UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE ESPÉCIES ARBÓREAS E A FACILITAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM PLANTIOS DE MATA CILIAR

CAMILA DARONCO

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP – Campus Botucatu, para obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

BOTUCATU - SP
Janeiro – 2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE ESPÉCIES ARBÓREAS E A FACILITAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM PLANTIOS DE MATA CILIAR

CAMILA DARONCO

Orientadora: Profa. Dra. Giselda Durigan
Co-orientador: Dr. Antônio Carlos Galvão de Melo

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP – Campus Botucatu, para obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

BOTUCATU - SP
Janeiro – 2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Daronco, Camila, 1988-
D224a Atributos funcionais de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantios de Mata ciliar / Camila Daronco. - Botucatu : [s.n.], 2013
ix , 68 f.: il. color, grafs., tabs.

Dissertação(Mestrado)- Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2013
Orientador: Giselda Durigan
Co-orientador: Antônio Carlos Galvão de Melo
Inclui bibliografia

1. Ecologia das florestas tropicais. 2. Mata ciliar. 3. Ecologia da restauração. 4. Interações ecológicas. I. Durigan, Gisela. II. Melo, Antônio Carlos Galvão. III. Universidade Estadual Paulista."Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas.IV. Título

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: **"ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE ESPÉCIES ARBÓREAS E A FACILITAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM PLANTIOS DE MATA CILIAR"**

ALUNA: CAMILA DARONCO
ORIENTADORA: PROFA. DRA. GISELDA DURIGAN
COORIENTADOR: PROF. DR. ANTÔNIO CARLOS GALVÃO DE MELO

Aprovado pela Comissão Examinadora

PROFA. DRA. GISELDA DURIGAN

PROFA. DRA. FLAVIANA MALUF DE SOUZA

PROF. DR. PEDRO HENRIQUE SANTIN BRANCALION

Data da Realização: 30 de janeiro de 2013.

AGRADECIMENTOS

À Dra Giselda Durigan, pela orientação e ensinamentos, pela oportunidade de desenvolver este trabalho e pelo grande apoio na identificação das espécies regenerantes.

Ao Dr. Antônio Carlos Galvão de Melo, pela co-orientação, ensinamentos, sugestões, correções e paciência durante todo o curso; pelo apoio e acompanhamento em todas as etapas do trabalho.

À FAPESP, pela concessão da bolsa e recursos de reserva técnica, sem os quais seria difícil desenvolver a pesquisa.

Ao Instituto Florestal, pelo empréstimo dos equipamentos de campo e livros para consulta.

Ao Danilo Scorzoni Ré pelo auxílio com as análises estatísticas e pela disposição em ajudar sempre que precisei.

À Dra Vera Lex Engel pelo empréstimo dos luximetros.

Ao Dr. Pitágoras da Conceição Bispo pela atenção dispensada com as análises estatísticas.

Ao Dr. Cleto Kaveski Peres, por me ensinar a trabalhar com o software estatístico, em pleno domingo.

Ao Márcio Suganuma pela ajuda dispensada na análise da curva de rarefação.

À Caçula, Rafael, Claudio, Daniel pela ajuda com os trabalhos de campo.

Ao Adriano pela ajuda com a pesagem do solo para avaliação da umidade do solo.

À Caçula, Gonza e Mari por me hospedarem em Assis sempre que precisei e pela companhia.

À Larisse de Cicco pela amizade e hospedagem durante as disciplinas.

Ao Dr. Marco Antônio de Assis e à Dra. Flaviana Maluf de Souza pela participação e sugestões feitas no exame de qualificação.

À Dra. Faviana Maluf de Souza e ao Dr. Pedro H. Santin Brancalion que aceitaram participar da banca examinadora, obrigada pela participação e sugestões feitas na defesa da dissertação.

Aos meus amigos de Palmeiras que sempre estão do meu lado, faça chuva ou faça sol e pelos churrascos sempre bem vindos.

Ao Rafa pelo amor, carinho e pela paciência nos momentos mais difíceis. Muito obrigada pelo apoio, motivação e atenção sempre.

À minha família, minha base, pois sem o apoio e presença em todos os momentos eu não chegaria até aqui. Mãe, Pai e Bruna, muito obrigada por estarem sempre do meu lado.

MUITO OBRIGADA!!

SUMÁRIO

SUMÁRIO V

LISTA DE FIGURAS VII

LISTA DE TABELAS IX

RESUMO 1

SUMMARY 3

1. INTRODUÇÃO 5

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 8

3. OBJETIVOS 16

3.1 Hipóteses 16

3.2 Premissas 17

4. MATERIAL E MÉTODOS 18

4.1 Local 18

4.2 Desenho amostral 20

4.3 As espécies plantadas 25

4.3.1 Anadenanthera colubrina var. cebil (Griseb.) Altschul 26

4.3.2 Croton floribundus Spreng. 26

4.3.3 Inga laurina (Sw.) Willd. 26

4.3.4 Inga vera Willd. 27

4.3.5 Schinus terebinthifolius Raddi 27

4.3.6 Syzygium cumini (L.) Skeels 28

4.4 Análise dos dados 28

5. RESULTADOS 30

5.1 Desenvolvimento da comunidade em restauração 30

5.2 Comparação entre as espécies plantadas 33

5.3 Comparação entre grupos funcionais 36

5.4 Fatores atuantes sobre a regeneração natural 38

6. DISCUSSÃO 41

6.1 Fatores envolvidos no ingresso de novas plantas na comunidade em restauração 41

6.2 A facilitação mediante os atributos funcionais das espécies plantadas 44

7. CONCLUSÕES 49

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 51

APÊNDICE 1 61

APÊNDICE 2 64

APÊNDICE 3 65

APÊNDICE 4 66

APÊNDICE 5 67

APÊNDICE 6 68

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Croqui das áreas de restauração (A) e referência (B), Assis, SP. Fonte: Google Earth 6.2 19

