae									
<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	E	Nc	nc	3,3	0,04	3,3	0,22	0,17	0,4
Malvaceae									
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	N	NA	SI	6,7	0,73	6,7	0,45	3,37	3,8
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	N	ZO	Pi	6,7	0,22	3,3	0,45	1,04	1,5
Malvaceae sp 1	Nc	Nc	Nc	26,7	0,61	6,7	1,79	2,85	4,6
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	E	Nc	nc	20,0	0,23	13,3	1,35	1,09	2,4

Tabela 5 - Famílias e espécies encontradas em uma área em processo de restauração de 12 anos, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura (conclusão)

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
Meliaceae									
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	N	NA	SI	53,3	0,87	30,0	3,59	4,04	7,6
<i>Melia azedarach</i> L.	E	Nc	Nc	13,3	0,24	10,0	0,90	1,13	2,0
Moraceae									
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	N	ZO	CD	36,7	0,36	16,7	2,47	1,69	4,2
Myrtaceae									
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	N	ZO	CS	3,3	0,00	3,3	0,22	0,01	0,2
<i>Psidium guajava</i> L.	E	Nc	Nc	120,0	1,02	46,7	8,07	4,75	12,8
<i>Syzigium cumini</i> (L.) Skeels	E	Nc	Nc	33,3	1,19	23,3	2,24	5,53	7,8
Phytolaccaceae									
<i>Petiviera</i> sp	Nc	Nc	Nc	3,3	0,00	3,3	0,22	0,02	0,2
Piperaceae									
<i>Piper aduncum</i> L.	N	ZO	SI	73,3	0,17	3,3	4,93	0,79	5,7
<i>Piper amalago</i> L.	N	ZO	SI	3,3	0,00	3,3	0,22	0,02	0,2
Primulaceae									
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	N	ZO	SI	16,7	0,09	10,0	1,12	0,40	1,5
Rhamnaceae									
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	E	Nc	Nc	40,0	1,17	26,7	2,69	5,44	8,1
Rubiaceae									
<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) K.Schum.	E	Nc	Nc	3,3	0,03	3,3	0,22	0,12	0,3
Rutaceae									
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	N	ZO	SI	80,0	0,27	26,7	5,38	1,24	6,6
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	N	ZO	SI	10,0	0,05	6,7	0,67	0,23	0,9
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	N	ZO	SI	3,3	0,01	3,3	0,22	0,03	0,3
Salicaceae									
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	N	ZO	Pi	6,7	0,01	6,7	0,45	0,04	0,5
Solanaceae									
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	N	ZO	Pi	3,3	0,00	3,3	0,22	0,02	0,2
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	N	ZO	Pi	46,7	0,11	26,7	3,14	0,49	3,6
Urticaceae									
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	N	ZO	Pi	53,3	0,39	36,7	3,59	1,80	5,4
Verbenaceae									
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	N	ZO	Pi	40,0	0,51	23,3	2,69	2,36	5,1
Indeterminada									
Indeterminada 1	Nc	Nc	Nc	3,3	0,03	3,3	0,22	0,15	0,4
Indeterminada 2	Nc	Nc	Nc	3,3	0,01	3,3	0,22	0,05	0,3
Indeterminada 3	Nc	Nc	Nc	3,3	0,14	3,3	0,22	0,65	0,9

Tabela 6 - Famílias e espécies encontradas em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura (continua)

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
Anacardiaceae									
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	N	AN	SI	103,3	1,59	43,3	5,70	7,13	12,8
Apocynaceae									
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	N	AN	CD	3,3	0,02	3,3	0,18	0,10	0,3
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	N	AN	CD	6,7	0,19	6,7	0,37	0,85	1,2
Araliaceae									
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	N	ZO	SI	3,3	0,00	3,3	0,18	0,02	0,2
Arecaceae									
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	N	ZO	CD	3,3	0,10	3,3	0,18	0,45	0,6
Asteraceae									
Asteraceae sp.	Nc	Nc	Nc	3,3	0,02	3,3	0,18	0,08	0,3
Cannabaceae									
<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	N	ZO	Pi	10,0	0,33	10,0	0,55	1,48	2,0
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	N	ZO	Pi	3,3	0,01	3,3	0,18	0,04	0,2
Caricaceae									
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	N	ZO	Pi	16,7	0,07	10,0	0,92	0,30	1,2
Celastraceae									
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	N	ZO	CD	6,7	0,01	6,7	0,37	0,04	0,4
Elaeocarpaceae									
<i>Sloanea</i> sp	Nc	Nc	Nc	3,3	0,00	3,3	0,18	0,01	0,2
Euphorbiaceae									
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	N	ZO	CD	310,0	1,07	60,0	17,1	4,79	21,9
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	N	ZO	SI	10,0	0,12	10,0	0,55	0,52	1,1
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	N	AU	Pi	13,3	0,26	13,3	0,74	1,16	1,9
<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	N	AU	Pi	53,3	2,67	26,7	2,94	12,0	15,0
<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	N	ZO	CD	86,7	0,25	40,0	4,78	1,13	5,9
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	N	AU	SI	3,3	0,02	3,3	0,18	0,07	0,3
Fabaceae									
<i>Albizia</i> sp	Nc	Nc	Nc	3,3	0,00	3,3	0,18	0,02	0,2
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	N	AU	SI	3,3	0,27	3,3	0,18	1,22	1,4
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	N	AN	SI	6,7	0,10	6,7	0,37	0,47	0,8
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	N	AU	CD	20,0	0,11	16,7	1,10	0,51	1,6
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	N	AN	SI	3,3	0,97	3,3	0,18	4,38	4,6
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	N	AN	SI	10,0	0,10	10,0	0,55	0,45	1,0
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	N	ZO	CD	3,3	0,04	3,3	0,18	0,16	0,3
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	N	AN	SI	13,3	1,19	13,3	0,74	5,36	6,1

Tabela 6 - Famílias e espécies encontradas em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura (continuação)

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
Lauraceae									
Lauraceae sp 1	N	Nc	Nc	3,3	0,12	3,3	0,18	0,54	0,7
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	N	ZO	SI	6,7	0,21	6,7	0,37	0,96	1,3
<i>Ocotea beulahiae</i> J.B. Baitello	N	ZO	CS	33,3	0,65	30,0	1,84	2,93	4,8
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	N	ZO	SI	33,3	0,23	26,7	1,84	1,04	2,9
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	N	ZO	CS	3,3	0,07	3,3	0,18	0,32	0,5
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	N	ZO	CD	16,7	0,20	16,7	0,92	0,92	1,8
<i>Persea americana</i> Mill.	E	Nc	Nc	6,7	0,05	6,7	0,37	0,20	0,6
Lecythidaceae									
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	N	AN	CD	3,3	0,52	3,3	0,18	2,34	2,5
Malvaceae									
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	N	AN	SI	6,7	0,39	6,7	0,37	1,77	2,1
Melastomataceae									
Melastomataceae sp 1	N	Nc	Nc	3,3	0,00	3,3	0,18	0,01	0,2
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	N	ZO	Pi	6,7	0,01	6,7	0,37	0,06	0,4
Meliaceae									
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	N	ZO	CD	10,0	0,05	10,0	0,55	0,21	0,8
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	N	AN	SI	16,7	0,24	13,3	0,92	1,08	2,0
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	N	ZO	SI	43,3	0,41	36,7	2,39	1,85	4,2
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	N	ZO	CS	3,3	0,02	3,3	0,18	0,09	0,3
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	N	ZO	CS	80,0	0,56	40,0	4,41	2,50	6,9
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	N	ZO	CD	60,0	0,27	43,3	3,31	1,20	4,5
Monimiaceae									
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	N	ZO	CS	6,7	0,01	6,7	0,37	0,03	0,4
Myrtaceae									
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	N	ZO	CS	66,7	0,17	40,0	3,68	0,75	4,4
Nyctaginaceae									
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	N	ZO	SI	3,3	0,01	3,3	0,18	0,03	0,2
Phyllanthaceae									
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	N	AU	CD	66,7	1,94	46,7	3,68	8,71	12,4
Piperaceae									
<i>Piper amalago</i> L.	N	ZO	SI	10,0	0,03	10,0	0,55	0,11	0,7
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	N	ZO	SI	3,3	0,01	3,3	0,18	0,04	0,2
Primulaceae									
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	N	ZO	SI	3,3	0,00	3,3	0,18	0,02	0,2
Proteaceae									
<i>Roupala montana</i> Aubl.	N	AN	SI	3,3	0,15	3,3	0,18	0,67	0,9

Tabela 6 - Famílias e espécies encontradas em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha⁻¹); DoA= dominância absoluta (m².ha⁻¹); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura (continuação)

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
Rhamnaceae									
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	N	ZO	SI	10,0	0,02	10,0	0,55	0,07	0,6
Rosaceae									
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	N	ZO	SI	3,3	0,24	3,3	0,18	1,07	1,2
Rubiaceae									
<i>Coffea arabica</i> L.	E	Nc	Nc	50,0	0,08	26,7	2,76	0,37	3,1
<i>Psychotria myriantha</i> Müll.Arg.	N	ZO	CS	23,3	0,12	20,0	1,29	0,55	1,8
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	N	ZO	CS	3,3	0,01	3,3	0,18	0,07	0,3
Rutaceae									
<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani	N	Nc	CS	43,3	0,11	13,3	2,39	0,49	2,9
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	N	AU	CS	10,0	0,02	3,3	0,55	0,09	0,6
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	N	AU	CD	16,7	0,06	6,7	0,92	0,29	1,2
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	N	AU	CD	36,7	2,61	30,0	2,02	11,76	13,8
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	N	AU	CS	163,3	0,50	53,3	9,01	2,23	11,2
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	N	ZO	CS	100,0	0,60	43,3	5,51	2,70	8,2
<i>Zanthoxylum acuminatum</i> (Sw.) Sw.	N	ZO	SI	53,3	0,46	36,7	2,94	2,08	5,0
Salicaceae									
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	N	ZO	CD	3,3	0,03	3,3	0,18	0,13	0,3
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	N	ZO	Pi	3,3	0,01	3,3	0,18	0,05	0,2
Sapindaceae									
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	N	ZO	CS	13,3	0,06	13,3	0,74	0,25	1,0
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	N	ZO	SI	3,3	0,00	3,3	0,18	0,01	0,2
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	N	ZO	SI	3,3	0,00	3,3	0,18	0,01	0,2
Sapotaceae									
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	N	ZO	CD	26,7	0,22	23,3	1,47	1,01	2,5
<i>Pouteria gardneriana</i> (A.DC.) Radlk.	N	ZO	SI	3,3	0,01	3,3	0,18	0,07	0,2
Solanaceae									
<i>Solanum</i> sp	Nc	Nc	Nc	6,7	0,02	3,3	0,37	0,10	0,5
Urticaceae									
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	N	ZO	Pi	3,3	0,39	3,3	0,18	1,78	2,0
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	N	ZO	Pi	3,3	0,01	3,3	0,18	0,04	0,2

Tabela 6 - Famílias e espécies encontradas em uma Floresta Estacional Semidecidual, em Araras, São Paulo, Brasil, com seus respectivos parâmetros estruturais. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; Nc=Não classificada; DA= densidade absoluta (ind.ha^{-1}); DoA= dominância absoluta ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$); FA= frequência absoluta (%); DR= densidade relativa (%); DoR= dominância relativa (%); VC= valor de cobertura (conclusão)

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	DA	DoA	FA	DR	DoR	VC
Indeterminada									
Indeterminada 10	Nc	Nc	Nc	3,3	0,02	3,3	0,18	0,07	0,3
Indeterminada 11	Nc	Nc	Nc	3,3	0,00	3,3	0,18	0,02	0,2
Indeterminada 12	Nc	Nc	Nc	3,3	0,18	3,3	0,18	0,80	1,0
Indeterminada 13	Nc	Nc	Nc	3,3	0,02	3,3	0,18	0,07	0,3
Indeterminada 14	Nc	Nc	Nc	3,3	0,01	3,3	0,18	0,04	0,2
Indeterminada 7	Nc	Nc	Nc	3,3	0,18	3,3	0,18	0,80	1,0
Indeterminada 8	Nc	Nc	Nc	3,3	0,38	3,3	0,18	1,70	1,9
Indeterminada 9	Nc	Nc	Nc	3,3	0,03	3,3	0,18	0,14	0,3

As famílias com maior número de espécies na área em processo de restauração de oito anos foram: Fabaceae (24), Euphorbiaceae (4), Malvaceae (4) e Bignoniaceae (4). Para a área de 12 anos foram: Fabaceae (11), Euphorbiaceae (4), Malvaceae (4), Myrtaceae (3), Rutaceae (3) e Bignoniaceae (3). Para o ecossistema de referência as famílias com maior número de espécies foram: Fabaceae (8), Lauraceae (7), Rutaceae (7), Meliaceae (6) e Euphorbiaceae (6).

As 10 espécies com maior valor de cobertura para a área em processo de restauração de oito anos somaram 65% desse valor e foram: *Cordia abyssinica*, *Croton urucurana*, *Ceiba speciosa*, *Citharexylum myrianthum*, *Inga vera*, *Anadenanthera colubrina*, *Luehea grandiflora*, *Cariniana legalis*, *Hovenia dulcis* e *Ficus eximia*. A espécie *C. abyssinica* é exótica e foi dominante em termos de densidade relativa (representou 14% dos indivíduos), e, principalmente em dominância relativa (40% da área basal).

As espécies com maior número de indivíduos foram as mesmas que apresentaram maior valor de cobertura, sendo apenas invertidas algumas posições. *C. abyssinica*, *C. urucurana*, *I. vera*, *C. myrianthum*, *C. speciosa*, *C. legalis*, *A. colubrina*, *L. leucocephala*, *L. grandiflora* e *H. roseo-albus*. A presença de elevado número e biomassa de espécies de origem exótica indica degradação do ecossistema.

As 10 espécies de maior valor de cobertura para a área de 12 anos somaram 64% desse valor e foram: *Schinus terebintifolius*, *Leucena leucocephala*, *Tipuana tipo*, *Psidium guajava*, *Hovenia dulcis*, *Syzygium cumini*, *Cedrela fissilis*, *Peltophorum dubium*, *Croton urucurana* e *Zanthoxylum fagara*. As seis primeiras espécies de maior VC são

exóticas e somaram 50% do VC total, indicando degradação do ecossistema. Quando se analisa as espécies de maior densidade, a composição fica similar a de maior VC.

Para o ecossistema de referência as espécies com maior valor de cobertura somaram 57% desse valor e foram: *Actinostemon klotzschii*, *Croton piptocalyx*, *Esenbeckia leiocarpa*, *Astronium graveolens*, *Savia dictyocarpa*, *Galipea jasminiflora*, *Metreodora nigra*, *Trichilia clauseni*, *Piptadenia gonoacantha* e *Sebastiania klotzschiana*. As espécies com maior densidade foram as mesmas, havendo apenas inversão de posições.

Vale ressaltar que dentre as 10 espécies encontradas como mais importantes do ecossistema de referência nenhuma foi encontrada dominando (densidade e/ou dominância) as comunidades em processo de restauração. Mesmo as áreas em processo de restauração não apresentaram muitas espécies dominantes em comum.

A Figura 7 revela a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro, considerando todas as espécies. O ecossistema de referência apresentou maior porcentagem dos indivíduos nas menores classes (cerca de 70%) que as áreas em processo de restauração. Quanto às áreas em processo de restauração, o plantio de 12 anos apresentou mais indivíduos de menor porte (cerca de 50%) que o plantio de oito anos (35%). O padrão se repetiu quando analisadas apenas os indivíduos das espécies de origem nativa (Figura 8)

A distribuição em classes de altura revelou (Figura 9) maior porcentagem de indivíduos com altura entre 4,3 e 7,3 metros para o ecossistema de referência, quando consideradas todas as espécies. Resultado semelhante foi encontrado para a área em processo de restauração de 12 anos, enquanto o plantio de oito anos apresentou uma distribuição relativamente mais uniforme para as classes de altura. Vale ressaltar que as áreas em processo de restauração ainda não apresentaram indivíduos nas maiores classes de altura (> 16,3 metros). O mesmo pode ser observado para o histograma com as espécies de origem nativa (Figura 10).

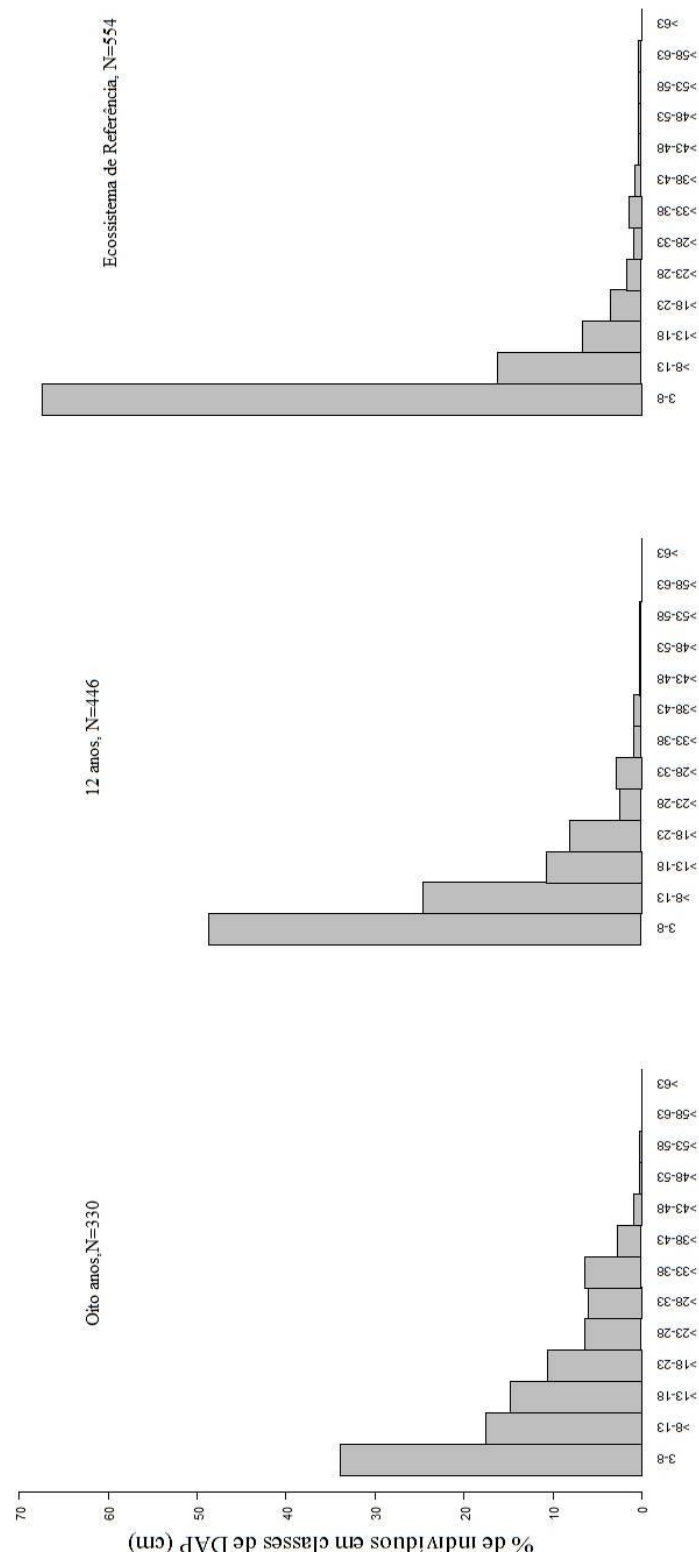


Figura 7 - Distribuição por classes de diâmetro (em centímetros) para áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil, considerando todas as espécies

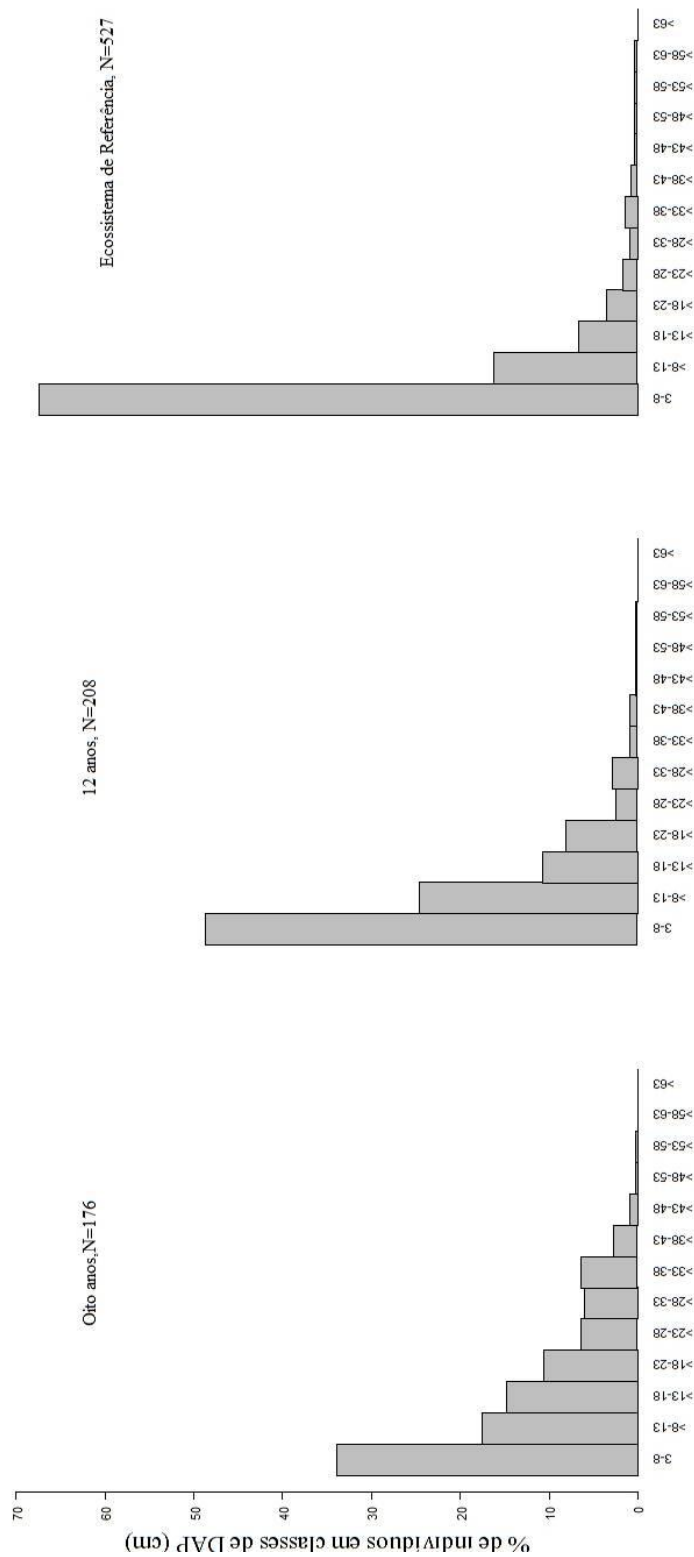


Figura 8 - Distribuição por classes de diâmetro (em centímetros) para áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil, considerando apenas as espécies de origem nativa

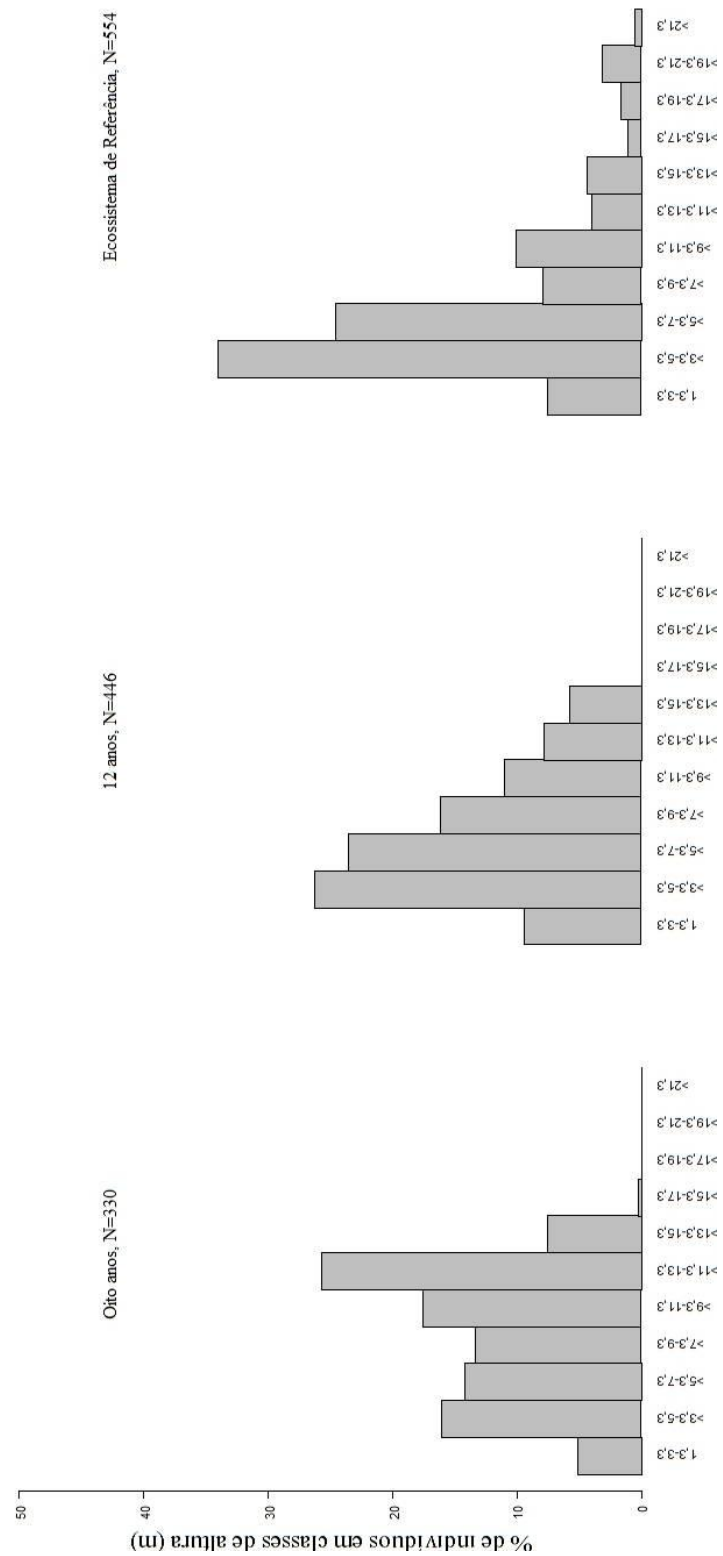


Figura 9 - Distribuição por classes de altura (em metros) para áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil, considerando todas as espécies

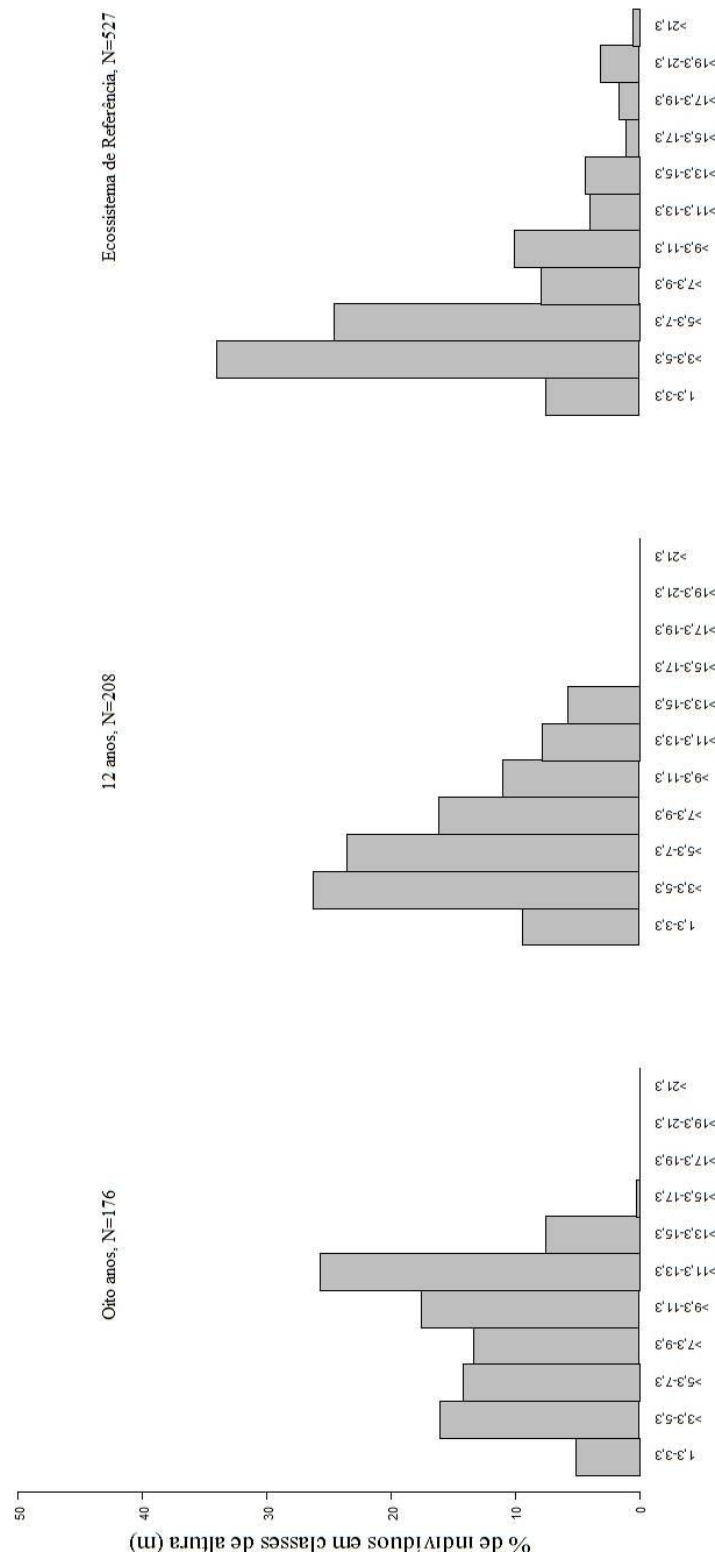


Figura 10 - Distribuição por classes de altura (em metros) para áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil, considerando apenas as espécies de origem nativa

As porcentagens de indivíduos das classes de origem para cada área são apresentadas na Figura 11. As áreas em processo de restauração apresentaram muitos indivíduos de origem exótica, ao contrário do Ecossistema de Referência. O teste Qui-quadrado revelou que as áreas não apresentam distribuição igual quanto à origem ($\chi^2=343,7$, g.l.=4, $p<2,2E-16$).

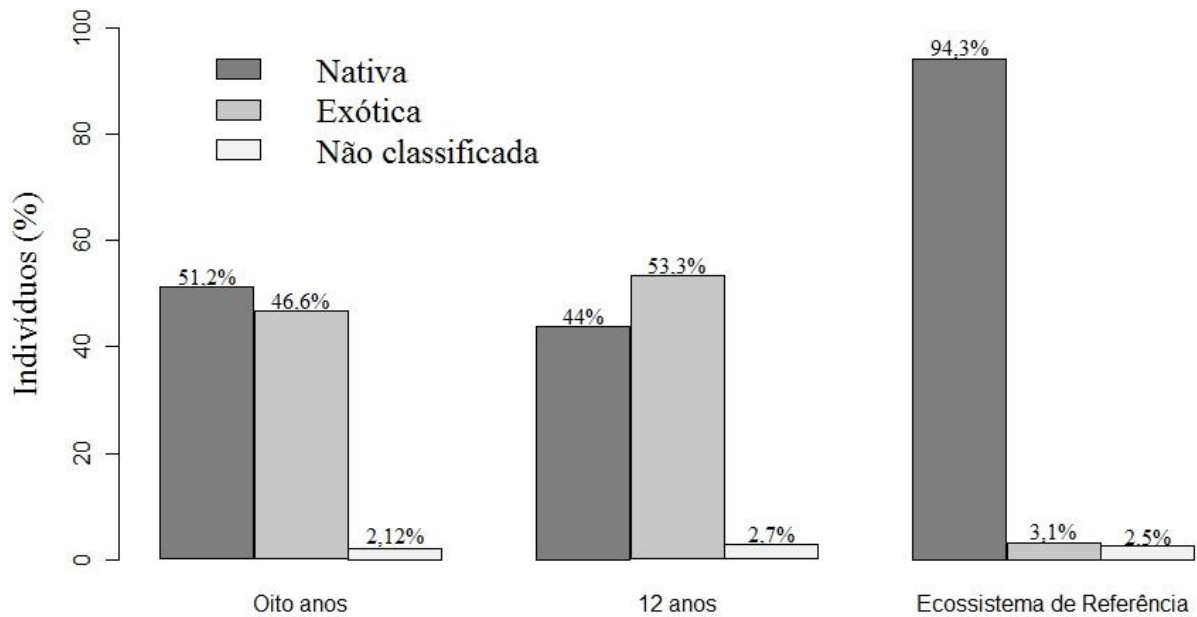


Figura 11- Origem das espécies para duas áreas em processos de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil. Os valores são relativos às porcentagens de indivíduos em cada classe.

As porcentagens de indivíduos das classes sucessionais para cada área são apresentadas na Figura 12. As áreas em processo de restauração apresentaram poucos indivíduos nas classes clímax e muitos na pioneira, ao contrário do Ecossistema de Referência, além de muitas espécies exóticas, que não são classificadas em relação à classe sucessional. O teste Qui-quadrado revelou que as áreas não apresentam distribuição igual quanto às classes sucessionais ($\chi^2=723,7$, g.l.=10, $p<2,2E-16$).

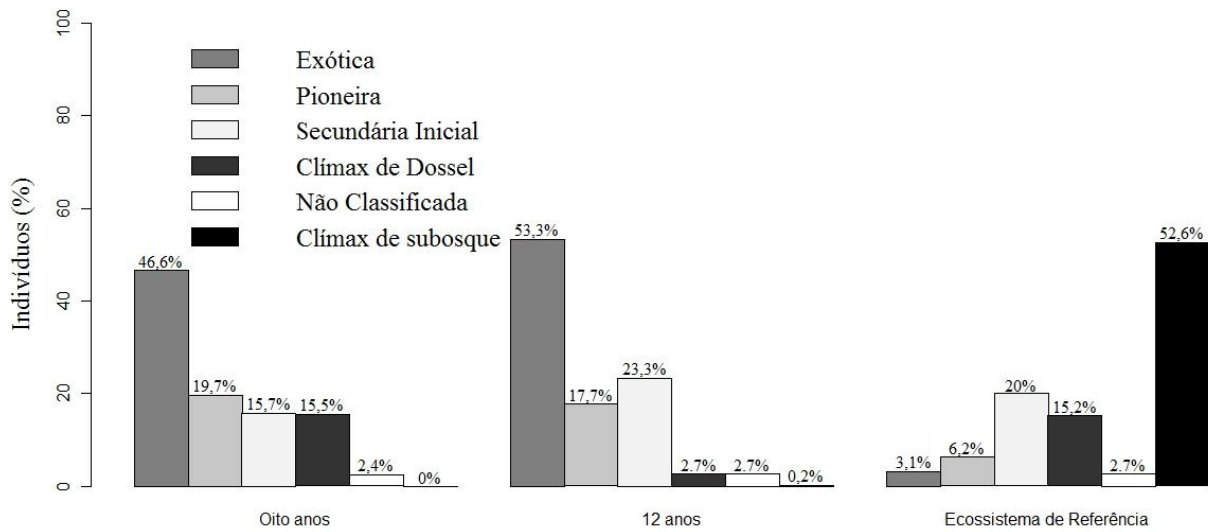


Figura 12- Classes de sucessão para duas áreas em processos de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil. Os valores são relativos às porcentagens de indivíduos em cada classe.