Figura 2. Croqui da área de restauração. Elipses indicam as áreas de amostragem. Fonte: Google Earth 6.2 21

Figura 3. Croqui da área de referência, Assis, SP. Linha amarela indica o transecto de 100 m de comprimento, em linha paralela à margem do córrego, à distância de 50 m para amostragem dos regenerantes. Fonte: Google Earth 6.2. 23

Figura 4. Esquema de amostragem de biomassa de *Urochloa decumbens* (a circunferência externa delimita a unidade amostral com área de 10 m^2). □ = subparcelas; ● = tronco da árvore 25

Figura 5. Riqueza rarefeita de espécies arbóreas em regeneração em uma mata ciliar em restauração e em mata ciliar nativa (referência), em Assis, SP. Linhas tracejadas delimitam os intervalos de confiança. A linha contínua vertical corresponde à rarefação para 750 indivíduos amostrados. 31

Figura 6. Comparação da proporção de espécies em regeneração por grupo funcional: zoocóricas (A) e não zoocóricas (B), tolerantes (C) e intolerantes à sombra (D), em mata ciliar em restauração e em mata ciliar nativa em Assis, SP. Acima de cada figura encontram-se os valores do teste de Mann-Whitney. Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão. 32

Figura 7. Comparação da proporção de espécies regenerantes indiferentes à umidade do solo (A), intolerantes a solos úmidos (B) e preferenciais de solos úmidos (C) em área de restauração de mata ciliar e área de mata ciliar nativa, em Assis, SP. Acima de cada figura encontram-se os valores do teste de Mann-Whitney para a comparação. Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão. 33

Figura 8. Interceptação de luz (A), biomassa de capim braquiária (B) e umidade do solo (C) sob diferentes espécies em plantio de restauração de mata ciliar, em Assis, SP. *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Acol), *Croton floribundus* (Cflo), *Inga laurina* (Ilau), *Inga vera* (Iver), *Syzygium cumini* (Scum), *Schinus terebinthifolius* (Ster). Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão. Letras diferentes indicam diferença estatística entre as espécies (p<0,05) pelo Teste de Tukey. 35

Figura 9. Densidade (A) e riqueza (B) de regenerantes sob a copa de diferentes espécies em um plantio de restauração de mata ciliar, em Assis, SP. *Anadenanthera colubrina* var. *cebil*

(Acol), *Croton floribundus* (Cflo), *Inga laurina* (Ilau), *Inga vera* (Iver), *Syzygium cumini* (Scum), *Schinus terebinthifolius* (Ster). Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão. Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$) pelo teste Tukey..... 36

Figura 10. Comparação da riqueza de regenerantes amostrados em plantio de restauração em Assis, SP, em função de características funcionais das árvores plantadas. Z = zoocóricas, NZ = não zoocóricas, P = perenifólias, NP = não perenifólias, F = fixadoras de nitrogênio e NF = não fixadoras de nitrogênio. Acima de cada figura encontram-se os valores da ANOVA para a comparação. Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão. 37

Figura 11. Comparação da densidade de regenerantes em plantio de restauração em Assis, SP, em função de características funcionais das árvores plantadas. Z = Zoocóricas, NZ = não zoocóricas, P = perenifólias, NP = não perenifólias, F = fixadoras de nitrogênio e NF = não fixadoras de nittrogênio..... 38

5.4 Fatores atuantes sobre a regeneração natural.....38

Figura 12. Regressão múltipla com as variáveis significativas (Interceptação de luz (%) - IL - e altura inferior de copa (m) - HIC) que explicam a densidade de regenerantes sob as árvores plantadas para restauração de mata ciliar em Assis, SP..... 39

Figura 13. Regressão múltipla com as variáveis significativas (Altura inferior de copa (m) – HIC – e Diâmetro de copa (m) - DC) que explicam a riqueza de regenerantes sob as árvores do plantio de restauração de mata ciliar em Assis, SP..... 40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Amostragem dos respectivos grupos funcionais de árvores em reflorestamento ciliar em Assis, SP. Z = zoocórica; NZ = não zoocórica, P = perenifólia, NP = não perenifólia; F = fixadora de nitrogênio; NF = não fixadora de nitrogênio. 21

Tabela 2. Comparação por ANOVA da densidade e número de espécies lenhosas em regeneração natural por parcela, em plantio de restauração de mata ciliar e em ecossistema de referência, Assis, SP. SE: erro padrão. 30

Tabela 3. Variáveis dendrométricas das árvores de cada espécie em plantio de restauração de mata ciliar, em Assis, SP. HT = altura total, HIC = altura inferior da copa, DC = diâmetro da copa, VC = volume da copa, G = área transversal. SE: erro-padrão da média. 34

Tabela 4. Resultados da regressão *stepwise* para as variáveis que explicam a densidade de regenerantes sob a copa das árvores em um plantio de reflorestamento de mata ciliar, em Assis, SP..... 39

Tabela 5. Resultados da regressão *stepwise* para as variáveis que explicam a riqueza de regenerantes sob a copa das árvores em um plantio de reflorestamento de mata ciliar, em Assis, SP..... 40