As porcentagens de indivíduos das síndromes de dispersão para cada área são apresentadas na Figura 13. Dentro da síndrome não zoocórica se encontram as espécies autocóricas e anemocóricas, que foram agrupadas a fim de simplificar os testes. O teste Qui-quadrado revelou que as áreas não apresentam distribuição igual quanto à síndrome de dispersão ($\chi^2=414,7$, g.l.=6, $p<2,2E-16$).

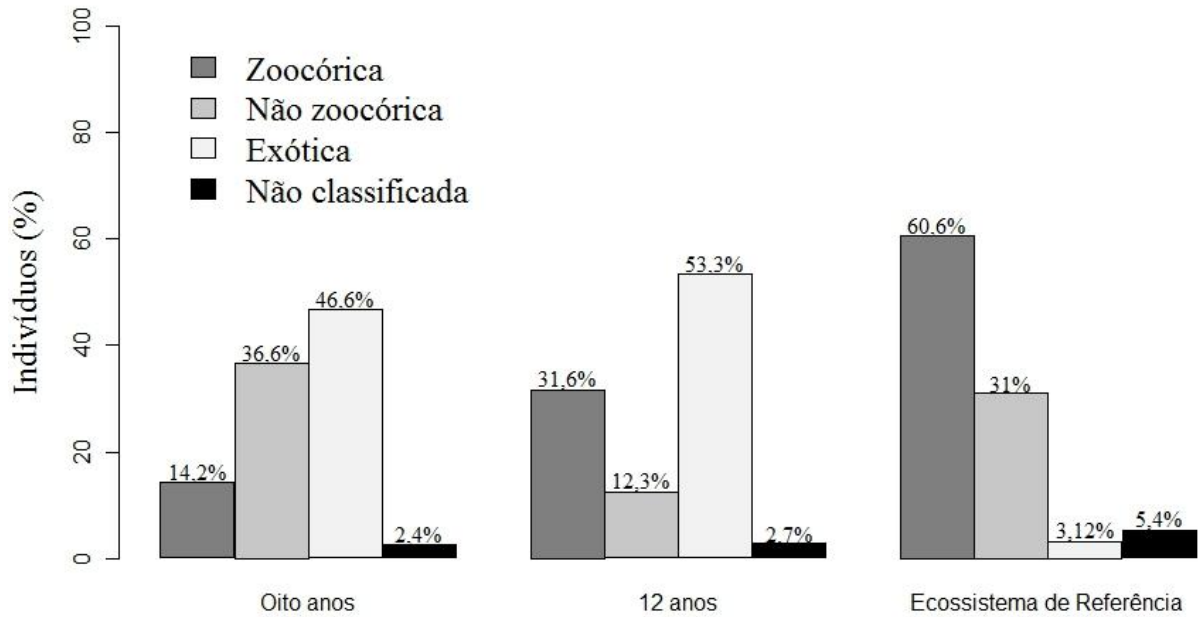


Figura 13- Síndromes de dispersão para duas áreas em processos de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil. Os valores são relativos às porcentagens de indivíduos em cada classe.

A Tabela 7 traz o número de indivíduos em cada síndrome de dispersão relacionado às categorias de sucessão.

Tabela 7- Número de indivíduos em cada síndrome de dispersão relacionado às categorias de sucessão. Onde CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de subosque; P=Pioneira; SI=Secundária inicial; E=Exótica; Nc=Não classificada; NZ=Não zoocórica; ZO=Zoocórica.

Oito anos	NZ	E	Nc	ZO	12 anos	NZ	E	Nc	ZO	Referência	NZ	E	Nc	ZO
CD	40			11	CD				12	CD	46			37
CS					CS				1	CS	52		13	221
P	32			33	P	21			58	P	20			14
SI	49			3	SI	34			70	SI	51			58
E		154			E		238			E		17		
Nc			8		Nc			12		Nc				15

A Tabela 8 traz as abundâncias das espécies que foram registradas fora da linha de plantio para as áreas em processo de restauração.

Tabela 8 - Número de indivíduos das espécies registradas fora da linha de plantio (CAP \geq 10 cm) de áreas em processo de restauração de oito anos e 12 anos, Araras, São Paulo, Brasil

ESPÉCIE	Oito anos	12 anos		
ESPÉCIES NATIVAS			Dispersão	Sucessão
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	3	2	zoocoria	Si
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	2		anemocoria	Cl- dossel
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		2	zoocoria	Pioneira
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	9	zoocoria	Pioneira
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna		1	anemocoria	Si
<i>Croton urucurana</i> Baill.	17	3	autocoria	Pioneira
<i>Inga vera</i> Willd.	1	1	zoocoria	Pioneira
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.		4	zoocoria	Si
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez		2	zoocoria	Si
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.		1	anemocoria	Si
<i>Piper aduncum</i> L.		20	zoocoria	Si
<i>Piper amalago</i> L.		1	zoocoria	Si
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine		1	zoocoria	Cl- sub-bosque
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby		1	autocoria	Pioneira
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.		10	zoocoria	Pioneira
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1		zoocoria	Pioneira
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.		20	zoocoria	Si
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		2	zoocoria	Si
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.		1	zoocoria	Si
<i>Petiviera</i> sp		1		
<i>Piper</i> sp	1			
SUB-TOTAL	26	82		
ESPÉCIES EXÓTICAS			Dispersão	Sucessão
<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) K.Schum.		1	exótica	exótica
<i>Carica papaya</i> L.	2		exótica	exótica
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	1		exótica	exótica
<i>Joannesia princeps</i> Vell.		1	exótica	exótica
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	3	36	exótica	exótica
<i>Psidium guajava</i> L.		5	exótica	exótica
<i>Ricinus communis</i> L.	2		exótica	exótica
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi		30	exótica	exótica
<i>Spatodea campanulata</i> P. Beauv.		1	exótica	exótica
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth		9	exótica	exótica
SUB-TOTAL	8	83		
TOTAL	34	165		

O teste qui-quadrado para comparar a distribuição entre a proporção de indivíduos plantados/ indivíduos fora da linha de plantio, entre os dois plantios (oito e 12 anos) foi significativo, ou seja, essas áreas não apresentam proporções iguais de indivíduos

que não foram plantados, sendo maior na área de 12 anos. Entretanto vale ressaltar que grande parte dos indivíduos fora da linha de plantio é de origem exótica (Tabela 9).

Tabela 9 - Teste qui-quadrado para comparação da distribuição de indivíduos plantados/ fora da linha de plantio ($CAP \geq 10$ cm) entre duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos), Araras, São Paulo, Brasil. Os valores são dados em porcentagem de indivíduos

	Plantio oito anos	Plantio 12 anos	χ^2	P
Indivíduos plantados	63,0	89,7	70,8	$< 2,2E^{-16}$ ***
Indivíduos fora da linha de plantio	37,0	10,3		

*** valores significativos a 0,001.

A Tabela 10 apresenta os valores de densidade e dominância. Quando se exclui as espécies exóticas ocorre diminuição desses parâmetros. O maior valor de densidade de nativas foi para o ecossistema de referência, enquanto não houve diferença entre as duas áreas em processo de restauração. A área basal de espécies nativas foi superior no Ecossistema de Referência, seguida pela área de oito anos e depois pela de 12 anos.

Tabela 10 – Parâmetros da estrutura de duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) comparadas a um ecossistema de referência, Araras, São Paulo, Brasil.

Local	Densidade (Indivíduos. ha ⁻¹)	Densidade de nativas (Indivíduos. ha ⁻¹)	Dominância (m ² .ha ⁻¹)	Dominância de nativas (m ² .ha ⁻¹)
Oito anos	1100 c	586,6 b	31,4 a	14,1 b
12 anos	1.486,6 b	693,6 b	21,5 b	7,6 c
Ecossistema de Referência	1.813,3 a	1.756,6 a	22,2 b	22,1 a
Teste	K= 31,1 p=1,7E-7*	K= 45,9 p=1,06E-10*	ANOVA= 6,86 p=0,0017*	ANOVA= 17,1 p=4,98E-7*

** valores significativos a 0,05.

ANOVA e Kruskal-Wallis, onde valores com letras iguais indicam médias iguais, e valores com letras diferentes indicam médias diferentes.

A Tabela 11 traz os parâmetros e testes da comparação entre as amostras compostas por indivíduos com $CAP \geq 10$ cm e $CAP \geq 15$ cm, considerando apenas os indivíduos das espécies de origem nativa.

Tabela 11– Parâmetros da estrutura de duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência, compostos por diferentes limites de inclusões ($CAP \geq 10$ cm e $CAP \geq 15$ cm), Araras, São Paulo, Brasil. Os resultados são dados apenas para os indivíduos das espécies de origem nativa.

		$CAP \geq 10$ cm	$CAP \geq 15$ cm	Teste T	
				t	p valor
Oito anos	Riqueza	34	30		
	Densidade (Indivíduos. ha ⁻¹)	586,6	500,0	1,04	0,3n.s
	Dominância (m ² .ha-1)	14,1	13,9	0,17	0,9n.s
12 anos	Riqueza	33	24		
	Densidade (Indivíduos. ha ⁻¹)	693,3	506,6	1,41	0,15n.s
	Dominância (m ² .ha-1)	7,6	7,35	0,11	0,9n.s
Referência	Riqueza	78	68		
	Densidade (Indivíduos. ha ⁻¹)	1.756,6	1123,3	5,86	3,05E-7*
	Dominância (m ² .ha-1)	22,1	21,2	0,25	0,8n.s

“*” valores significativos a 0,05.

n.s: não significativo

Para o plantio de oito anos a amostra composta por indivíduos com $CAP \geq 10$ cm apresentou densidade e área basal de indivíduos de espécies de origem nativa maiores que a amostra formada por indivíduos com $CAP \geq 15$ cm, mas essa diferença não foi estatisticamente significativa.

A amostra composta por indivíduos com $CAP \geq 10$ cm apresentou nove espécies (nativas e exóticas) a mais que a amostra composta por indivíduos com $CAP \geq 15$ cm: *Dalbergia* sp., *Genipa americana* L., *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch, *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., *Magnolia champaca* (L.) Baill. ex Pierre, *Myrciaria glomerata* O.Berg, *Myroxylon peruiferum* L.f., *Pouteria* sp., *Ricinus communis* L. Essas espécies, exceto *R. communis* foram plantadas e se encontravam na linha de plantio, são portanto indivíduos que ainda não alcançaram o maior limite de inclusão.

Para o plantio de 12 anos a amostra composta por indivíduos com $CAP \geq 10$ cm apresentou densidade e área basal de indivíduos de espécies de origem nativa maiores que a amostra formada por indivíduos com $CAP \geq 15$ cm, mas essa diferença não foi estatisticamente significativa.

A amostra de indivíduos com $CAP \geq 10$ cm apresentou 51 espécies (nativas e exóticas), enquanto a amostra de indivíduos com $CAP \geq 15$ apresentou 42 espécies (nativas e exóticas). As nove espécies que não ocorreram na amostra de limite de $CAP \geq 15$ cm são de origem nativa e foram: *Casearia sylvestris* Sw., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Inga vera* Willd., *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, *Petiviera* sp, *Piper amalago* L., *Psidium cattleianum* Sabine, *Senna multijuga* (Rich.) H.S.Irwin & Barneby,

Solanum mauritianum Scop.. Dessas espécies, *C. sylvestris*, *N. megapotamica*, *Petiviera* sp, *P. amalago*, *P. cattleianum* e *S. mauritianum* não fizeram parte do plantio da área.

Para o ecossistema de referência foi encontrada densidade ($n\cdot ha^{-1}$) maior para a amostra composta pelos indivíduos com $CAP \geq 10$ cm, que pela amostra formada por indivíduos com $CAP \geq 15$ cm, sendo essa diferença significativa. Para a área basal ($m^2\cdot ha^{-1}$), embora a amostra com $CAP \geq 10$ cm tenha sido maior, o teste t revelou que essa diferença não foi significativa.

A amostra composta por indivíduos com $CAP \geq 10$ cm apresentou 10 espécies a mais que a amostra composta por indivíduos com $CAP \geq 15$ cm. Essas espécies são: *Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch., *Maytenus robusta* Reissek, *Sloanea* sp.1, *Albizia* sp. 1, Melastomataceae sp. 1, *Mollinedia schottiana* (Spreng.) Perkins, *Myrsine umbellata* Mart., *Cupania tenuivalvis* Radlk., *Cupania vernalis* Cambess., Não identificada 11.

4.2 Caracterização da regeneração natural (Altura ≥ 50 cm e $CAP < 10$ cm) de áreas em processo de Restauração com base no Ecossistema de Referência

Ao todo, foram amostradas 118 espécies distribuídas em 33 famílias e 80 gêneros. Houve oito indivíduos não identificados em qualquer categoria taxonômica. A Tabela 12 traz o número de espécies, gêneros, famílias e diversidade para as três áreas avaliadas (plantios de oito e 12 anos e Ecossistema de Referência). O ecossistema de referência apresentou maior riqueza, seguido pelo plantio de 12 anos e plantio de oito anos.

Tabela 12 - Número de espécies (sendo entre parênteses o número de espécies de origem nativa), gêneros e famílias para a regeneração de duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) comparadas a um Ecossistema de Referência, com valores do índice de Shannon e equabilidade de Pielou (para espécies de origem nativa em parênteses). Araras, São Paulo, Brasil

	Espécies	Espécies nativas	Espécies exóticas	Gêneros	Famílias	Shannon	Pielou
Plantio oito anos	27	17	10	23	16	1,99 (1,23)	0,60 (0,43)
Plantio 12 anos	42	30	12	37	22	2,82 (1,89)	0,75 (0,55)
Ecossistema de Referência	76	74	2	52	24	3,08 (2,72)	0,71 (0,63)
Total	118			80	33		

O número de espécies esperado de origem nativa (de acordo com o estimador de riqueza de Jackknife de 1ª ordem) para a área de oito anos é $21,7 \pm 2,7$, para a área de 12

anos é $36,7 \pm 3,7$ e para o ecossistema de referência e 102 ± 6 . A Figura 14 traz a curva de rarefação.

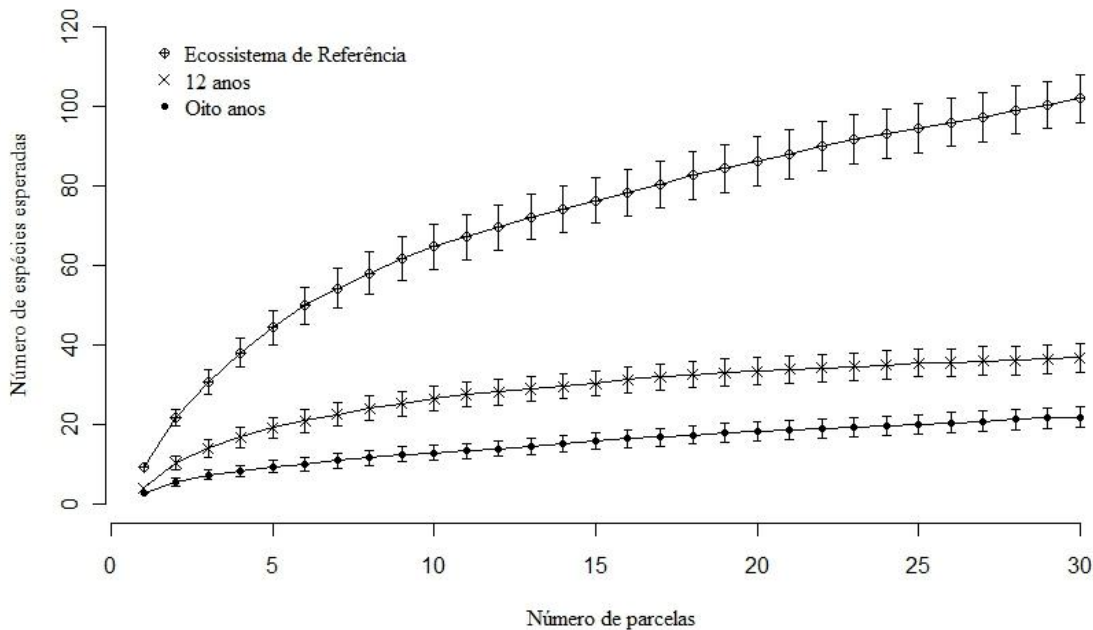


Figura 14 - Curva de rarefação para o estimador de riqueza Jacknife de 1ª ordem e desvio padrão da regeneração natural para as espécies de origem nativa em duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência, São Paulo, Araras, Brasil.

As espécies com o número de indivíduos e número de parcelas ocorrentes em cada área (plantio de oito anos, plantio de 12 anos e ecossistema de referência) são apresentadas na Tabela 13.

As famílias com maior riqueza para a área em processo de restauração de oito anos foram: Fabaceae, Myrtaceae, Solanaceae e Piperaceae. Para a área de 12 anos foram: Fabaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae, Solanaceae, Bignoniaceae e Piperaceae. Para o ecossistema de referência foram: Euphorbiaceae, Fabaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Rutaceae, Piperaceae, Meliaceae e Melastomataceae.

Para o plantio de oito anos as espécies com maior número de indivíduos foram: *P. aduncun*, *C. abyssinica*, *P. umbellatum*, *Bauhinia* sp1, *L. leucocephala*, *S. pseudoquina*, *N. megapotamica*, *S. terebentifolius* e *C. pachystachya*. Dessas espécies, *P. aduncun*, *C. abyssinica* e *P. umbellatum* ocorreram em pelo menos metade das parcelas. Dessas espécies de maior número de indivíduos, a maioria apresenta dispersão zoocórica e não são de categoria de sucessão clímax.

Para o plantio de 12 anos as espécies com maior número de indivíduos foram: *P. umbellatum*, *L. leucocephala*, *P. aduncum*, *P. glabra*, *P. amalago*, *M. umbellata*, *N. megapotamica*, *I. vera*, e *C. abyssinica*, todas, a exceção da exótica *L. leucocephala*, apresentam dispersão zoocórica e não são de categoria de sucessão clímax. *P. aduncum*., *N. megapotamica* e *P. umbellatum* ocorreram em pelo menos metade das parcelas.