RESUMO

As interações ecológicas, tanto positivas como negativas, são de extrema importância para o entendimento sobre a estruturação das comunidades vegetais. Por meio do conhecimento sobre os filtros ecológicos e as interações entre espécies em diferentes condições ambientais é possível restaurar ecossistemas mais rapidamente. O objetivo deste estudo foi verificar se ocorre facilitação da regeneração natural pelas espécies plantadas visando à restauração de mata ciliar, identificando os mecanismos envolvidos na regeneração de espécies nativas sob a copa das árvores plantadas. Foram selecionados 91 indivíduos arbóreos de seis diferentes espécies (*Anadenanthera colubrina* var *cebil*, *Croton floribundus*, *Inga laurina*, *Inga vera*, *Schinus terebinthifolius* e *Syzygium cumini*) em um plantio de restauração com dez anos de idade, categorizados de acordo com sua síndrome de dispersão, caducifolia e capacidade de fixar nitrogênio, em uma área de mata ciliar em região de Cerrado, no município de Assis, SP. Foram identificados e contados todos os indivíduos regenerantes de espécies lenhosas, em parcelas circulares com 10 m^2 de área. Uma mata ciliar nativa, não perturbada, próxima da área em restauração, foi amostrada como ecossistema de referência, onde foram identificados e contados os regenerantes em 20 parcelas circulares de 10 m^2. Na área em restauração, para

cada árvore plantada foi registrada a altura total, altura inferior de copa, diâmetro de copa, volume da copa e área basal (secção transversal do tronco medida a 1,30 m acima do solo). Sob a projeção da copa de cada árvore, foram quantificadas a biomassa de braquiária, a umidade do solo e a interceptação de luz pela copa. A área em restauração apresentou densidade média de 12.494 plantas ha^{-1}, com 52 espécies amostradas, enquanto na área referência a densidade foi de 41.500 plantas ha^{-1}, com 59 espécies registradas. As espécies em regeneração natural na área restaurada são predominantemente zoocóricas e tolerantes à sombra, da mesma forma que na mata ciliar nativa. Porém, não se observou maior riqueza e nem densidade de regenerantes sob árvores zoocóricas, que era o esperado com base na literatura. Embora parte das árvores plantadas que foram objeto de estudo não sejam de espécies nativas da região, a comunidade em restauração apresenta tendência a aproximar-se floristicamente da mata ciliar nativa com o tempo, uma vez que todas as plantas em regeneração são nativas. A densidade e a riqueza da comunidade em regeneração foram distintas entre espécies. A riqueza de espécies em regeneração foi positivamente influenciada pela deciduidade, sendo que árvores perenifólias abrigavam menor número de espécies em regeneração sob suas copas em comparação com as espécies não perenifólias. Paradoxalmente, a densidade de plantas em regeneração sob as árvores plantadas foi maior sob árvores que interceptam mais luz, mas que têm as copas mais amplas e mais elevadas em relação ao piso. A facilitação, no ambiente estudado, esteve relacionada com a modificação das condições de luz sob as copas, que, por sua vez, está mais associada ao porte das árvores do que aos atributos funcionais das espécies. A recomendação é de que se priorizem, para a restauração de matas ciliares em condições ambientais semelhantes às deste estudo, espécies de copa ampla, de crescimento rápido e que permitam a entrada parcial de luz sob suas copas. Espécies com tais atributos poderiam ser consideradas “framework species” para restauração de matas ciliares em região de Cerrado, pois tendem a desencadear mais rapidamente os processos de regeneração natural sob suas copas.

Palavras-chave: ecologia da restauração, interações planta-planta, matas ciliares, filtros ecológicos, regras de montagem.

FUNCTIONAL ATTRIBUTES OF TREE SPECIES AND FACILITATION OF REGENERATION IN NATURAL RIPARIAN FOREST PLANTATIONS. Botucatu, 2012. 65 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômicas, universidade Estadual Paulista.
Author: Camila Daronco
Adviser: Giselda Durigan
Co-adviser: Antônio Carlos Galvão de Melo

SUMMARY

The ecological interactions, both positive and negative, are of extreme importance for the understanding of plant community structure. The knowledge about ecological filters and interactions among species under different environmental conditions can assist ecological restoration. The aim of this study was to determine whether facilitation of natural regeneration by species planted occurs in riparian forests under restoration, and to understand the mechanisms involved in the regeneration of native species under the canopy of trees planted. We selected 91 individuals from six different arboreal species (*Anadenanthera colubrina* var *cebil*, *Croton floribundus*, *Inga laurina*, *Inga vera*, *Schinus terebinthifolius* and *Syzygium*

cumini), in a restoration planting ten years old, at Assis, SP, Brazil, in a Cerrado region. Trees were categorized by dispersion syndrome, deciduousness, and capacity of N-fixation. IN order to evaluate the facilitation processes, we identified and counted all individuals from woody species regenerating in circular plots with 10 m^2 area under every tree. A native forest, undisturbed, near the restoration site, was sampled as a reference ecosystem, where we identified and counted young plants in 20 circular plots of 10 m^2. For every tree planted we collected, as explanatory variables, the total height, canopy height (distance from the ground), crown diameter, canopy volume and individual basal area (at 1.30 m above ground). Moreover, under the canopy projection of each tree we quantified invasive grasses biomass, soil moisture and light interception by the canopy. The restoration site had average density of 12,494 plants ha^{-1}, with 52 species sampled, while in the native forest the density was 41,500 plants ha^{-1}, with 59 species recorded. The species in natural regeneration in the restored area were predominantly animal dispersed and shade tolerant, just as in the native forest. However, density and richness of species regenerationg were not higher under zoochorous than non-zoochorous trees, which wasd the expected pattern mentioned in the literature. Although part of planted trees planted were non-native species, the restored community has a tendency to approach the native forest floristically with time, since all plants regenerating are native. The density and richness of the community in regeneration were different among species. Species richness was positively influenced by deciduousness. Paradoxically, the density of regenerating plants was higher under trees whose canopies intercept more light, particularly if their canopies are larger and distant from the floor. Facilitation, however, is more linked to the size of trees than to the functional attributes of species. Thus, the recommendation is to prioritize, for restoration of riparian forests in environmental conditions similar to this study, fast grown species with large canopy, especially if they provide light entrance to the understory. Species with such attributes could be considered framework species for restoration of riparian forests in the Cerrado region, since they can trigger the regeneration processes under their canopies, rapidly increasing richness if there are seed sources remaining in the neighborhood.