Para o ecossistema de referência as espécies de maior número de indivíduos foram: *C. arabica*, *A. klotzchii*, *P. myriantha*, *G. jasminiflora*, *M. cephalantha*, *A. polyneuron*, *M. nigra*, *C. pentandrus*, *C. legalis* e *P. arboreum*, à exceção de *G. jasminiflora*, *A. polyneurom*, *C. pentandrus* e *C. legalis*, o restante apresenta dispersão por zoocoria. *C. arabica*, *A. klotzchii*, *A. polyneuron*, *C. legalis* e *M. cephalantha* ocorreram em pelo menos metade das parcelas.

Tabela 13 - Famílias e espécies encontradas na regeneração natural de áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência, em Araras, São Paulo, Brasil. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. NC=Não classificada; PP= ocorrência nas parcelas; N= Número de indivíduos registrados para a espécie

(continua)

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	Oito anos		12 anos		Referência	
				PP	N	PP	N	PP	N
ANACARDIACEAE									
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	N	AN	SI					4	4
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	E	ZO	E	6	9	6	7		
APOCYNACEAE									
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	N	AN	CD					1	1
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	N	AN	CD					16	45
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	N	AN	CD					2	2
ARECACEAE									
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	N	ZO	SI					1	1
ASTERACEAE									
<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	N	AN	Pi	1	2	2	12		
BIGNONIACEAE									
<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	N	AN	CD	1	1	1	1		
<i>Spatodea campanulata</i> P. Beauv.	E	AN	E			3	3		
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	E	AN	E	1	1	7	10		
BIXACEAE									
<i>Bixa orellana</i> L.	E	Nc	E			4	16		
BORAGINACEAE									
<i>Cordia abyssinica</i> R. Br.	E	ZO	E	15	159	11	20		
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	N	ZO	SI					1	1
CANNABACEAE									
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	N	ZO	Pi	1	1			2	3
CARDIOPTERIDACEAE									
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	N	ZO	SI			2	2		
CARICACEAE									
<i>Carica papaya</i> L.	E	ZO	E	3	3				
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	N	ZO	Pi					1	1
EUPHORBIACEAE									
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	N	ZO	CS					19	132
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	N	ZO	SI			4	4	1	5
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	N	AU	Pi			1	3	1	1
<i>Croton piptocalyx</i> Müll.Arg.	N	AU	Pi					5	6
<i>Croton urucurana</i> Baill.	N	AU	Pi			3	4	1	1
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	E	ZO	E	1	3				
<i>Ricinus communis</i> L.	E	AN	E	2	5	1	1		
<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	N	ZO	CS					6	8

Tabela 13 - Famílias e espécies encontradas na regeneração natural de áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência, em Araras, São Paulo, Brasil. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. NC=Não classificada; PP= ocorrência nas parcelas; N= Número de indivíduos registrados para a espécie (continuação)

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	Oito anos		12 anos		Referência	
				PP	N	PP	N	PP	N
FABACEAE									
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	N	ZO	SI					5	7
<i>Bauhinia</i> sp1				7	49				
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	N	AN	SI			1	1	3	3
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	N	AU	SI			1	3		
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	N	AU	CD					7	7
<i>Inga marginata</i> Willd.	N	ZO	Pi			1	1	2	2
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	N	ZO	SI					2	3
<i>Inga vera</i> Willd.	N	ZO	Pi	1	1	7	21		
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	E	AU	E	5	42	12	95		
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	N	AN	SI					6	6
<i>Machaerium vestitum</i> Vogel	N	AN	CD					1	1
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	E	AU	E	1	2				
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	N	AN	CD					1	1
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	N	AU	Pi			1	1		
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	E	AN	E			1	1		
LACISTEMACEAE									
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	N	ZO	SI					1	1
LAURACEAE									
<i>Lauraceae</i> sp1						1	1		
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	N	ZO	SI	2	12	16	23	2	2
<i>Ocotea beulahiae</i> J.B. Baitello	N	ZO	CS					1	3
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	N	ZO	CS					1	1
LECYTHIDACEAE									
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	N	AN	CD					1	1
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	N	AN	CD					16	29
MALVACEAE									
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	E	ZO	E			4	47		
MELASTOMATACEAE									
<i>Melastomataceae</i> sp1	Nc	Nc	Nc					1	1
<i>Melastomataceae</i> sp2	Nc	Nc	Nc					1	1
<i>Miconia</i> sp1	Nc	Nc	Nc					3	4
MELIACEAE									
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	N	AN	SI			1	1	1	1
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	N	ZO	CS					7	9
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	N	ZO	CS					4	4
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	N	ZO	CD					6	10

Tabela 13 - Famílias e espécies encontradas na regeneração natural de áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência, em Araras, São Paulo, Brasil. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. NC=Não classificada; PP= ocorrência nas parcelas; N= Número de indivíduos registrados para a espécie

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	Oito anos		12 anos		Referência	
				PP	N	PP	N	PP	N
MORACEAE									
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	N	ZO	SI	2	2	2	2	1	2
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	N	ZO	CS					2	2
MYRTACEAE									
<i>Calyptanthes cf. clusiifolia</i> O.Berg	N	ZO	CS					1	1
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	N	ZO	CS					1	1
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	N	ZO	CS					4	5
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	N	ZO	CS	1	1	1	1		
<i>Eugenia uniflora</i> L.	N	ZO	CS	1	2	8	18		
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	N	ZO	CS					11	30
<i>Myrciaria glomerata</i> O.Berg	E	ZO	E			1	1		
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	N	ZO	CS					1	1
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	N	ZO	CS	1	1				
<i>Psidium guajava</i> L.	E	ZO	E	1	1	5	7		
<i>Syzigium cumini</i> (L.) Skeels	E	ZO	E			3	5		
NYCTAGINACEAE									
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	N	ZO	SI					1	1
<i>Guapira</i> sp1								3	3
PHYLLANTHACEAE									
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	N	AU	CD					5	7
PIPERACEAE									
<i>Piper aduncum</i> L.	N	ZO	SI	27	183	17	75	3	3
<i>Piper amalago</i> L.	N	ZO	SI	4	4	14	44	11	21
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	N	ZO	SI					5	29
<i>Piper miquelianum</i> C.DC.	N	ZO	SI					1	3
<i>Piper umbellatum</i> L.	N	ZO	SI	15	77	15	104		
PRIMULACEAE									
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	N	ZO	Pi	1	1				
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	N	ZO	SI			13	29		
RUBIACEAE									
<i>Coffea arabica</i> L.	E	ZO	E					24	204
<i>Genipa americana</i> L.	E	ZO	E	2	2				
<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor	N	ZO	CS					15	60
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	N	ZO	CS					2	3
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	N	ZO	CS			3	3		
<i>Psychotria hastisepala</i> Müll.Arg.	N	ZO	CS					2	8
<i>Psychotria myriantha</i> Müll.Arg.	N	ZO	CS					11	63

Tabela 13 - Famílias e espécies encontradas na regeneração natural de áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência, em Araras, São Paulo, Brasil. Onde OR= Origem; N= Nativa; E= Exótica. DI= Dispersão; ZO=Zoocórica; AN= Anemocórica; AU= Autocórica; SU=classe sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CD=Clímax de dossel; CS=Clímax de sobosque. NC=Não classificada; PP= ocorrência nas parcelas; N= Número de indivíduos registrados para a espécie

FAMÍLIA/ESPÉCIE	OR	DI	SU	Oito anos		12 anos		Referência	
				PP	N	PP	N	PP	N
(conclusão)									
RUTACEAE									
<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck	E	Nc	E					1	1
<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani	N	Nc	CS					4	37
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	N	AU	CD					3	5
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	N	AU	CD					4	4
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	N	AU	CS					14	62
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	N	ZO	CS					8	44
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	N	ZO	SI			5	7		
SALICACEAE									
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	N	ZO	Pi			7	9		
SAPINDACEAE									
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	N	AN	SI					1	1
SAPOTACEAE									
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	N	ZO	CD					2	4
<i>Pouteria gardneriana</i> (A.DC.) Radlk.	N	ZO	SI					5	8
SOLANACEAE									
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G.Don	N	ZO	Pi					1	1
<i>Solanaceae</i> sp1						1	1		
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	N	ZO	SI					1	3
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	N	ZO	Pi			1	1		
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	N	ZO	Pi	12	15	3	3		
URTICACEAE									
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	N	ZO	Pi					2	6
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	N	ZO	Pi	7	7	3	3		
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	N	ZO	Pi	1	1			2	8
VERBENACEAE									
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	N	ZO	Pi			4	6		
INDETERMINADAS									
Indeterminada 1	Nc	Nc	Nc					1	1
Indeterminada 2	Nc	Nc	Nc					1	1
Indeterminada 3	Nc	Nc	Nc					1	1
Indeterminada 4	Nc	Nc	Nc					1	1
Indeterminada 5	Nc	Nc	Nc			3	3		
Indeterminada 6	Nc	Nc	Nc					1	2
Indeterminada 7	Nc	Nc	Nc					2	3
Indeterminada 8	Nc	Nc	Nc					1	1
TOTAL GERAL						587	600	949	

Diante do apresentado vale ressaltar que os plantios apresentaram para as espécies dominantes *P. umbellatum*, *L. leucocephala*, *P. aduncun*, *N. megapotamica* e *C. abyssinica* em comum, e nenhuma espécie dominante em comum com o ecossistema de referência.

O índice de similaridade de Jaccard para comparação da regeneração entre as três áreas foi baixo, Tabela 14. Segundo Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), apenas comunidades com valores acima de 0,25 podem ser consideradas similares, portanto a regeneração das duas áreas em processo de restauração é considerada similar.

Tabela 14- Índice de similaridade de Jaccard comparando a regeneração de duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) com ecossistema de referência, Araras, São Paulo, Brasil

	Plantio oito anos	Plantio 12 anos	Ecossistema de Referência
Plantio oito anos	-		
Plantio 12 anos	0,33*	-	
Ecossistema de Referência	0,09	0,06	-

*Áreas consideradas similares.

Vale ressaltar que o Índice de similaridade de Jaccard é muito sensível ao número de espécies, e, principalmente ao número de espécies exclusivas de determinada área. Então a comparação entre duas áreas, sendo uma mais rica que a outra, trará índices de similaridade de Jaccard obviamente muito baixos. Diante disso a Tabela 15 traz o número de espécies exclusivas e em comum entre as áreas.

Tabela 15- Número de espécies, número de espécies exclusivas e número de espécies em comum para duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência, Araras, São Paulo, Brasil, considerando espécies nativas e exóticas

	Nº de espécies	Nº de espécies exclusivas	Nº de espécies em comum
Área oito anos	27	9	15 (área 12 anos), 7 (referência)
Área 12 anos	41	20	15 (áreas oito anos), 10 (referência)
Ecossistema de referência	76	63	7 (área oito anos), 10 (área 12 anos)

O Índice de Similaridade de Jaccard que comparou a comunidade adulta ($CAP \geq 10$ cm) com a regeneração entre cada uma das áreas é apresentado na Tabela 16. Conforme mencionado anteriormente, apenas comunidades com valores para Jaccard acima de 0,25 podem ser consideradas similares, ressaltando que a amostragem para a comunidade adulta foi superior à regeneração. Apenas o ecossistema de referência apresentou composição da regeneração natural ($altura \geq 50$ cm e $CAP < 10$ cm) semelhante à da comunidade arbórea ($CAP \geq 10$ cm).

Tabela 16 - Índice de similaridade de Jaccard comparando a regeneração natural com a comunidade adulta ($\text{cap} \geq 10$ cm) de duas áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e um Ecossistema de Referência, Araras, São Paulo, Brasil

Índice de Similaridade de Jaccard	
Adultos X regeneração, plantio oito anos	0,16
Adultos X regeneração, plantio 12 anos	0,22
Adultos X regeneração, ecossistema de referência	0,3*

*Comunidades consideradas similares.

Os dados de densidade por hectare apresentaram variâncias homocedásticas e não-normalidade para a distribuição dos erros do resíduo. Após transformação Box-Cox os dados continuaram com distribuição não normal dos erros, mas mesmo assim foi realizada ANOVA para comparar as três áreas, pois a não-normalidade é um fator menos agravante que a heterocedasticidade. A Tabela 17 apresenta os resultados da ANOVA. Pelo teste ter sido significativo foi realizado posteriormente o Teste de comparação de médias de Tukey, para indicar a diferença entre as áreas.

Tabela 17– Densidade (Número de indivíduos por hectare n.ha^{-1}) da regeneração natural de áreas em processo de restauração (oito e 12 anos) e de um Ecossistema de Referência, Araras, São Paulo, Brasil

	Área oito anos	Área 12 anos	Referência	Teste F	P
Densidade (n.ha^{-1})	9.783,3 b	10.000 b	15.816,6 a	5,22	0,00717 **
Densidade de nativas (n.ha^{-1})	6.000b	6.450b	12.400 a	12,53	1,64E-5 **

‘**’ valores significativos a 0,01.

Teste de Tukey, onde valores com letras iguais indicam médias iguais, e valores com letras diferentes indicam médias diferentes.

O ecossistema de referência apresentou densidade (número de indivíduos/hectare) da regeneração natural significativamente maior que a regeneração natural das áreas em processo de restauração. Enquanto as restaurações de idades diferentes (oito e 12 anos) não diferiram entre si para a variável analisada.

As porcentagens de indivíduos das classes de origem para cada área são apresentadas na Figura 15. As áreas em processo de restauração apresentaram muitos indivíduos de origem exótica, ao contrário do Ecossistema de Referência. O teste Qui-quadrado revelou que as áreas não apresentam distribuição igual quanto às classes sucessionais ($\chi^2=162,02$ g.l.=4, $p<2,2E-16$). A área de oito anos foi a que teve maior porcentagem de espécies exóticas, sendo que a espécie exótica *C. abyssinica* representou grande parte dos indivíduos amostrados. No plantio de 12 anos *L. leucocephala* representou

10% desses indivíduos. O ecossistema de referência apresentou 21,6% de indivíduos de espécies exóticas devido à alta regeneração de *C. arabica*.

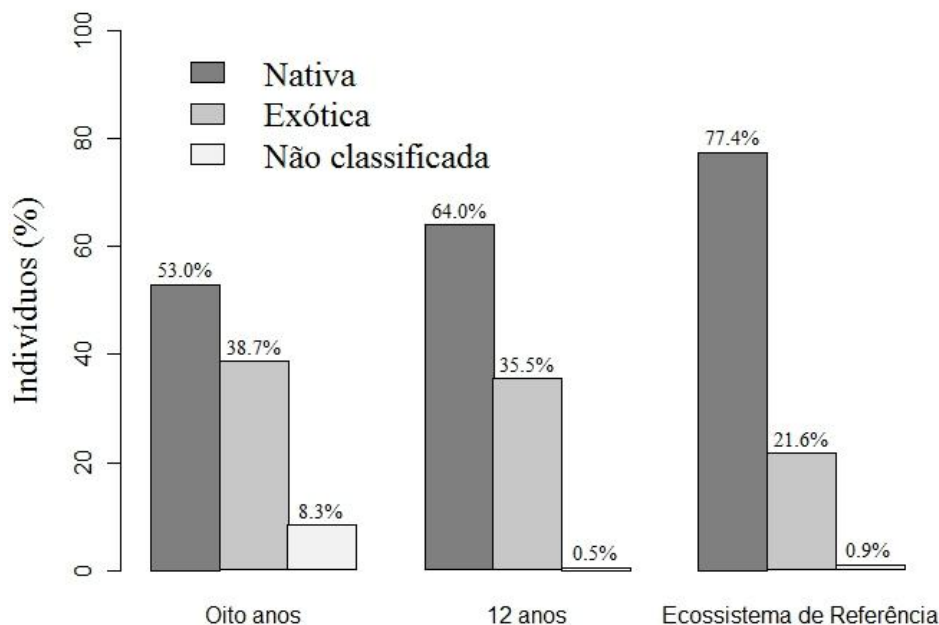


Figura 15- Origem das espécies (nativa e exótica) para duas áreas em processos de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil. Os valores são relativos às porcentagens de indivíduos em cada classe na regeneração natural.

A Tabela 18 traz as espécies de origem exótica encontradas no estrato arbóreo ($CAP \geq 10$ cm) e no estrato de regeneração ($Altura \geq 50$ cm e $CAP < 10$ cm). Foram registradas 40 espécies exóticas no estrato arbóreo, sendo que dessas, 16 foram encontradas no estrato de regeneração e 24 não foram encontradas regenerando. A presença dessas espécies exóticas do estrato arbóreo no estrato de regeneração é um indicativo de degradação do ecossistema, pois essas espécies já estão conseguindo se reproduzir. Atenção especial às que foram encontradas em elevado número, e em ambas as áreas em processo de restauração: *Cordia abyssinica* e *Leucaena leucocephala*. Para o Ecossistema de Referência foi registrado elevado número de indivíduos de *Coffea arabica*. Nenhuma das espécies exóticas das áreas em processo de restauração foi encontrada no Ecossistema de Referência, mas ainda assim existe a possibilidade dessas espécies conseguirem se dispersar para fora dos plantios.

Tabela 18- Espécies de origem exótica encontradas no estrato arbóreo (CAP \geq 10 cm) e no estrato regenerante (Altura \geq 50cm e CAP $<$ 10 cm) com respectivo número de indivíduos, para duas áreas em processo de restauração e um ecossistema de referência, em Araras, São Paulo, Brasil (continua)

ESPÉCIE	Oito anos		12 anos		Ecossistema de Referência	
	Arbóreo	Regeneração	Arbóreo	Regeneração	Arbóreo	Regeneração
<i>Cordia abyssinica</i> R. Br.	48	159	2	20		
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	10	42	63	95		
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	3		6	47		
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	4	9	65	7		
<i>Bixa orellana</i> L.			1	16		
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth		1	15	10		
<i>Psidium guajava</i> L.		1	36	7		
<i>Ricinus communis</i> L.	2	5		1		
<i>Syzigium cumini</i> (L.) Skeels	5		10	5		
<i>Spatodea campanulata</i> P. Beauv.	4		5	3		
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	2	3	2			
<i>Carica papaya</i> L.	2	3				
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	4	2				
<i>Genipa americana</i> L.	1	2				
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	2		6	1		
<i>Myrciaria glomerata</i> O.Berg				1		
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	8		12			
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	3		7			
<i>Handroanthus roseo-albus</i> (Ridl.) Mattos	8					
<i>Albizia lebbbeck</i> (L.) Benth.	6		1			
<i>Triplaris americana</i> L.	6					
<i>Melia azedarach</i> L.			4			
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	4					
<i>Sapindus saponaria</i> L.	4					
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	3					
<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	3					
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	3					
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	3					
<i>Annona muricata</i> L.	2					
<i>Basiloxylon brasiliensis</i> (All.) K.Schum.	2					
<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	2					
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	2					
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	1		1			
<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	1		1			
<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) K.Schum.			1			
<i>Dillenia indica</i> L.	1					
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	1					

Tabela 18- Espécies de origem exótica encontradas no estrato arbóreo (CAP \geq 10 cm) e no estrato regenerante (Altura \geq 50cm e CAP $<$ 10 cm) com respectivo número de indivíduos, para duas áreas em processo de restauração e um ecossistema de referência, em Araras, São Paulo, Brasil (conclusão)

ESPÉCIE	Oito anos		12 anos		Ecossistema de Referência	
	Arbóreo	Regeneração	Arbóreo	Regeneração	Arbóreo	Regeneração
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	1					
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	1					
<i>Myrciaria glazioviana</i> (Kiaersk.) G.M.Barroso ex Sobral	1					
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	1					
<i>Coffea arabica</i> L.					15	204
<i>Persea americana</i> Mill.					2	
<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck						1

Das 56 espécies de origem nativa presentes no estrato arbóreo (CAP \geq 10 cm) nas áreas em processo de restauração, 22 foram encontradas no estrato de regeneração (altura \geq 50 cm e CAP $<$ 10 cm) e 13 espécies foram encontradas no estrato de regeneração, mas não no arbóreo, Tabela 19.

Tabela 19- Espécies de origem nativa encontradas no estrato arbóreo (CAP \geq 10 cm) e no estrato regenerante (Altura \geq 50cm e CAP $<$ 10 cm), para duas áreas em processo de restauração, em Araras, São Paulo, Brasil (continua)

Espécie	Regeneração	Arbóreo	Sucessão
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	x	x	Pioneira
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	x	x	Pioneira
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	x	x	Pioneira
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	x	x	Pioneira
<i>Croton urucurana</i> Baill.	x	x	Pioneira
<i>Inga marginata</i> Willd.	x	x	Pioneira
<i>Inga vera</i> Willd.	x	x	Pioneira
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	x		Pioneira
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	x	x	Pioneira
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	x	x	Pioneira
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	x	x	Pioneira
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	x	x	Pioneira
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	x		Pioneira
<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	x		Pioneira
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.		x	Pioneira
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.		x	Pioneira
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke		x	Pioneira
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	x	x	SI
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	x	x	SI

Tabela19- Espécies de origem nativa encontradas no estrato arbóreo (CAP \geq 10 cm) e no estrato regenerante (Altura \geq 50cm e CAP $<$ 10 cm), para duas áreas em processo de restauração, em Araras, São Paulo, Brasil (continuação)

	Regeneração	Arbóreo	Sucessão
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	x	x	SI
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	x		SI
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	x	x	SI
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	x	x	SI
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	x	x	SI
<i>Piper aduncum</i> L.	x	x	SI
<i>Piper amalago</i> L.	x	x	SI
<i>Piper umbellatum</i> L.	x		SI
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	x	x	SI
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan		x	SI
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.		x	SI
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna		x	SI
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.		x	SI
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.		x	SI
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.		x	SI
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.		x	SI
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		x	SI
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.		x	SI
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	x	x	cl dossel
<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	x		cl dossel
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.		x	cl dossel
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman		x	cl dossel
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze		x	cl dossel
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze		x	cl dossel
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.		x	cl dossel
<i>Ficus eximia</i> Schott		x	cl dossel
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos		x	cl dossel
<i>Hymenaea courbaril</i> L.		x	cl dossel
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.		x	cl dossel
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	x		cl subosque
<i>Eugenia uniflora</i> L.	x		cl subosque
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	x	x	cl subosque
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	x		cl subosque
<i>Bauhinia</i> sp1	x		nc
Indeterminada 5	x		nc
Lauraceae sp1	x		nc
Solanaceae sp1	x		nc
<i>Dalbergia</i> sp.		x	nc

Tabela19- Espécies de origem nativa encontradas no estrato arbóreo ($CAP \geq 10$ cm) e no estrato regenerante ($Altura \geq 50$ cm e $CAP < 10$ cm), para duas áreas em processo de restauração, em Araras, São Paulo, Brasil (conclusão)

Espécie	Regeneração Arbóreo	Sucessão
<i>Fabaceae</i> sp 1	x	nc
<i>Fabaceae</i> sp 2	x	nc
indet 1	x	nc
indet 2	x	nc
indet 3	x	nc
indet 4	x	nc
indet 5	x	nc
indet 6	x	nc
Malvaceae	x	nc
<i>Petiviera</i> sp.	x	nc
<i>Piper</i>	x	nc
<i>Pouteria</i> sp.	x	nc

As porcentagens de indivíduos das classes sucessionais para cada área são apresentadas na Figura 16. As áreas em processo de restauração apresentaram poucos indivíduos nas classes clímax (sobosque e dossel) e muitos na secundária inicial, além de muitas espécies exóticas, ao contrário do Ecossistema de Referência. O teste Qui-quadrado revelou que as áreas não apresentam distribuição igual quanto às classes sucessionais ($\chi^2=1025$, g.l.=10, $p < 2,2E-16$).

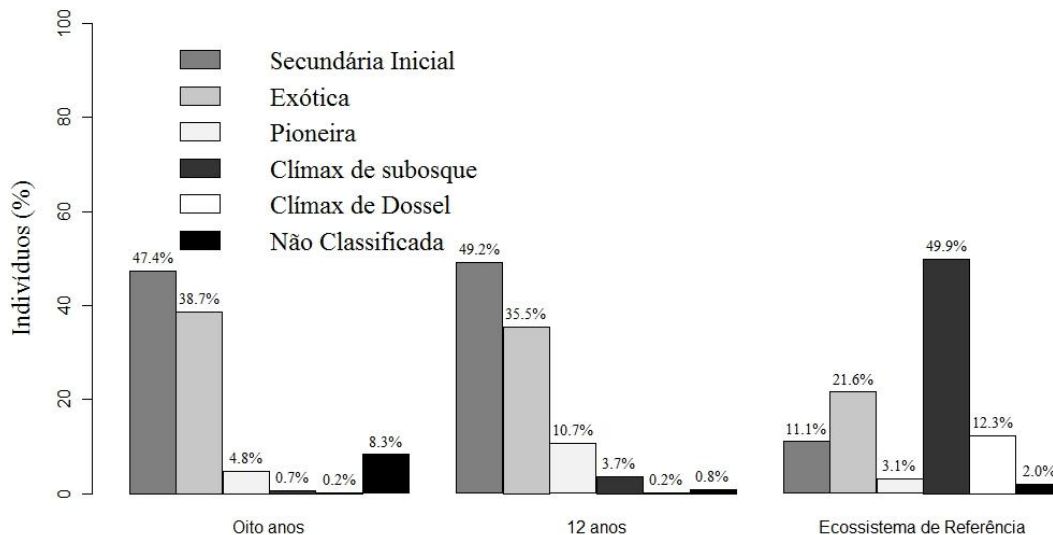


Figura 16-Classes de sucessão para duas áreas em processos de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil. Os valores são relativos às porcentagens de indivíduos em cada classe na regeneração natural

As porcentagens de indivíduos das síndromes de dispersão para cada área são apresentadas na Figura 17. Dentro da síndrome não zoocórica se encontram as espécies autocóricas e anemocóricas, que foram agrupadas a fim de simplificar os testes. A síndrome predominante nas três áreas foi a zoocórica, embora as áreas em processo de restauração também apresentem muitos indivíduos de origem exótica. O teste Qui-quadrado revelou que as áreas não apresentam distribuição igual quanto à síndrome de dispersão ($\chi^2=241,6$, g.l.=6, $p<2,2E-16$).

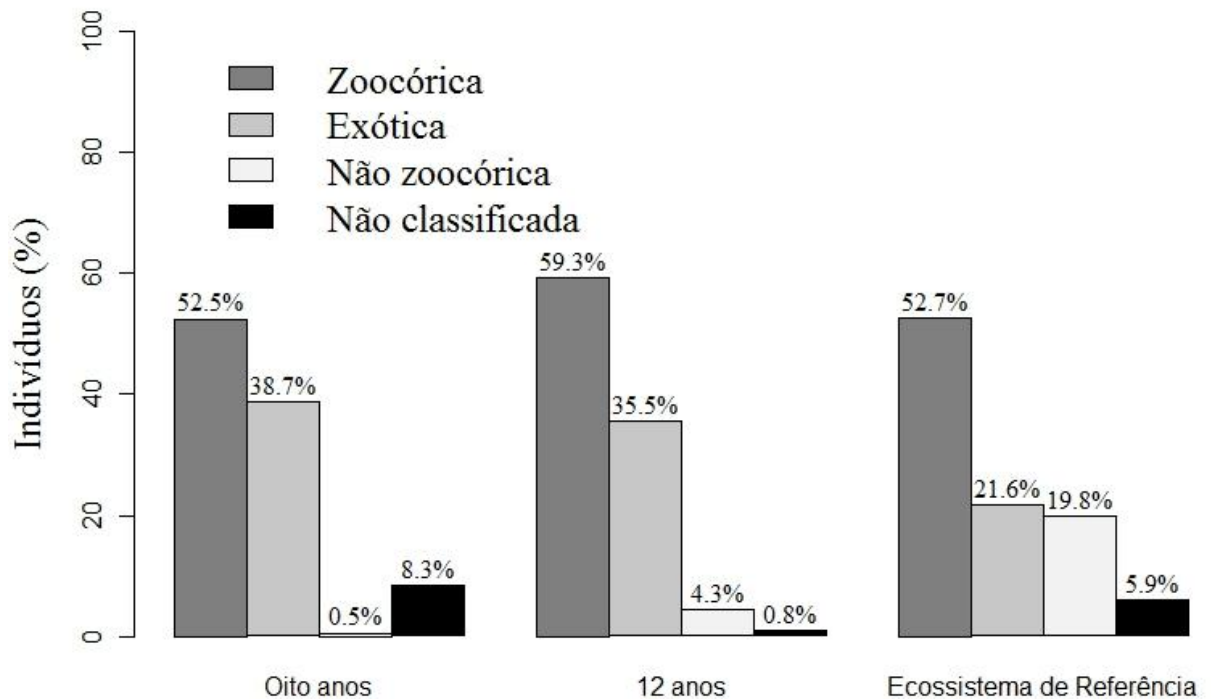


Figura 17- Síndromes de dispersão para duas áreas em processos de restauração (oito e 12 anos) e um ecossistema de referência em Araras, São Paulo, Brasil. Os valores são relativos às porcentagens de indivíduos em cada classe.

5 DISCUSSÃO

5.1 Caracterização florística e estrutural da comunidade arbórea (CAP \geq 10 cm) das áreas em processo de restauração e do ecossistema de referência

Para as variáveis analisadas era esperado que o ecossistema de referência apresentasse estrutura e composição mais complexas que as áreas em processo de restauração, enquanto a área de 12 anos, pelo maior tempo que as espécies do plantio tiveram para crescer, também deveria apresentar estrutura mais complexa que a área de oito anos.

A riqueza esperada para o ecossistema de referência foi maior que das áreas em processo de restauração. O ecossistema de referência teve longo tempo para evoluir na paisagem e suas espécies se adaptarem às condições, sendo constituído por sistemas mais complexos. Entretanto, o uso de uma única área para caracterizar o ecossistema de referência deve ser visto com ressalva, uma vez que essa área teve uma trajetória histórica que não necessariamente se repetirá para as áreas em processo de restauração (WHITE; WALKER, 1997), embora atualmente estejam inseridas no mesmo contexto (paisagem composta principalmente pela cultura canavieira).

A Tabela 20 traz parâmetros encontrados em outros levantamentos de áreas em processo de restauração de matas ciliares como também de remanescentes florestais de Floresta Estacional Semidecidual.

Para áreas em processo de restauração a riqueza de espécies variou de 17 a 106, e não teve necessariamente relação com a idade das áreas. As áreas em processo de restauração do presente estudo obtiveram valores dentro do encontrado para os outros estudos.

Para fragmentos florestais nativos os valores variaram de 37 a 117, o remanescente do presente estudo apresentou riqueza elevada quando comparado com esses outros estudos, visto que a amostragem foi menor (0,3 ha). O estimador de riqueza de Jackknife de 1ª ordem estimou 114 espécies para essa área. Outros estudos já apontaram riqueza superior às apresentadas na Tabela 20 para a Floresta Estacional Semidecidual, como o de Meira-Neto et al. (1989) com 237 espécies e também riqueza inferior como o trabalho de Gibbs e Leitão-Filho (1978), com 57 espécies.

A SMA-8 é uma Resolução da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo que fixa orientação para o reflorestamento de áreas degradadas. Essa Resolução diz que no final do processo de restauração, deverá haver 80 espécies florestais nativas de ocorrência regional (BRANCALION et al., 2010). Pela estimativa de riqueza de Jackknife de 1ª ordem a área de oito anos deverá apresentar 45 espécies e de 12 anos 48 espécies de origem nativa e

ocorrência local, valores bem inferiores ao desejado, sugerindo a provável necessidade posterior de enriquecimento assistido.

Tabela 20 - Riqueza e estrutura de florestas em processo de restauração e ecossistema naturais de Floresta Estacional Semidecidual em São Paulo

Estudo	Limite de inclusão	Idade	Amostragem (ha)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² .ha ⁻¹)	S	H'
FLORESTAS PLANTADAS							
Presente estudo	PAP \geq 10 cm	8	0,3	1100	31,2	69	3,66
	PAP \geq 10 cm	12	0,3	1.486,6	21,1	51	3,19
Presente estudo (espécies nativas)	PAP \geq 10 cm	8	0,3	586,6	14,1	34	3,07
	PAP \geq 10 cm	12	0,3	693,6	7,6	33	2,97
Mônico (2012)	PAP \geq 15 cm	13	1	1.065	26,4	57	3,34
Preiskorn (2011)	PAP \geq 15 cm	8	0,75	796	19,92	66	3,63
	PAP \geq 15 cm	23	0,72	936	29,44	92	3,67
	PAP \geq 15 cm	55	0,54	1.057	40,77	93	3,94
	PAP \geq 15 cm	94	0,12	1.467	61,14	26	2,33
Castanho (2009)	PAP \geq 10 cm	18	1	1.214	21,82	106	3,47
	PAP \geq 10 cm	20	1	1.318	29,81	87	3,1
Pulitano, Durigan e Dias (2004)	PAP \geq 15 cm	18	0,1	620	37	23	2,88
	PAP \geq 15 cm	28	0,1	1.170	51,3	38	2,28
Souza (2000)	PAP \geq 15 cm	5	0,27	1.426	14,8	23	2,18
	PAP \geq 15 cm	9	0,18	1.661	24,9	26	2,4
	PAP \geq 15 cm	10	0,36	1.528	22,4	17	3,03
FLORESTAS NATURAIS							
Presente estudo	PAP \geq 15 cm	-	0,3	1.253,33	21,5	81	3,19
	PAP \geq 10 cm	-	0,3	1.813,13	22,2	71	3,15
Leite e Rodrigues (2008)	PAP \geq 15 cm	-	0,945	1.495,24	-	117	4,011
Gandolfi (2000)	PAP \geq 15 cm	-	0,35	654,27	-	37	2,84
	PAP \geq 15 cm	-	0,35	1.097	-	68	3,47
	PAP \geq 15 cm	-	0,35	1.297,14	-	90	3,96
Durigan et al. (2000)	PAP \geq 15 cm	-	0,6	1.080	31,2	62	2,41
Ivanauskas, Rodrigues e Nave (1999)	PAP \geq 15 cm	-	0,42	2.271,43	31,93	97	3,77
Rodrigues (1991)	PAP \geq 15 cm	-	0,785	2.472,61	33,94	108	3,5
Kotchetkoff- Henriques (1989)	PAP \geq 15 cm	-	1,28	694	15,49	85	3,61

Existe uma ampla discussão sobre a aplicação dessa lei (ARANSON 2010; BRANCALION et al., 2010; DURIGAN et al., 2010). Brancalion et al. (2010) argumentam que a restauração com elevada diversidade de espécies arbóreas pode levar a criação de diferentes micro-habitats, criando diversos nichos que facilitarão a auto sustentação da floresta. No entanto, Durigan et al. (2010) afirmam que não existem provas científicas que confirmem essa conclusão, e que a busca por elevado número de espécies, quando não bem planejada, acaba trazendo danos, como identificações errôneas, contaminação genética e extinção de populações localmente rara pelo não cuidado na coleta das sementes. O uso de elevado número de espécies por si só não é garantia de sucesso das ações de restauração, mas se o objetivo ou um dos objetivos é a restauração da biodiversidade de espécies nativas, a sua obtenção precoce é um ganho efetivo.

As famílias de maior número de espécies nas áreas em processo de restauração foram parecidas com outras áreas restauradas também. Fabaceae foi a família de maior riqueza no estudo de Souza (2000). Preiskorn (2011) encontrou para seis áreas em processo de restauração as famílias Fabaceae, Malvaceae, Rutaceae, como mais importantes, sendo que Euphorbiaceae, Meliaceae e Bignoniaceae também tiveram elevado número de espécies. Castanho (2009) em área restaurada em Iracemápolis encontrou as famílias Fabaceae, Bignoniaceae, Malvaceae, Myrtaceae e Rutaceae como as de maior riqueza. As famílias mais importantes no estudo de Mônico (2012) também foram Fabaceae, Malvaceae e Bignoniaceae.

Para ecossistemas naturais, foi encontrado em uma floresta no município de Rio Claro (SP), próximo ao ecossistema de referência do presente estudo as mesmas famílias como as de maior riqueza: Fabaceae, Lauraceae, Rutaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae e Meliaceae (PAGANO; LEITÃO-FILHO, 1987). Ivanauskas, Rodrigues e Nave (1999) encontraram em Itatinga (SP) Myrtaceae, Lauraceae e Euphorbiaceae como as de maior riqueza.