Key-words: restoration ecology, plant-plant interaction, riparian forest, ecological filters, assembly rules.

1. INTRODUÇÃO

As matas ciliares são reconhecidas pela importância para a preservação das espécies e proteção aos corpos d'água, sendo, desde 1965, legalmente protegidas como "áreas de preservação permanente". Do ponto de vista hidrológico, a presença da mata ciliar diminui a incidência de erosão do solo e assoreamento dos corpos d'água (LIMA, 1998; MACHADO et al., 2003), favorece o ciclo de nutrientes da bacia hidrográfica (VITAL et al., 2004), diminui a incidência de radiação solar, contribuindo para estabilidade térmica da água (LEMKE-DE-CASTRO; GUERRA, 2010) e auxilia na proteção da qualidade da água (BORTOLUZZI et al., 2006; PINHO et al., 2006). Além dessas importantes funções, as matas ciliares têm sido consideradas de extrema importância como "corredores ecológicos", possibilitando diferentes fluxos de matéria e energia através da paisagem (LIMA; ZAKIA, 2005).

A fragmentação de ecossistemas naturais decorrente, sobretudo, da ampliação de áreas agrícolas, resulta em isolamento dos habitats remanescentes, comprometendo a dispersão de sementes e a regeneração da vegetação (MAGNAGO et al., 2012). Em muitos casos, a intervenção do homem é necessária para estabilizar e reverter os processos de degradação, acelerando e direcionando a sucessão por meio da restauração (BARBOSA; BARBOSA, 2007; ENGEL; PARROTA, 2008). A restauração pode acelerar o

processo de regeneração promovendo mudanças microclimáticas, aumentando a complexidade estrutural e a entrada de propágulos e contribuindo para supressão de espécies invasoras (ENGEL; PARROTA, 2008). Entretanto, os projetos de restauração florestal só serão eficazes se todos os fatores de perturbação da área forem removidos e se os processos ecológicos forem restabelecidos, de forma que as condições ambientais se tornem propícias para o restabelecimento das espécies (MAGNAGO et al., 2012).

Estudos recentes têm apontado que, para se chegar à estabilidade do ecossistema, mais importante do que o número de espécies presentes na área pode ser a diversidade funcional, de forma a promover o retorno dos processos ecológicos fundamentais, conforme proposto pela Teoria BEF (Biodiversity and Ecosystem Functioning) (NAEEM, 2006). Há uma tendência recente na literatura internacional de plantio de espécies que desempenham um papel vital na recuperação florestal, o que inclui aquelas que proporcionam copa estratificada, restauram o ecossistema do solo e aceleram a recuperação da biodiversidade (ELLIOTT et al., 2000) além de prover recursos para a fauna e a facilitação da entrada de espécies nativas da região para o ecossistema restaurado (GOOSEM; TUCKER, 1995; LAMB et al., 1997).

Kageyama e Castro (1989) afirmam que a maior parte dos problemas de plantios de restauração florestal está relacionada ao entendimento e manejo da sucessão secundária. O conhecimento sobre as interações ecológicas entre plantas e seu papel na sucessão secundária é, portanto, de grande valia para o entendimento acerca da reestruturação das comunidades.

A compreensão do processo de facilitação entre as espécies utilizadas em reflorestamentos e as espécies que se regeneram naturalmente sob as árvores plantadas é uma questão fundamental para o entendimento da estruturação das comunidades em restauração, ajudando a alcançar as metas propostas (BROOKER et al., 2008), maximizando resultados estruturais, florísticos e funcionais das comunidades em restauração.

Muitos modelos de estruturação da comunidade são baseados em interações negativas, tais como competição, predação e parasitismo (CARVALHO et al., 2007). Porém, as interações positivas também são importantes e afetam a distribuição, a produtividade, a diversidade e a reprodução das plantas (CALLAWAY, 1995). A facilitação,

tanto da população quanto da comunidade, está sendo reconhecida como tão importante quanto as interações negativas (BRUNO et al., 2003).

As interações positivas, como o efeito facilitativo, começaram a ser evidenciadas em ambientes severos, como desertos, ártico, tundra alpina e ambientes salinos (BROOKER et al., 2008). As “nurse plants”, assim denominadas as plantas responsáveis por alterar as condições ambientais severas sob suas copas, tornando essas condições propícias para o estabelecimento de outras espécies, podem ser encontradas nessas áreas onde as condições ambientais são extremas ou em áreas degradadas. Em ecossistemas extremamente degradados, o re-estabelecimento de “nurse plants” talvez seja o primeiro passo a ser dado rumo à restauração (BROOKER et al., 2008). Gomez-Aparicio et al. (2004) avaliaram a sobrevivência de árvores plantadas sob a copa de arbustos e a pleno sol nas montanhas de Sierra Nevada, Espanha, onde o clima é mediterrâneo. Esses autores sugerem que espécies arbóreas pioneiras heliófitas sejam plantadas junto com arbustos pioneiros na restauração de áreas degradadas, e depois árvores tardias tolerantes à sombra sejam plantadas sob a copa das iniciais, já que observaram maior sobrevivência das árvores sob a copa dos arbustos, que agem como “nurse plants”.