Oliveira-Filho, Jarenkow e Rodal (2006) classifica as Florestas Estacionais Semidecíduais entre as latitudes 16° e <23°30'S com altitude variando de 300 a 700 metros como Floresta Estacional Semidecidual Inferomontana, e para essas florestas as principais famílias são: Fabaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Lauraceae.

A composição no nível de família das áreas em processo de restauração assim como do ecossistema de referência foi similar à encontrada na literatura.

Para composição no nível de gêneros Oliveira-Filho e Fontes (2000) citam *Eugenia*, *Ocotea*, *Myrcia*, *Miconia*, *Machaerium*, *Ficus*, *Inga*, *Casearia* como os de maior riqueza para a região.

As áreas em processo de restauração apresentaram baixa similaridade florística com o ecossistema de referência, sendo que entre elas a similaridade foi maior (0,26), provavelmente devido a escolha das espécies no plantio ter sido a mesma.

Preiskorn (2011) encontrou baixa similaridade de Jaccard entre seis áreas em processo de restauração de Floresta Estacional Semidecidual, sendo o maior valor encontrado 0,25. Sansevero (2008) comparando áreas em processo de restauração com ecossistemas de referência de diferentes graus de perturbação em Floresta Ombrófila Densa, encontrou baixa similaridade dos ecossistemas de referência com os plantios, algo esperado para plantios em paisagens muito fragmentadas.

A composição de florestas em processo de restauração de idades recentes tem mais a ver com a disponibilidade das espécies nos viveiros na hora do plantio. É de se esperar que, com o aumento do tempo e ao longo do processo sucessional a riqueza dessas áreas aumente desde que a paisagem seja permeável (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A riqueza é uma variável que se recupera relativamente mais cedo que outras, podendo ser semelhante a uma área madura no intervalo de 15-70 anos, mas não a composição (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001, NORDEN et al., 2009).

O ecossistema de referência apresentou o maior valor de densidade, seguido pela área de 12 anos e depois pela de oito anos. Essa maior densidade do plantio de 12 anos pode ser devida a maior idade, sendo que no plantio mais recente, os indivíduos ainda podem não ter alcançado o limite de inclusão estabelecido. Comparando as áreas do presente estudo com outras florestas naturais e plantadas (Tabela 20) percebe-se a densidade variando de 620 a 1661 ind.ha⁻¹ nas florestas plantadas, não sendo possível estabelecer relação entre idade e densidade, e de 694 a 1813,13 ind.ha⁻¹ nos remanescentes naturais. As áreas de estudo apresentaram valores dentro do encontrado na literatura.

Para área basal, o plantio mais recente apresentou o maior valor, superando o ecossistema de referência, mas isso se deve às características de uma única espécie exótica que representou 40% (*C. abyssinica*) da área basal do plantio. Quando se considera somente as espécies nativas, as áreas em processo de restauração do presente estudo apresentaram os menores valores. Em outros estudos (Tabela 20), a área basal variou de 14,8 a 61,14 m².ha⁻¹ nas áreas em processo de restauração, sendo que parece ocorrer relação entre dominância e

idade. Para ecossistemas naturais os valores encontrados variaram de 15,49 a 33,94 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, lembrando que essas áreas são formadas por mosaicos de manchas de diferentes idades.

Sansevero (2008), no estudo de florestas em processo de restauração comparadas com ecossistemas naturais de mesma idade e ecossistemas maduros encontrou maior densidade para área em estágio intermediário de sucessão e maior área basal para a floresta mais madura.

A diversidade foi maior no ecossistema de referência. Esse índice reflete a riqueza e o modo como ela está distribuída entre os indivíduos (DURIGAN, 2003). Para outras áreas em processo de restauração foram observados valores variando de 2,18 a 3,94, enquanto ecossistemas naturais apresentaram 2,41 a 4,01.

A comparação das áreas em processo de restauração do presente estudo com esses outros trabalhos revelou que as áreas apresentaram valores de composição (riqueza) e estrutura (densidade, dominância e diversidade) bem inferiores aos relatados, quando analisadas apenas as espécies de origem nativa com ocorrência regional.

A distribuição em classes de diâmetros para as áreas revelou que o ecossistema de referência apresenta maior porcentagem de indivíduos nas menores classes que as áreas em processo de restauração. Segundo Machado et al. (2009), a distribuição em classes diamétricas em florestas nativas heterogêneas ocorre na forma de J invertido, onde, em geral, essa alta concentração de muitos indivíduos de menor tamanho indica que a floresta está continuamente se regenerando. A área de 12 anos é a que está com mais indivíduos nas menores classes, quando comparada à de oito anos, indicando que o processo de regeneração está começando a ocorrer, enquanto a área mais recente é provavelmente composta em sua maioria pelos indivíduos do plantio. No entanto, essa abordagem precisa ser vista com ressalva, olhando também a composição das espécies que estão regenerando, pois pode ser fruto de um distúrbio, plantios pouco espessados e espécies exóticas.

Em relação à distribuição vertical, o ecossistema de referência apresentou padrão do tipo sigmoide, que é relatado por Pinto e Oliveira-Filho (1999) como o ocorrente em florestas tropicais heterogêneas, indicando a autorregeneração da floresta. A área em processo de restauração de 12 anos também apresentou esse perfil, enquanto o plantio de oito anos apresentou distribuição mais uniforme, refletindo novamente os indivíduos do plantio.

A área em processo de restauração de 12 anos apresentou maior porcentagem de indivíduos não plantados que a área de oito anos, e essa diferença foi significativa. Esses indivíduos que não foram plantados e já alcançaram o estrato arbóreo podem ter origem interna (autóctone) ou externa (alóctone), embora definí-la seja difícil. Esse maior número de

indivíduos fora da linha do plantio pode ser devido à idade maior da área de 12 anos, onde já houve tempo das espécies presentes se reproduzirem e seus descendentes alcançarem o limite de inclusão ($CAP \geq 10$ cm), às diferenças das próprias espécies presentes em cada plantio, onde o plantio de 12 anos poderia ter mais espécies que se reproduzem precocemente, ou mesmo às características ambientais locais.

O que chama atenção na área de 12 anos é o elevado número de indivíduos fora da linha de plantio das espécies *Piper aduncun* e *Zanthoxylum fagara*. Essas espécies são dispersas por animais (aves e morcegos), e estão associadas a ambientes de bordas e clareiras, sendo disseminadas pelas fezes desses animais, sendo que as aves defecam geralmente em poleiros, enquanto os morcegos durante o voo (SILVA, 2003).

A dispersão dessas espécies zoocóricas está ligada a configuração da paisagem e proximidade de outros remanescentes florestais, bem como presença de indivíduos arbóreos isolados na paisagem (GUEVARA; LABORDE, 1993). Esses dados indicam que a área tem sido visitada por agentes dispersores (MÔNICO, 2012).

Dentre os indivíduos não plantados com $CAP \geq 10$ cm para área de 12 anos também foi encontrada elevada densidade de *Leucaena leucocephala* e *Schinus terebinthifolius*, a primeira exótica e invasora e a segunda nativa, mas de ocorrência não regional. *L. leucocephala* é uma espécie agressiva que produz flores e frutos durante praticamente todo o ano e é encontrada disseminada na região (SIQUEIRA, 2002).

Para a área em processo de restauração de oito anos, *Croton urucurana* foi a espécie com maior número de indivíduos fora da linha de plantio. Essa espécie é pioneira e já está, portanto em fase reprodutiva.

Pulitano, Durigan e Dias (2004) no estudo de áreas em processo de restauração de FES no oeste do Estado de São Paulo com limite de inclusão de $CAP \geq 15$ cm encontraram 88% de indivíduos plantados para área com idade de 18 anos e 69% na área de 28 anos.

Castanho (2009) encontrou para área em processo de restauração (FES em Iracemápolis-SP) de 18 anos 66,2% indivíduos plantados e na área de 20 anos 60,4% dos indivíduos. Seu critério de inclusão era $CAP \geq 10$ cm.

Souza (2000) em áreas em processo de restauração de FES no Pontal do Paranapanema (SP) com limite de inclusão de $CAP \geq 15$ cm encontrou porcentagem de indivíduos plantados de 88%, 98% e 0% para áreas de 10, 9 e 5 anos respectivamente.

Em relação à origem para o estrato arbóreo ($CAP \geq 10$ cm), as áreas em processo de restauração apresentaram muitas espécies exóticas.

Espécie exótica é aquela levada para fora de sua distribuição natural. Uma espécie exótica pode vir a se tornar uma espécie invasora, quando apresenta altas taxas de crescimento, reprodução e dispersão (RICHARDSON et al., 2000), se tornando competitivamente superior às nativas. A invasão biológica vem sendo citada como uma das principais causas de perda de biodiversidade e degradação de ecossistemas (VIEIRA, 2009).

Outros estudos em áreas em processo de restauração também já encontraram elevado percentual de espécies de origem exótica (PREISKORN, 2011; MÔNICO, 2012), principalmente em plantio antigos, que não usavam a lógica atual para restauração (espécies nativas regionais, elevada diversidade e grupos funcionais). Mônico (2012) lista algumas das causas do uso dessas espécies “não desejáveis” nos plantio de restauração: falta de capacitação de viveiristas, por acharem que essas espécies não causam problemas e identificação errônea.

As espécies exóticas, muitas vezes competem com as nativas e acabam sendo competidoras superiores, por não terem, por exemplo, os patógenos que ali se encontram. Keane e Crawley (2002) agumentam que uma espécie introduzida em novo ambiente faz menos interações com a comunidade local que as nativas. Algumas formam banco de sementes que persiste no solo por muitos anos, ou até mesmo conseguem germinar em vários níveis de luz, além de produzirem compostos alelopáticos, sendo, portanto, difícil controlar e eliminar essas espécies do plantio (VIEIRA, 2009).

Das espécies exóticas e/ou nativas não regionais encontradas nos plantios, no Paraná, *H. dulcis* é considerada invasora e *S. cumini* é visto impedindo regeneração de outras espécies sob sua copa pela densa camada de folhas que forma (VIGILATO; ZAMPAR, 2011).

Vieria (2004), no estudo de chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural sob copa de três espécies em área em processo de restauração de FES, apontou a exótica *C. abyssinica* com grande potencial regenerativo em áreas abertas, podendo vir a permanecer na área, causando distúrbios em longo prazo. De acordo com Durigan et al. (2010), essa espécie germina facilmente, é amplamente dispersa pela fauna e se estabelece fora das áreas de plantio, apresentando assim grande potencial invasor. Essa espécie foi introduzida em muitos projetos de restauração no interior do Estado de São Paulo por erro de identificação, sendo confundida com a nativa de ocorrência regional *Cordia superba* (DURIGAN et al., 2010). *C. abyssinica* foi encontrada com elevada densidade nas áreas em processo de restauração do presente estudo.

L. leucocephala, que também foi encontrada em elevada densidade principalmente na área de 12 anos, é apontada por Siqueira (2002) como invasora na região,

pois forma banco de sementes no solo, tem floração e frutificação durante todo o ano, é capaz de regenerar tanto na sombra quanto na luz além de ter potencial alelopático.

A escolha das espécies tem que ser feita de forma criteriosa, até mesmo com as espécies nativas. Barbosa (2009) cita como não recomendada, a espécie *S. terebinthifolius* que é amplamente usada em projetos de restauração. Sua copa apresenta formato espalhado, mas não é boa sombreadora, quando jovem apresenta porte arbustivo, o que foi visto em ambas as áreas em processo de restauração do presente estudo, o grande número de galhos que se formam acabam por impedir a regeneração sob ela.

Uma discussão mais detalhada será fornecida no item sobre a presença de espécies exóticas na regeneração (altura ≥ 50 cm e CAP < 10 cm), evidenciando a necessidade de retirada dessas espécies (manejo) e sua contraindicação para restauração ecológica.

A zoocoria foi a síndrome de maior número de indivíduos no escossistema de referência. Para as áreas em processo de restauração, excetuando-se as espécies exóticas, que não foram classificadas, a zoocoria foi predominante na área de 12 anos e as síndromes não zoocóricas foram as principais na área de oito anos.

Em florestas plantadas para fim de restauração foi encontrada dispersão zoocórica predominante no estudo de Preiskorn (2011), de FES no interior do Estado de São Paulo, enquanto anemocoria no trabalho de Mônico (2012), para a área de Santa Bárbara do Oeste, São Paulo, (FES).

Castanho (2009) encontrou anemocoria predominante para os indivíduos plantados e zoocoria para sobosque, em Iracemápolis, São Paulo, (FES). Sansevero (2008) encontrou densidade de espécies de dispersão por zoocoria aumentando de acordo com idade, sendo que nos plantios, o subosque apresentou maior porcentagem de indivíduos zoocóricos que o estrato arbóreo no estudo de áreas em processo de restauração comparadas a ecossistemas de referência de diferentes idades para Floresta Ombrófila no Estado do Rio de Janeiro.

Para florestas naturais a relação da estrutura vertical com as síndromes de dispersão já foi relatada por Giehl et al. (2007), onde a autocoria predomina nas classes inferiores de altura, sendo essa estratégia a ideal para o ambiente sem ventos fortes, enquanto anemocoria seria interessante para os indivíduos emergentes. As espécies de dispersão zoocórica estariam distribuídas por todo o espaço vertical, sendo a estratégia mais utilizada. Os plantios com fins de restauração costumam ser um subconjunto de padrões que ocorrem nas florestas, onde são privilegiadas as espécies arbóreas do dossel, geralmente pela maior

facilidade de produção de sementes e mudas dessas espécies em viveiros. Seria importante que começasse a pensar também na incorporação de espécies de subosque.

Nas florestas tropicais, a grande maioria das plantas é dispersa por animais (NUNES et al., 2003). A fim de garantir a auto sustentabilidade da floresta, restaurar essas interações chega a ser mais importante que simplesmente aumentar o número de espécies (JORDANO et al., 2006).

Para as classes de sucessão, no ecossistema de referência houve prodomínio de indivíduos de espécies clímax de sobosque, enquanto essa categoria foi praticamente ausente nas áreas em processo de restauração. Para os plantios, as categorias predominantes foram pioneira e secundária inicial.

A sucessão em florestas tropicais ocorre geralmente com a ocupação da área por espécies pioneiras, que são mais tolerantes às condições adversas, sendo que com o passar do tempo essas vão sendo substituídas por espécies finais da sucessão.

Em fragmentos naturais de Floresta Estacional Semidecidual (IVANAUSKAS; RODRIGUES; NAVE, 1999; NUNES et al., 2003; LEITE; RODRIGUES, 2008) a categoria de sucessão predominante é a não pioneira, sendo que as espécies pioneiras são restritas às bordas e clareiras, realizando o processo de cicatrização.

Barbosa et al. (2007) na avaliação de 98 áreas com finalidade de restauração no estado de São Paulo encontrou que em média 2/3 das espécies utilizadas são dos estágios iniciais da sucessão, muitas vezes levando ao insucesso.

O uso de espécies pioneiras nos plantios de restauração permite que a área apresente fisionomia florestal em pouco tempo, com fechamento do dossel e consequente sombreamento do subosque, dificultando a competição com as herbáceas invasoras, principalmente as gramíneas (BRANCALION et al., 2009). Entretanto, conforme já mencionado na literatura (MÔNICO, 2012), quando a densidade de pioneiras é elevada e não está espacialmente bem distribuída, a evolução da área é comprometida, pois essas espécies apresentam ciclo de vida curto (15~20 anos), não garantindo a formação de dossel em longo prazo. Quando morrem formam grandes clareiras, e, como geralmente as áreas nessas idades ainda não apresentam subosque formado (MELO, 2004), são rapidamente recobertas por gramíneas que retardam a sucessão.

Ao longo do processo sucessional de florestas naturais ocorrem mudanças. Os estágios iniciais quando comparados aos mais avançados geralmente são caracterizados por menor área basal e altura do dossel, maior densidade de indivíduos, maior ocorrência de espécies pioneiras e dispersas por fatores abióticos, enquanto menor ocorrência das tolerantes

à sombra e dispersas por animais (PARTHASARATHY, 1999; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; RONDON-NETO et al., 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; NUNES et al., 2003).

De acordo com Chazdon (2008), na sucessão secundária em florestas tropicais, ocorre um rápido aumento na complexidade estrutural e na riqueza, enquanto o retorno da composição pré-distúrbio pode nunca ocorrer. Ainda de acordo com a autora, existe uma complexa interação entre os processos estocásticos e determinísticos. As variáveis que apresentam tendências convergentes são as características estruturais, formas de vida e grupos funcionais, enquanto a composição é determinada por eventos aleatórios, como dispersão de propágulos, interações entre as espécies (competição, predação) entre outros.

Para as áreas em processo de restauração ter estruturação trófica é necessário incorporar grande riqueza de estratégias biológicas no plantio inicial (BRANCALION et al., 2010).

O uso de menor limite de inclusão ($CAP \geq 10$ cm) que o normalmente utilizado ($CAP \geq 15$ cm) não interferiu nos resultados das variáveis analisadas para as áreas em processo de restauração, já para o ecossistema de referência foi possível observar maior densidade quanto menor o limite, pela detecção de indivíduos de espécies típicas do sobosque. Sonogo, Backes e Souza (2007) também encontraram para floresta mista de araucária no sul do Brasil que o limite de inclusão menor torna a densidade maior, sendo que as espécies típicas de subosque (de menor porte) são as responsáveis por esse aumento. Esses dados indicam novamente a ausência da formação do sobosque com as espécies típicas para as áreas em processo de restauração do presente estudo. Era desejado que com essas idades (oito e 12 anos) já houvesse um incremento da dispersão autóctone (indivíduos do próprio plantio já se reproduzindo) e que o menor limite de inclusão pudesse detectar esse padrão.

Os resultados indicam que embora a comunidade arbórea ($CAP \geq 10$ cm) das áreas em processo de restauração do presente estudo apresente uma fisionomia florestal (densidade e área basal) dentro do esperado para áreas recentes, ela não é refletida em diversidade de espécies nativas, nem em diversidade de estratégias biológicas, sendo necessárias estratégias de enriquecimento, principalmente de espécies clímax e zoocóricas que virão garantir a sustentabilidade das áreas e manejo adaptativo das espécies exóticas.

Diante do apresentado, fica clara a importância da configuração da paisagem e uso de espécies nativas atrativas para a fauna e que se reproduzam precocemente. E deve-se pensar em maneiras de manejo de espécies invasoras, para não comprometer a evolução das áreas. Assim os fatores que influenciam o sucesso ou não de uma área em processo de

restauração estão ligados a: escolha de espécies no plantio; características abióticas do local (clima, solo); distribuição das espécies entre os grupos (Secundárias, Pioneiras e Clímax) e também no espaço; presença de outras fontes de propágulos (remanescentes florestais e/ou outras áreas em processo de restauração), sendo importante analisar as características dessas fontes, como distância, tamanho e conservação.

5.2 Caracterização da regeneração natural (altura \geq 50 cm e CAP $<$ 10 cm) de áreas em processo de Restauração com base no Ecossistema de Referência

A riqueza observada assim como a esperada, considerando apenas as espécies de origem nativa para a regeneração natural do ecossistema de referência foi superior a das áreas em processo de restauração, sendo a de idade 12 anos superior a de oito anos. Esses resultados se refletiram na diversidade de Shannon. A floresta em restauração deve passar por processos importantes entre essas duas idades, como por exemplo, as espécies do plantio inicial entrando em fase reprodutiva e deixando seus descendentes ou a chegada de propágulos alóctones, evidenciando novamente a importância do monitoramento nessas idades. Entretanto, a regeneração de ambas as áreas em processo de restauração apresentou riqueza de nativas inferior ao estrato arbóreo dessas áreas (CAP \geq 10 cm). Esse pode ser um indicativo que as espécies não estão regenerando e/ou também que as áreas não estão catalizando espécies vindas de outras fontes, talvez pela impermeabilidade da matriz.

A densidade da regeneração foi maior para o ecossistema de referência e não diferiu entre as áreas em processo de restauração.

A Tabela 21 traz os parâmetros de riqueza e estrutura da regeneração natural de outras florestas em processo de restauração assim como de florestas naturais. Para áreas em processo de restauração, os parâmetros relacionados à riqueza e densidade parecem estar relacionados à idade dos plantios, sendo que as áreas do presente estudo apresentaram valores dentro dos encontrados para essas idades. Para florestas naturais esses parâmetros foram variáveis. Essas comparações tem que ser vista com ressalva, pois os estudos utilizaram diferentes limites de inclusão e intensidade amostral.

Metz et al. (2008) encontrou densidade média variando de 80.000 a 120.000 indivíduos.ha⁻¹, para quatro florestas tropicais (Panamá, Guiana Francesa, Equador e Malásia) sendo a variação interna de cada área (de acordo com recrutamento e mortalidade ao longo do tempo) maior que a variação média entre os locais. Esses resultados apontam novamente a necessidade de estudos em longo prazo de dinâmica da regeneração das florestas.

O aumento de riqueza e densidade da regeneração natural com o avanço da idade de áreas em processo de restauração já foi mencionado em estudos de dinâmica florestal (SOUZA, 2000; NAPPO et al., 2004). Melo e Durigan (2007) não encontraram regenerantes em plantios de restauração com idade inferior a sete anos, embora seja possível que plantios de restauração que estejam próximos a remanescentes florestais apresentem regeneração expressiva com 3,5 anos (Sergius Gandolfi, comunicação pessoal).

Tabela 21 - Riqueza e estrutura da regeneração natural de florestas em processo de restauração e ecossistema naturais

Estudo	Limite de inclusão	Idade	Densidade (ind.ha ⁻¹)	S	H'
FLORESTAS PLANTADAS					
Presente estudo	Altura \geq 50 cm e PAP<10 cm	8	9.783	27	1,99
		12	10.000	42	2,82
Presente estudo (espécies nativas)	Altura \geq 50 cm e PAP<10 cm	8	6.000	17	1,23
		12	6.450	30	1,89
Melo e Durigan (2007)	Altura \geq 30 cm	3 ou menos	0	0	0
		7	20.400	21	1,69
		9	7.500	17	1,84
		13	4.015	26	1,79
Vieira (2004)	Altura \geq 30 cm e < 2m	15	56.692,83 ¹	62	1,36 a 2,02
Souza (2000)	Altura \geq 50 cm e PAP<15 cm	5,5	0	0	-
		10	3.448	10	-
		11	6.499	16	-
Nappo, Fontes e Oliveira-Filho, (2000)	Altura \geq 30 cm	13	24.550 ²	34	2,65
		16	20.484,3 ³	63	2,85
FLORESTAS NATURAIS					
Presente estudo	Altura \geq 50 cm e PAP<10 cm	-	15.816	76	3,08
Mangueira (2012)	Altura \geq 30 cm e PAP<15 cm	-	174.894	15	3,884
		-	152.115	4	
		-		19	4,375
Grambone-Guaraniti (1999)	Altura \geq 50 cm e < 4m e PAP<15 cm	-	27.568	56	2,91

1- calculado com base em 4.337 indivíduos em 765 m² de área amostral, medidos sob a copa de três diferentes espécies.

2-calculado com base em 491 indivíduos em 200 m² de área amostral.

3-calculado com base em 1.946 indivíduos em 950 m² de área amostral.

4-área em matriz de cana.

5-área em matriz de pastagem.

Powers, Haggard e Fisher (1997), não encontraram diferença significativa na densidade da regeneração de áreas de sete anos de plantios de espécies nativas e/ou exóticas e

área controle (pastagem abandonada), mas o padrão de riqueza de espécies foi diferente, não sendo possível estabelecer padrões claros. Esses autores ainda encontraram que cobertura de samambaias e capins está negativamente relacionada à diversidade da regeneração e foi o fator que mais explicou a riqueza.

A composição em nível de família do ecossistema de referência foi a mesma observada em outros estudos de regeneração em florestas semidecíduais do interior do Estado de São Paulo (GRAMBONE-GUARANTINI, 1999; MANGUEIRA, 2012). Os autores citam que dentre as espécies encontradas no subosque dessas florestas as de maior abundância são: *A. klotzchii*, *Hybanthus atropurpureus*, *Maprounea sessiliflora* e *Trichilia elegans* para o estudo da mata de Santa Genebra, no município de Campinas (GRAMBONE-GUARANTINI, 1999) e *H. atropurpureus*, *A. arborescens*, *Trichilia casaretti*, *Eugenia florida* e *Psychotria carthagenensis* para o estudo de Mangueira (2012), em remanescentes inseridos em matriz de cana e de pastagem.

Para áreas em processo de restauração Souza (2000) encontrou Fabaceae como a de maior riqueza. Nappo, Fontes e Oliveira-Filho (2000) encontraram Asteraceae, Myrtaceae e Melastomataceae como as de maior riqueza. Vieira (2004) encontrou Myrtaceae e Fabaceae como as mais ricas. A composição florística desses estudos, como também das espécies de maior densidade foi muito variável, não sendo possível estabelecer padrões, sendo provavelmente reflexo das espécies usadas nos plantios.

A composição de famílias observada por Powers, Haggard e Fisher (1997) não variou entre os diferentes tratamentos (plantios com diferentes espécies nativas e/ou exóticas e área controle de pastagem abandonada). Esses autores encontraram maior diferença entre as diferentes classes de tamanho.

A utilização do índice de similaridade de Jaccard para comparação entre a regeneração (altura ≥ 50 cm e CAP < 10 cm) das três áreas de estudo indicou que as áreas em processo de restauração apresentam composição similar entre si e diferem do ecossistema de referência. Era de se esperar a que a regeneração das áreas em processo de restauração não se assemelhasse ao ecossistema de referência. Já a comparação entre os estratos (regenerante - altura ≥ 50 cm e CAP < 10 cm-, e arbóreo-CAP ≥ 10 cm-) revelou-se semelhante apenas para o ecossistema de referência. Alguns estudos já mostraram que a regeneração de uma área em estágios mais iniciais da sucessão apresenta alta similaridade com áreas maduras (ALVES; METZGER, 2006; NORDEN et al., 2009), indicando que as condições vão se tornando propícias ao desenvolvimento de espécies tardias do estágios sucessionais. Já Melo e Durigan (2007) encontraram baixa similaridade para regeneração natural e estrato arbóreo de áreas em

processo de restauração comparadas a ecossistema de referência. Comparações entre os diferentes estratos têm suas limitações, pois algumas espécies são típicas de subosque (MANGUEIRA, 2012), e obviamente nunca alcançarão o dossel da floresta.

A origem das espécies predominante nas três áreas de estudo foi nativa, o que era o desejado, entretanto houve muitos indivíduos de espécies de origem exótica, até para o ecossistema de referência (com a espécie *C. arabica*).

A exótica *C. arabica* já foi mencionada ocupando o subosque de Florestas Estacionais Semidecíduais da região (BERNACCI; LEITÃO FILHO, 1996; GRAMBONE-GUARANTINI, 1999). Essa espécie foi cultivada largamente na região, sendo abandonada para dar lugar à cultura canavieira. O subosque das florestas era usado como viveiros para a produção de suas mudas, sendo *C. arabica* largamente disseminada por pássaros (BERNACCI; LEITÃO FILHO, 1996). Sua presença nos remanescente, entretanto, não indica necessariamente necessidade de manejo.

Conforme discutido anteriormente, uma espécie exótica se torna invasora quando acaba deslocando populações de espécies nativas (RICHARDSON et al. 2000). Tem a ver com a capacidade de se reproduzir e ocupar os ambientes. O processo de invasão é caracterizado por três fases: a introdução da espécie; a colonização, quando ela inicia sua reprodução; e a naturalização, quando sua população consegue se autoperpetuar (RICHARDSON et al. 2000). Geralmente espécies com potencial invasor apresentam as seguintes características: crescimento rápido; curto período pré-reprodutivo; produção de grande número de sementes; alta plasticidade fenotípica, com tolerância a ambientes diversos (COSTA; DURIGAN, 2010). Portanto, nem toda espécie exótica é invasora, mas mesmo que a exótica não seja invasora, seu uso é desaconselhado, pois acaba desempenhando um papel muito pequeno no ecossistema, visto sua pouca interação com a biota nativa (KEANE; CRAWLEY, 2002).

Dentre as exóticas encontradas no estrato arbóreo que já são encontradas na regeneração natural com elevado número de indivíduos nas áreas em processo de restauração destaca-se *Leucaena leucocephala*, *Syzygium cumini*, *Tecoma stans*, *Cordia abyssinica*; *Schinus terebinthifolius* e *Pachira glabra*. Essas espécies já foram mencionadas em outros estudos com potencial invasor (SIQUEIRA, 2002; VIEIRA, 2004; INSTITUTO HORUS, 2011; VIGILATO; ZAMPAR, 2011), geralmente associadas à elevada regeneração, formação de banco de sementes permanente no solo, capacidade de germinar em diferentes condições, formação de compostos alelopáticos, impedimentos físicos à presença de outras espécies, entre outros.

Outras 10 espécies exóticas do estrato arbóreo também já foram encontradas na regeneração das áreas em processo de restauração, com menor número de indivíduos e 16 ainda não foram encontradas regenerando. As populações dessas espécies também podem vir a se autoperpetuar com o tempo, além do risco de contaminação de remanescentes naturais, embora essas 40 espécies exóticas amostradas não tenham sido encontradas no ecossistema de referência adotado no estudo.

Castanho (2009) chamou de “eficiência de ocupação precoce” a capacidade de uma espécie plantada se reproduzir e o número de regenerantes ser maior que o número de indivíduos do plantio, para áreas em processo de restauração de 18 e 20 anos de FES, em Iracemápolis, SP. Dentre as exóticas do trabalho do autor que foram encontradas no presente estudo regenerando, é possível citar *Psidium guajava*, *Schinus terebinthifolius*, *Syzygium cumini* e *Tecoma stans* com essa capacidade. Torna-se imprescindível que sejam adotadas técnicas de manejo adaptativo com retirada dessas espécies exóticas principalmente as que já estão presentes na regeneração e já foram apontadas com potencial invasor e reforçar sua não recomendação para projetos de restauração.

Para as espécies nativas, em comum com Castanho (2009), *Alchornea glandulosa*, *Casearia sylvestris*, *Centrolobium tomentosum*, *Citharexylum mirianthum*, *Enterolobium contortisiliquun*, *Handroanthus serratifolius*, *Inga vera*, *Myrsine ferruginea* e *Nectandra megapotamica* foram citadas com “eficiência de ocupação precoce”. É interessante que listas de espécies para restauração sejam pensadas com base nessas espécies.

Quanto às guildas de regeneração das áreas em processo de restauração, as espécies secundárias iniciais foram as dominantes, o que era de se esperar, visto que em plantios dessas idades, essas espécies são as que provavelmente conseguiram se reproduzir e deixar descendentes. Essa é uma variável que merece especial atenção e deve ser constantemente monitorada, pois a ausência de não pioneiras na regeneração pode impedir que a floresta avance nos processos sucessionais (MÔNICO, 2012).

Na regeneração de fragmentos naturais, as espécies pioneiras representam pequena percentagem do total de indivíduos (GROMBONE-GUARATINI, 1999; MANGUEIRA, 2012) e estão geralmente restritas às bordas e clareiras, onde realizam o processo de cicatrização.

Nappo et al. (2004) estudaram a regeneração em uma área que foi minerada e posteriormente revegetada com povoamento homogêneo de *Mimosa scabrella*. Os autores encontraram percentagem de pioneiras variando de 28,26% em levantamento realizado aos 16 anos, e 32,62 % três anos depois.

Segundo esquema proposto por Gandolfi (dados não publicados), as áreas em processo de restauração florestal passam por três fases: estruturação, consolidação e maturação. A estruturação é o fechamento do dossel, feito principalmente por espécies pioneiras, sendo que abaixo delas pode haver muitas combinações de espécies. É desejável que dentre essas espécies estejam as guildas clímax e principalmente secundárias, para chegar à fase seguinte, a consolidação. Caso sob as pioneiras existam apenas pioneiras, o dossel será sempre de pioneiras e a sucessão não progride (Sergius Gandolfi, comunicação pessoal). Na fase de maturação o dossel é composto por todas as guildas, assim como o subosque, e a floresta já passa a funcionar como as naturais onde ocorre a dinâmica de clareiras (WHITMORE, 1990a; 1990b).

As áreas de estudo em processo de restauração se encontram atualmente na fase de estruturação, sendo que sob o dossel quase não existem indivíduos clímax. Na regeneração do ecossistema de referência foi encontrada elevada proporção de indivíduos nas categorias clímax (dossel e sobosque), representando mais de 50% do total, enquanto nos plantios essas categorias foram pouco representadas, 0,9 e 3,9% para os plantios de oito e 12 anos, respectivamente.

A restauração geralmente é feita com espécies arbóreas de dossel (principalmente pioneiras e secundárias iniciais), pela maior disponibilidade de mudas em viveiros e pela necessidade de criação de estrutura florestal, sendo as espécies clímax de sobosque, pouco usadas nos projetos (KAGEYAMA, GANDARA, 2002; MÔNICO, 2012). A formação do sobosque dessas áreas pode ser feito através da espera da chegada de propágulos com o tempo, desde que a paisagem seja favorável, ou com enriquecimento (SANTOS 2011). O sobosque é muito importante para o funcionamento do ecossistema, grande parte da fauna depende exclusivamente dos recursos por ele fornecidos. Para as áreas do presente estudo, é necessário o enriquecimento com as espécies típicas, já que o estrato arbóreo atual ($CAP \geq 10$ cm) não será fonte de propágulos dessas espécies, visto que também foi pouco representativo (0% para a área de oito anos e 0,2% para a área de 12 anos) e a paisagem aparentemente tem se mostrado inóspita à chegada dessas espécies.

A zoocoria foi a síndrome de dispersão que predominou na regeneração das três áreas de estudo. Vale ressaltar novamente o elevado número de indivíduos do gênero *Piper* e *Zanthoxylum*.

A dispersão por zoocoria foi maioria em estudos da regeneração de áreas em processo de restauração (SILVEIRA; DURIGAN, 2004; VIEIRA, 2004; MELO; DURIGAN, 2007; FERREIRA et al., 2010), assim como remanescentes de FES (MANGUEIRA, 2012).

De fato, a zoocoria é a principal síndrome de dispersão observada em florestas tropicais, e a ausência dessa síndrome em florestas naturais, ou sua pouca representatividade, principalmente nos estratos inferiores da floresta, pode ser indicativo de distúrbio, que a área não tem sido visitada pelos agentes dispersores. Para florestas recentes em processo de restauração sua presença está muito mais ligada à escolha das espécies do dossel, que geralmente são as mais fáceis de serem produzidas em viveiro. A escolha das espécies do dossel exerce influência nos padrões de colonização da floresta e tem como função catalisar os processos sucessionais das áreas em processo de restauração (PARROTA, 1995).

Diante do apresentado é possível presumir que a regeneração de áreas em processo de restauração recentes (menos de 25 anos), quando a paisagem não é capaz de fornecer propágulos, é o reflexo das espécies que foram inicialmente plantadas e que já conseguiram se reproduzir, frisando novamente a importância de incorporar riqueza de estratégias biológicas no plantio inicial para a estruturação dessas áreas (BRANCALION et al., 2010).

6 CONCLUSÕES

Os resultados mostram que não houve similaridade na composição florística entre as áreas em processo de restauração e o ecossistema de referência, nem para o estrato arbóreo, nem para o regenerante. Já as duas áreas em processo de restauração foram similares floristicamente nos dois estratos, provavelmente devido à escolha das espécies do plantio, visto que este foi realizado pela mesma empresa, não indicando necessariamente que áreas em processo de restauração apresentem composição similar. A composição florística das áreas em processo de restauração não refletiu o ecossistema de referência.

A composição florística do estrato regenerante das áreas em processo de restauração é o resultado das espécies do plantio que já estão se reproduzindo (reprodução precoce) e de algumas poucas espécies que chegaram via dispersão (principalmente por animais) de algum outro remanescente. Merecem destaque as espécies dos gêneros *Piper* e *Zanthoxylum*. Os resultados evidenciam a importância da paisagem no contexto da restauração, já que a inexistência de remanescentes próximos desfavorece a chegada de novas espécies, exigindo que sejam utilizadas estratégias de enriquecimento da diversidade.