A degradação ambiental pode ocorrer quando dois tipos principais de limiares são transpostos, sendo um ligado a fatores bióticos e o outro a fatores abióticos (HOBBS E NORTON, 2004; WHISENANT,1999). Entretanto, dificilmente um projeto de restauração é focado em filtros bióticos e, para esses autores, a manipulação biótica, por meio do uso de espécies-chave ou engenheiros do ecossistema, pode auxiliar na superação de um limiar abiótico.

No presente estudo propõe-se compreender o processo de facilitação promovido por árvores plantadas em projeto de restauração de mata ciliar, analisando aspectos referentes a características funcionais e de arquitetura das árvores plantadas e possíveis relações com o estabelecimento de plantas sob suas copas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Hobbs e Norton (2004) afirmam que os ecossistemas são complexos e dinâmicos e variam em escala temporal e espacial. Para os autores, o curso da sucessão após um distúrbio não é previsível, pois o ecossistema pode tomar diferentes direções, de acordo com as circunstâncias do distúrbio e com as condições biofísicas que o precedem ou sucedem.

A sucessão consiste em um processo natural pelo qual os ecossistemas se recuperam de distúrbios (CONNELL; SLATYER, 1977; ENGEL; PARROTA, 2008). Neste processo observam-se alterações na composição de espécies da comunidade (ENGEL; PARROTA, 2008) e, em florestas tropicais úmidas, é de se esperar que ocorra a substituição de espécies pioneiras por secundárias e destas por climácicas à medida que a ocupação da área perturbada se consolida (GANDOLFI, 2003). Porém, a sucessão depende de alguns fatores para que possa ocorrer naturalmente. Ausência ou baixa disponibilidade de propágulos (sementes e estoques radiculares), falhas no recrutamento de plântulas e jovens e fatores adicionais de estresse (ENGEL; PARROTA, 2008), como a escassez de nutrientes, compactação do solo, falta ou excesso de umidade no solo, alta radiação solar, podem diminuir a velocidade sucessão da comunidade vegetal original.

Em muitos casos, intervenções de manejo podem ser necessárias para estabilizar e reverter os processos de degradação, acelerando e direcionando a sucessão (ENGEL; PARROTA, 2008; BARBOSA; BARBOSA, 2007). Nas áreas em etapas iniciais de restauração, geralmente pobres em nutrientes para os seres vivos, a sucessão se torna o processo básico para refazer os níveis tróficos (REIS; KAGEYAMA, 2008) e a restauração pode acelerar o processo de regeneração, promovendo mudanças microclimáticas, formação de serapilheira, aumento da complexidade estrutural da comunidade vegetal, que, por sua vez, proporciona atração de fauna, aumento da entrada de propágulos e supressão de espécies invasoras (ENGEL; PARROTA, 2008). Para aceleração da restauração de áreas degradadas, Silva (2008) recomenda a manutenção de fontes de sementes próximas, plantio programado de mudas de plantas zoocóricas e introdução de poleiros, para melhor disseminação das sementes na área e adição de novas espécies vegetais.

Muitas vezes é necessário apenas desencadear o processo de sucessão, mas em casos em que o nível de degradação é elevado isso não é suficiente, sendo necessárias estratégias de longo prazo (ENGEL; PARROTA, 2008), de forma a otimizar os resultados da sucessão (KAGEYAMA; CASTRO, 1989). O conhecimento sobre as interações ecológicas existentes entre plantas é de grande valia para o entendimento acerca da estruturação das comunidades.

A literatura mais recente sobre ecologia da restauração tem dado grande foco ao entendimento das regras de montagem – “assembly rules”, como abordagem suplementar à sucessão ecológica, visando a compreensão da dinâmica das comunidades e a obtenção de melhores resultados em áreas em restauração (TEMPERTON; HOBBS. 2004). As regras de montagem de comunidades em restauração, que podem ser entendidas como a sequência de chegada e persistência de espécies em um determinado local e seu relacionamento com as espécies pré-existentes (HOBBS et al., 2007), devem determinar a trajetória das mudanças de composição da comunidade (NUTTLE et al., 2007). As regras de montagem são, portanto, uma abordagem relevante para a restauração, pois focam nos caminhos que a comunidade pode tomar em resposta às condições ambientais e interações entre organismos (TEMPERTON; HOBBS, 2004).

A montagem das comunidades em restauração é direcionada pelas condições bióticas e abióticas que moderam a entrada de novas espécies, ou indivíduos, na

comunidade e estas condições são denominadas filtros ecológicos (TEMPERTON; HOBBS, 2004). Diferentes combinações de filtros irão determinar os obstáculos para a restauração e condicionar as estratégias para se atingir metas de restauração (HOBBS; NORTON, 2004).

Filtros abióticos, bióticos e até mesmo socieconômicos influenciam as diferentes trajetórias de uma área em restauração, ao selecionar as espécies da nova comunidade em formação (HOBBS; NORTON, 2004; TEMPERTON; HOBBS, 2004). Como filtros abióticos, podem ser citados o clima (gradientes de chuva, temperatura e geada), substrato (fertilidade do solo, disponibilidade de água no solo e toxicidade) e estrutura da paisagem (posição da paisagem, uso prévio da terra, tamanho e isolamento); como filtros bióticos destacam-se competição, disponibilidade de propágulos (dispersão, banco de sementes), mutualismo (micorrizas e polinização), distúrbio, ordem de chegada de espécies ("priority effect") e modelo sucessional (facilitação, inibição e tolerância); como filtros socioeconômicos podem ser citados a expectativa das pessoas (metas) e os recursos disponíveis (HOBBS; NORTON, 2004).

Indivíduos já estabelecidos em um ecossistema têm sido considerados como possíveis filtros a influenciar a estruturação e a composição florística da comunidade em sucessão. Um dos filtros bióticos mais estudados são as árvores do dossel. Elas podem criar micro-sítios específicos sob suas copas e assim, teoricamente, podem selecionar espécies que se regenerarão sob elas (GANDOLFI et al., 2007). Assim, a diversidade de plantas atual e futura poderia ser parcialmente selecionada pelos diferentes níveis de permeabilidade do dossel presente na área (GANDOLFI et al., 2007). O efeito de filtro do dossel pode, teoricamente, ser influenciado pela síndrome de dispersão de propágulos, deciduidade das árvores (GANDOLFI, 2000; XIONG et al., 2003), altura da copa, justaposição das copas e densidade da folhagem, que são fatores que afetam o regime de luz (GANDOLFI, 2003) e a disponibilidade hídrica (COSTA, 2008). O regime de luz no subosque é um fator que pode causar diferentes respostas biológicas entre as plantas ali presentes, como germinação, estresse, crescimento, fotoinibição ou morte (GANDOLFI et al., 2007). A sombra fornecida por espécies do dossel pode proteger plantas jovens de temperaturas extremas, reduzir a perda de água e reduzir a fotoinibição durante o fechamento dos estômatos (CALLAWAY, 1995), aumentando a complexidade do habitat e tornando-o propício para outras espécies (BRUNO et al., 2003).

Costa (2008) avaliou a influência dos grupos funcionais das árvores do dossel sobre a regeneração natural em plantios de 17 anos de idade e observou que a densidade de regenerantes foi maior sob a copa das espécies caducifólias, atribuindo tal resultado ao aumento da quantidade de luz que chega ao subosque devido à deciduidade das árvores. Como constatado por Gandolfi (2000) em uma floresta estacional semidecidual em Campinas, SP, quando as espécies decíduas perdem as folhas, os níveis de radiação fotossinteticamente ativa sob suas copas chegam a ser sete vezes superiores aos registrados sob dossel perenifólio. Para o mesmo autor, nas florestas semidecíduas, a arquitetura e a densidade das copas, bem como a morfologia, anatomia e fenologia das folhas também influenciam a luz que atravessa o dossel, contribuindo para que o dossel atue como filtro.

Mesmo que as características do dossel sejam de grande importância como filtros, é necessário considerar outros filtros para melhor compreender a regeneração, distribuição e coexistência das espécies arbóreas (GANDOLFI et al., 2007). Xiong et al., (2003) consideram a serapilheira como filtro de biodiversidade, uma vez que a presença de serapilheira no sub-bosque permite que apenas parte das espécies germine. Lopes (2010), analisando a regeneração natural sob a copa de indivíduos de *Solanum lycocarpum* A.St-Hil., em região de Cerrado, observou que a presença de serapilheira favoreceu o estabelecimento de plântulas através da decomposição de nutrientes como cálcio, magnésio e potássio, deixando o pH menos ácido. Para Hobbs e Norton (2004), alguns filtros abióticos, como a fertilidade e umidade do solo, podem ser mais importantes no início da restauração de uma área, enquanto outros podem ser mais importantes mais tarde, como a dispersão.

Em plantios de restauração, os indivíduos plantados podem propiciar a entrada de novas espécies, aumentando a complexidade da comunidade (SUDDING; GROSS, 2006) ou podem inibir a entrada de espécies indesejadas (HOBBS; NORTON, 2004), tais como gramíneas invasoras. Nesses casos, as árvores plantadas agem como filtros ecológicos por meio do mecanismo da facilitação ao estabelecimento de novas plantas e espécies.

Facilitação, conforme definida por Conell e Slatyer (1977), é um dos três processos naturais de interação entre plantas que podem ocorrer na estruturação de comunidades vegetais e que dirigem a substituição de espécies vegetais durante a sucessão: inibição, tolerância e facilitação. Na inibição os colonizadores iniciais inibem a entrada de espécies ou impedem o crescimento das espécies já presentes no local. Esses colonizadores

iniciais só são substituídos por outros adaptados àquelas condições quando houver algum dano ou morte dos indivíduos já estabelecidos. Tolerância ocorre quando as modificações causadas no ambiente pelas espécies iniciais nem aumentam nem reduzem a taxa de recrutamento e crescimento dos colonizadores tardios, que se estabelecem sem preparação do sítio por espécies iniciais. As espécies tardias são designadas tolerantes por sobreviverem sob a sombra das outras espécies, além de serem tolerantes a outros fatores ambientais, tais como baixa disponibilidade de umidade e nutrientes e presença de aleloquímicos. No processo de facilitação as espécies iniciais de sucessão se estabelecem no ambiente e o alteram de forma a torná-lo propício para as espécies tardias. Com o crescimento das espécies tardias, o ambiente é alterado novamente, suprimindo as espécies iniciais e passando a ser propício para outras espécies.

As interações positivas podem determinar padrões espaciais da comunidade, permitir a coexistência, aumentar a diversidade e a produtividade, dirigir a dinâmica da comunidade (CALLAWAY, 1995), influenciar padrões de distribuição e abundância de espécies adultas (BERTNESS; CALLAWAY, 1994). De acordo com Bertness e Callaway (1994), as interações positivas deveriam ser incorporadas a modelos de organização de comunidades para melhor entendimento de sua estrutura e dinâmica e de sua estabilidade.