As espécies presentes em determinada área são o resultado da influência de fatores bióticos e abióticos. As condições ambientais (solo, clima, por exemplo), assim como a presença, distância e qualidade da fonte de propágulos, irão definir quais espécies se estabelecerão no ambiente, e, juntamente com as interações entre elas (competição, por exemplo), será determinada a composição da comunidade.

As características estruturais foram muito variáveis, o que era esperado para áreas recém-restauradas. Essas características estão mais ligadas às condições do plantio, como características da área, densidade (espaçamento do plantio), manutenção, escolha das espécies, época do plantio, entre outros. O uso do critério de inclusão menor ($CAP \geq 10$ cm) que o normalmente utilizado em outros trabalhos ($CAP \geq 15$ cm) possibilitou a detecção de mais padrões na estrutura do ecossistema de referência, mas não nas áreas em processo de restauração, indicando ausência de indivíduos de menor porte. Portanto, o uso de menor critério de inclusão, principalmente para áreas mais recentes pode ser interessante para melhor descrever a evolução das áreas.

O uso de grupos funcionais para avaliação das áreas foi uma ferramenta eficiente. As áreas em processo de restauração se encontram na fase de estruturação, sendo desejado que sobre dossel existam indivíduos das classes sucessionais secundárias e clímax para haver progressão na sucessão. O estrato regenerante (altura ≥ 50 cm e $CAP < 10$ cm), assim como o arbóreo ($CAP \geq 10$ cm), apresentaram razoável número de indivíduos de espécies

secundárias, mas as classes clímax (principalmente de subosque) se mostraram praticamente ausentes, ao contrário do ecossistema adotado como referência.

Para as síndromes de dispersão, a presença de espécies zoocóricas é um bom indicativo. Embora a área mais recente apresentasse maior proporção de indivíduos de espécies não-zoocóricas no estrato arbóreo, a maioria da regeneração é de indivíduos de espécies zoocóricas. A ausência ou pouca representatividade desse grupo é um indicativo que a área não tem sido visitada pela fauna, sendo necessárias ações corretivas, como enriquecimento com espécies atrativas de fauna, instalação de poleiros artificiais entre outros.

A presença de espécies exóticas e/ou nativas não regionais nas áreas em processo de restauração não é desejável, principalmente das espécies que apresentam potencial invasor. Tais espécies devem ser excluídas, por exemplo, com o anelamento dos indivíduos. Ainda existe o risco dessas espécies se dispersarem para fora dos plantios e invadirem os remanescentes próximos, elas são indicativos de degradação de ecossistemas. Alguns plantios ainda possuem essas espécies, embora a legislação atual seja bem restritiva quanto à sua presença nas Áreas de Preservação Permanente, tornando-se imprescindível que essas espécies sejam removidas. As áreas apresentaram estruturação florestal, mas essa estruturação não foi refletida na diversidade de espécies nativas, nem em diversidade de estratégias biológicas. Para que as áreas passem à consolidação e posteriormente à maturação são necessárias estratégias de enriquecimento com esses grupos funcionais ainda ausentes.

REFERÊNCIAS

- ALVES, L.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, SP, v. 6, n. 2, p.1-18, May/Aug. 2006.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105–121, Oct. 2009.
- ARONSON, J. What can and should be legalized in ecological restoration? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 451–454, May/June 2010.
- BARBOSA, L.M.; BARBOSA, K.C.; BARBOSA, J.M.; FIDALGO, A.O.; RONDON, J.N.; JUNIOR, N.N.; MARTINS, S.E.; DUARTE, R.R.; CASAGRANDE, J.C.; CARLONE, N.P. Estabelecimento de políticas públicas para recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo: o papel das instituições de pesquisa e ensino. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 162-164, 2007.
- BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2009. cap. 15.4, p. 289-312.
- BELLOTO, A; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Fase 1: Restauração fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 3. ed. São Paulo: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica. 2009. cap. 1, p. 11-14.
- BERNACCI, L.C.; LEITÃO FILHO, H.F. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 49-164, dez. 1996.
- BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.D.C.; ÀRBOCZ, G.F.; CATHARINO, E.L.M.; DURIGAN, G.; METZGER, J.P. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, n. único, p. 121-166, dez. 2006.
- BRANCALION, P.H.S; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Fase 2: plantio de árvores nativas brasileiras fundamentado na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S; ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 3. ed. São Paulo: ESALQ, LERF; Instituto BioAtlântica. 2009. cap. 1, p. 15-90.
- BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, May/June 2010 .
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque: Wm. C. Brown Publ., 1984. 226 p.

BURNHAM, K.P.; OVERTON, W.S. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. **Ecology**, Tempe, v. 60, n. 5, p. 927-936, Oct. 1979.

CALEGARIO, N.; SOUZA, A.L.; SILVA, A.F.; MARANGON, L.C. Estimativas de parâmetros fitossociológicos da regeneração natural de espécies vegetais no subosque de povoamentos de *Eucalyptus*. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 17, n. 1, p. 16-29, 1993.

CANDIANI, G. **Regeneração natural em áreas anteriormente ocupadas por floresta de *Eucalyptus saligna* Smith no município de Caieiras (SP): subsídios para recuperação florestal**. 2006. 188 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2006.

CASTANHO, G.G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. 2009. 111 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA. **Clima dos municípios paulistas**. 2011. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_038.html>. Acesso em: 15 out. 2012.

CHAZDON, R.L. Chance and determinism in Tropical Forest succession. In: CARSON, W.P.; SCHNITZER, S.A. (Ed.). **Tropical forest community ecology**. Oxford: Blackwell, 2008. chap. 23, p. 384-408.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Storrs, 2005. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 01 set. 2012.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS; INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO; INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG. **Avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA, SBF, 2000. 40 p.

COSTA, J. N. M. N; DURIGAN, G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): Invasora ou ruderal? **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.5, p. 825-833. Sept./Oct. 2010.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR; Fundação Boticário de Proteção a Natureza, 2003. cap. 17, p. 455-479.

DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C., SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 371-383, dez. 2000.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L.; TOREZAN, J.M.; MELO, A.C.G.; MARQUES, M.C.M.; MARTINS, S.V.; REIS, A.; SCARANO, F.R. Normas jurídicas para a restauração ecológica:

uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, May/June 2010.

FERREIRA, W.C.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R. FERREIRA D.F. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 651-660, July/Aug. 2010.

FORZZA, R.C.; LEITMAN, P.M.; COSTA, A.F.; CARVALHO JR., A.A.; PEIXOTO, A.L.; WALTER, B.M.T.; BICUDO, C.; ZAPPI, D.; COSTA, D.P.; LLERAS, E.; MARTINELLI, G.; LIMA, H.C.; PRADO, J.; STEHMANN, J.R.; BAUMGRATZ, J.F.A.; PIRANI, J.R.; SYLVESTRE, L.; MAIA, L.C.; LOHMANN, L.G.; QUEIROZ, L.P.; SILVEIRA, M.; COELHO, M.N.; MAMEDE, M.C.; BASTOS, M.N.C.; MORIM, M.P.; BARBOSA, M.; MENEZES, M.; HOPKINS, M.; SECCO, R.; CAVALCANTI, T. B. & SOUZA, V.C. **Lista de espécies da flora do Brasil**. 2012. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>>. Acesso em: 20 set. 2012.

GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (SP, Brasil)**. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

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

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; LEITÃO-FILHO, H.F. Gaps of deciduousness: cyclical gaps in Tropical Forests. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 280-284, Mar./Apr. 2009.

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

GEHLHAUSEN, S.M.; SCHWARTZ, M.W.; AUGSPURGER, C.K. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 147, n. 1, p. 21-35, Mar. 2000.

GIBBS, P.E.; LEITÃO-FILHO, H.F. Floristic composition of an area of gallery near Mogi-Guaçu, State of São Paulo, SE Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, vol. 1, n.1, p.151-156, maio, 1978.

GIEHL, E.L.H.; ATHAYDE, E.A.; BUDKE, J.C.; GESING, J.P.A.; EINSIGER, S.M.; CANTO-DOROW, T.S. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 137-145, jan./mar. 2007.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A.M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed. 2011. 683 p.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letter**, Oxford, v. 4, n. 4, p. 379-391. July 2001.

GROMBONE-GUARATINI, M.T. **Dinâmica de uma Floresta Estacional Semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração.** 1999. 159 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

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

GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**, The Hague, v. 107/108, p. 319-338, June 1993.

HENRIQUES, O.K. **Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP:** bases para conservação. 2003. 221 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Perfil dos municípios brasileiros.** 2007. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 15 out. 2012.

_____. **Mapa de Biomas do Brasil:** primeira aproximação. Rio de Janeiro, 2004.

Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169>.

Acesso em: 15 maio 2012.

INSTITUTO HÓRUS. **Instituto hórus de desenvolvimento e conservação ambiental.** 2011. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/>>. Acesso em: 14 abril 2013.

ISESRNHAGEN, I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal em áreas agrícolas.** 2010. 105 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

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

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

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 14., 2002. **Anais...** Disponível em: <www.rc.unesp.br/xivbspb/Mesa03MPYK.pdf> Acesso em 14 abril 2013.

KEANE, R. M; CRAWLEY, M. J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v.17, n.4, p. 164-170, April, 2002.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. **Composição florística e estrutura de uma mata mesófila semidecídua na cabeceira do Rio da Cachoeira, Serra de Itaqueri, Itirapina,**

SP. 1989. 135 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas)- Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1989.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BORGIO, S.C.; MANETTI, L.A.; BARRADAS, A.M.F.; FUKUDA, J.C.; SHIDA, C.N.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHA, A.A.S.; ANDRADE, G.G.; BARBOSA, O.; SOARES, A.P. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 2005. 200 p. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/publicacoes.html>>. Acesso em: 15 maio 2012.

LEITE, E.; RODRIGUES, R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de floresta estacional no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 583-595, May/June 2008.

LORTIE, C. J.; BROOKER, R.W.; CHOLER, P. Rethinking plant community theory. **Oikos**, Cambridge, v. 107, n. 2, p. 433-438, Sept. 2004.

MACHADO, S.A. AUGUSTYNCZIK, A.L.D.; NASCIMENTO, R.G.M.; TEO, S.J.; MIGUEL, E.P.; FIGURA, M.A.; SILVA, L.C.R. Funções de distribuição diamétrica em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 8 p. 2428-2434, nov. 2009.

MANGUEIRA, J.R. **A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas**. 2012. 128 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Assessing the role of the canopy gap characteristics in the regeneration of shrub and tree species in a Semideciduous Mesophytic Forest in South-Eastern Brazil In: BURK, A.R. (Ed.). **New research on forest ecosystems**. New York: Nova Science, 2005. chap. 5, p. 93-112.

MEIRA-NETO, J.A.A.; BERNACCI, L.C.; GROMBONE, M.T.; TAMASHIRO, J.Y.; LEITÃO-FILHO, H.E. Composição florística da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia - Estado de São Paulo). **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 3, n.2, p. 51-74, dez. 1989.

MELLO, J.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; SCOLFORO, J.R.S. Comparação entre procedimentos de amostragem para avaliação estrutural de um remanescente de floresta estacional semidecídua montana. **Revista Cerne**, Lavras, v. 2, n. 2, p. 1-15, 1996.

MELO, A.C.G. **Reflorestamento de restauração de matas ciliares: análise estrutural e método de monitoramento no Médio Vale do Paranapanema (SP)**. 2004. 141 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 73. p. 101-111. mar. 2007.

MENDONÇA, R.R. A história da ocupação do interior do Estado de São Paulo. In: BITENCOURT, M.D.; MENDONÇA, R.R. (Org.). **Viabilidade de conservação dos remanescentes de Cerrado no Estado de São Paulo**. São Paulo: Annablume; FAPESP, 2004. cap. 3, p. 57-74.

METZ, M.R.; COMITA, L.S.; CEHN, Y.; NORDEN, N.; CONDIT, R.; HUBELL, S.P.; SUN, I.; MD.NOOR, N.S.; WRIGHT, S.J. Temporal and spatial variability in seedling: a cross-site comparasion in four lowland tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, n. 1, p. 9-18, Jan. 2008.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, June 2009.

MOCHIUTTI, S.; HIGA, A.R.; SIMON, A.A. Fitossociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da floresta estacional semidecidual do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 2, p. 207-222, abr./jun. 2008.

MÔNICO, A.C. **Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**. 2012. 174 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MORAES, L.F.D.; CAMPELLO, E.F.C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 437-451, 2010.

MORAES, R.A. de; SAWAYA, R.J.; BARRELA, W. Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 2, p. 27-36, May/Aug. 2007.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974. 547 p.

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

NAPPO, M.E.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Regeneração natural em subosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth., implantados em áreas mineiradas, em Poços de Caldas- MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 297-307, 2000.

NAPPO, M.E; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V.; MARCO JUNIOR, P.; SOUZA, A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em subosque de *Mimosa scabrella* Benth em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 811-829, nov./dez. 2004.

NASCIMENTO, G.; PIFANO, D.S.; LIMA, M.; CALEGARIO, N. Floristic aspects and diversity of regenerated arboreal species under a stand of *Anadenanthera peregrina* SPEG. **Revista Cerne**, Lavras, v. 15, n. 2, p. 187-195, abr./jun. 2009.

NÓBREGA, A.M.F.; VALERI, S.V.; PAULA, R.C.S. Regeneração em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi Guaçu, Luiz Antônio, SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 909-9920, Sept./Oct. 2008.

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**, Oxford, vol.12, n.5, p.385-394, May 2009.

NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E.L.M. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 213-229, Apr./June 2003.

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-FILHO, A.T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **CERNE**, Lavras, v. 1, n. 1, p. 64-72, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forest in South-eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 793-810, Dec. 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; JARENKOW, J.A.; RODAL, M.J.N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON, R.T.; RATTER, J.A.; LEWIS, G.P. (Ed.). **Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton: CRC Press; Taylor and Francis Group, 2006. chap. 7, p. 159-192. (The Systematics Association Special Series, 69).

PACIÊNCIA, M.L.B.; PRADO, J. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Uma, sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 641-653, out./dez. 2004.

PAGANO, S.N.; LEITÃO FILHO, H.F. Composição florística do estrato arbóreo da Floresta Estacional Semidecidual, no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 49-61, jul. 1987.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, p. 291-300, 1997.

PARROTA, J.A. Influence of overstorey composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. **Journal of Vegetation Science**, Knisvsta, v. 6, n. 5, p. 627-636, Oct. 1995.

PARTHASARATHY, N. Tree diversity and distribution in undisturbed and human-impacted sites of tropical wet evergreen forest in southern Western Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 8, n. 10, p. 1365-1381, 1999.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 13. ed. Piracicaba: Nobel, 1990. 486 p.

PINTO, J.R.R.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 53-67, abr. 1999.

POWERS, J.S.; HAGGAR, J.P.; FISHER, R.F. The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1/2, p. 43-54, Dec. 1997.

PREISKORN, G.M. **Composição florística, estrutura e quantificação de carbono em florestas restauradas com idades diferentes**. 2011. 130 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

PULITANO, F.M.; DURIGAN, G.; DIAS, L.E. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. cap. 26, p. 419-445.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, 2011. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 05 jul. 2012.

REY BENAYAS, J.M.R.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, p. 1121-1124, 2009.

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, June 2009.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, Oxford, v.6, n.2, p.93-107. March. 2000.

RODRIGUES, R.R. **Análise de um remanescente de vegetação natural às margens do Rio Passa Cinco, Ipeúna, SP**. 1991. 325 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

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, 2009.

RONDON NETO, R.M.; BOTELHO, S.A.; FONTES, M.A.L.; DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma floresta estacional semidecídua montana, Lavras-MG, Brasil. **Revista Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, 2000.

SANSEVERO, J.B.B. **Processos de regeneração em Mata Atlântica: uma comparação entre áreas naturais e plantios de restauração ecológica na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro**. 2008. 145 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Escola Nacional de Botânica Tropical, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2008.

SANTOS, M.B. **Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas**. 2011. 115p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

SILVA, J.M.C.; CASTELETI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest in Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: CABS; Island Press, 2003. p. 43-59.

SILVA, V.F.; VENTURIN, N.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, W.A.C.; VAN DEN BERG, E.; MACEDO, R.L.G. Caracterização estrutural de um fragmento de floresta semidecídua no município de Ibituruna, MG. **Revista Cerne**, Lavras, v. 9, n. 1, p. 95-110, 2003.

SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. cap. 4, p. 77-90.

SILVEIRA, E.R.; DURIGAN, G. Recuperação de matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos 10 anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. cap. 19, p. 347-370.

SIQUEIRA, L. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER international primer on ecological restoration**. 2nd ed. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004. 13 p. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 15 maio 2012.

SÔNEGO, R.C.; BACKES, A.; SOUZA, A.F. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 21, n. 4, p. 943-955, out./dez. 2007.

SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2008-2010**. São Paulo, 2011. 156 p.

SOUZA, F.M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas**. 2000. 78 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (Sao Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 239-250, maio 1999.

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

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer Verlag, 1972. 161 p.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação Brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: FIBGE, 1991. 123 p.

VIDAL, M.M.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; METZGER, J.P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 521-532, jul./set. 2007.

VIEIRA, D.C.M. **Chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural sob três espécies de início de sucessão em uma área restaurada em Iracemápolis (SP)**. 2004. 87 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

_____. **Ecofisiologia de *Clausena excavata* Burm. f. (Rutaceae), uma espécie exótica invasora**. 2009. 108 p. Tese (Doutorado em Biologi Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2009.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas de uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-544, ago. 2006.

VIGILATO, G.; ZAMPAR, R. Susceptibilidade das zonas de recuperação de uma unidade de conservação à invasão biológica por espécies arbóreas exóticas. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 6, n. 3, p. 25-37, set./dez. 2011.

WHITE, P.S.; WALKER, J.L. Approximating nature's variation: selecting and using reference sites and reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p.249-338, Dec. 1997.

WHITMORE, T.C. **An introduction to tropical rain forest**. Oxford: Oxford University press. 1990a. 226p.

_____. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO; The Part Eeon Publishing Group. 1990b. p. 67-89.