A facilitação, uma interação positiva essencial na sucessão das plantas (CALLAWAY, 1995), pode ser definida como o conjunto de interações positivas entre espécies, onde pelo menos uma delas é beneficiada, não causando dano a outras, tornando as espécies capazes de explorar maior quantidade de recursos disponíveis e aumentando o uso do espaço do nicho fundamental (BRUNO et al., 2003). Além disso, esse processo exerce importante função tanto na recuperação de distúrbios na comunidade quanto na dinâmica de comunidades não perturbadas (CALLAWAY, 1995).

Espécies de plantas vizinhas podem modificar o ambiente local e facilitar o estabelecimento de outras espécies apenas pela sua presença (BRUNO et al., 2003). Os efeitos positivos das plantas sobre seus vizinhos são observados quando há melhora do ambiente físico ou biótico em que vivem (HUNTER; AARSSEN, 1988). Espécies vegetais facilitadoras podem contribuir estabilizando a movimentação da terra (GOTELLI, 2007), acrescentando nutrientes ao solo (HUNTER; AARSSEN, 1988; CALLAWAY, 1995; XIONG

et al., 2003; GOTELLI, 2007), melhorando a capacidade de troca de cátions e a habilidade de retenção de água da planta (HUNTER; AARSSEN, 1988), influenciando a incidência luminosa (HUNTER; AARSSEN, 1988; FIGUEROA-RANGEL; OLIVERA-VARGAS, 2000; BRUNO et al., 2003; GANDOLFI, 2003; XIONG et al., 2003; GOTELLI, 2007; SOUZA, 2007; COSTA, 2008), ofertando recursos a espécies animais dispersoras (FIGUEROA-RANGEL; OLIVERA-VARGAS, 2000; BIEBER; SCULTORI, 2007; SOUZA, 2007; COSTA, 2008), facilitando a chegada de propágulos (DEL MORAL et al., 2007) e influenciando o fluxo do vento (BAUMEISTER; CALLAWAY, 2006).

Todo agente facilitador também pode ser um engenheiro físico do ecossistema. Os engenheiros físicos do ecossistema são organismos que modificam o estado físico, direta ou indiretamente controlando a disponibilidade de recursos para outros organismos (JONES et al., 1997). Esse conceito proposto por Jones et al. (1997) contribui com os estudos de estruturação da comunidade, mostrando que as interações não são apenas competitivas e tróficas.

As espécies vegetais também podem agir indiretamente, ou seja, quando uma terceira espécie altera a interação entre outras duas espécies (CONNELL, 1990). Existem poucos estudos que abordam o papel dos efeitos da facilitação indireta em comunidades de plantas, incluindo seus impactos na diversidade (BROOKER et al., 2008). Porém, sabemos que algumas espécies podem contribuir eliminando competidores potenciais para outras espécies (HUNTER; AARSSEN, 1988; CALLAWAY, 1995), como é o caso de alguns microorganismos ou polinizadores ou de espécies que protegem as plantas contra herbivoria (CALLAWAY, 1995). O enriquecimento do solo também pode ser proporcionado de forma indireta pelas espécies fixadoras de nitrogênio, efeito este mais comum em savanas ou comunidades similares de plantas (CALLAWAY, 1995). As interações indiretas mais conhecidas são aquelas em que uma espécie C suprime uma espécie A, considerada competidora para outra espécie B e, a partir daí, A facilita indiretamente o crescimento de B, como citado por Callaway e Walker (1997) e Brooker et al. (2008). Modna et al. (2010) observaram que houve facilitação indireta por *Pinus elliottii* Engelm, que suprimiu o crescimento de capim-braquiária sob suas copas, facilitando o estabelecimento de plantas nativas. Espécies lenhosas que se estabeleceram em uma área dominada por samambaias (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon) estudada por Guerin (2010) agiram indiretamente

como facilitadoras, inibindo, através do sombreamento, o crescimento das samambaias e, assim, possibilitando o estabelecimento de outras espécies sob suas copas.

Mecanismos facilitativos e competitivos não agem isoladamente. Eles co-ocorrem em uma mesma comunidade (CALLAWAY, 1995; CALLAWAY; WALKER, 1997). Entretanto, os fatores que determinam o balanço entre ambos os efeitos são pouco estudados. Entre esses fatores podem ser citados estágio de vida, densidade de plantas, fisiologia espécie-específica, interações indiretas e estresse abiótico (CALLAWAY; WALKER, 1997). Ao contrário da facilitação, a competição consiste em uma interação negativa entre espécies, ou mesmo entre indivíduos de uma mesma espécie, que buscam o mesmo recurso, como luz, água e nutrientes (CALLAWAY; WALKER, 1997; CALLAWAY, 1995), tornando este limitado para a outra ou causando prejuízos a esta (KREBS, 2009).

Para melhor entender a competição e a facilitação, Callaway e Walker (1997) afirmam que é necessário avaliar a influência de fatores abióticos, pressão dos consumidores, estágio de vida, idade e densidade, entre as forças de interação, pois o equilíbrio entre esses efeitos parece variar de acordo com esses fatores. Algumas plantas podem melhorar as condições ambientais severas, favorecendo o crescimento de plantas vizinhas de outras espécies e não a competição com elas (CALLAWAY, 1995). Entretanto, o benefício oferecido para determinadas espécies pelas “nurse plants” é observado, em alguns estudos, apenas no estágio de plântula e, conforme essas plantas crescem, tornam-se competidoras potenciais com as “nurse plants” (CALLAWAY, 1995; CALLAWAY; WALKER, 1997). Em uma área com condições severas e elevada densidade de plantas, a competição pode não prevalecer. Segundo Callaway e Walker (1997), a alta densidade de plantas próximas pode melhorar o ambiente, estabilizando solos, aumentando a quantidade de matéria orgânica, umidade e nutrientes e, assim, facilitando o crescimento de outras espécies.

A importância relativa da predação ou da competição varia de acordo com o gradiente ambiental de estresse ou a disponibilidade de recursos (BRUNO et al., 2003). Bertness e Callaway (1994) propuseram a hipótese de que o aumento do grau de estresse físico ou pressão dos consumidores em uma comunidade aumentaria a frequência de interações positivas e, portanto, que a competição aumentaria quando o estresse abiótico e a pressão dos consumidores fossem baixos (BERTNESS; CALLAWAY, 1994). Callaway e Walker (1997) relatam que o efeito da facilitação é mais evidente em habitats secos do que nos úmidos. Além

disso, os mesmos autores apresentam estudos que revelam que efeitos competitivos são encontrados em condições mais úmidas e frias e facilitativos em condições mais secas e quentes. Para Oliveira (2007), o uso de espécies vegetais facilitadoras no processo de restauração pode ser muito efetivo em áreas sob clima sazonalmente seco.

O conhecimento de interações de facilitação entre espécies vegetais em comunidades em restauração, entretanto, é pouco conhecido. Inferências sobre facilitação entre espécies de plantas e seus efeitos sobre a montagem das comunidades em restauração são feitos com base em estudos voltados a florestas naturais em sucessão secundária. Muito embora tal situação permita a definição de "regras gerais" para entendimento da evolução de comunidades em restauração e planejamento de projetos (WALKER et al., 2007), são necessários estudos mais específicos que considerem o prazo mais curto de desenvolvimento de projetos de restauração e a necessidade de superação de limiares de resiliência muitas vezes encontrados em áreas degradadas (HOBBS et al., 2004).

A facilitação é um dos processos sobre os quais se fundamenta o conceito de "framework species", sem tradução reconhecida em língua portuguesa, que são espécies que, pelos seus atributos, têm o potencial de promover rapidamente a estruturação do ecossistema e desencadear processos ecológicos e, portanto, alavancar a restauração (GOOSEM; TUCKER, 1995; ELLIOTT et al., 2003; PAKKAD et al., 2003). "Framework species" devem possuir copas amplas capazes de inibir o estabelecimento de espécies indesejáveis (gramíneas invasoras), apresentar altas taxas de sobrevivência, rápido crescimento, atrair dispersores e polinizadores para as áreas em restauração, ou ainda oferecer poleiros para aves (PAKKAD et al., 2003).

O entendimento de interações positivas poderia ajudar a alterar o conjunto de filtros em determinada área e permitir o estabelecimento de novas espécies, otimizando processos ecológicos fundamentais para a restauração. O conhecimento acerca dos mecanismos que controlam a sucessão ecológica nas comunidades vegetais pode oferecer importantes informações para o desenho e o manejo de projetos de restauração, de forma a maximizar resultados estruturais, florísticos e funcionais das comunidades e acelerar a restauração de áreas degradadas.

3. OBJETIVOS

O objetivo deste estudo foi verificar se ocorre facilitação da regeneração natural pelas espécies plantadas visando à restauração de mata ciliar e identificar os mecanismos envolvidos na regeneração de espécies nativas sob a copa das árvores plantadas.

3.1 Hipóteses

O estudo foi desenvolvido com base nas seguintes hipóteses:

- Sob as espécies de plantas zoocóricas encontram-se mais indivíduos e espécies arbóreas em regeneração.
- Sob as plantas fixadoras de nitrogênio encontram-se mais indivíduos e espécies arbóreas em regeneração.
- Sob as árvores caducifólias e semicaducifólias existem mais indivíduos e espécies arbóreas regenerantes.
- Sob as árvores de maior porte encontram-se mais indivíduos e espécies arbóreas em regeneração.

- Sob as copas das espécies com menor quantidade de biomassa de braquiária encontram-se mais indivíduos e espécies arbóreas em regeneração.

3.2 Premissas

As hipóteses que nortearam o estudo basearam-se nas seguintes premissas, construídas com base no conhecimento existente sobre o assunto:

- As plantas que produzem frutos atrativos à fauna facilitam a chegada de outras espécies vegetais por meio da deposição de sementes pelos animais que chegam a elas (HUNTER; AARSSEN, 1988; BARBOSA; BARBOSA, 2007).
- Árvores fixadoras de nitrogênio disponibilizam maior quantidade deste nutriente no solo (FRANCO et al., 1992; FRANCO et al., 1995), o que facilita o estabelecimento de outras plantas.
- As árvores que consomem e interceptam menos água (GÊNOVA et al., 2007) e permitem maior entrada de luz (não perenifólias) (GANDOLFI, 2000) durante o ano facilitam o estabelecimento de outros indivíduos e espécies regenerantes.
- As árvores de maior porte e rápido crescimento facilitam o estabelecimento de plantas regenerantes devido à rápida mudança nas condições adversas do ambiente (TABARELLI; MONTOVANI, 1999b).
- Espécies arbóreas capazes de inibir o crescimento da braquiária pelo sombreamento permitem que um maior número de regenerantes se estabeleça (MODNA et al., 2010). A braquiária é uma espécie invasora e potencialmente competidora, além de possuir característica alelopática (BARBOSA et al., 2008).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local

O plantio de restauração de mata ciliar, objeto de estudo, foi efetuado em 2000, na Floresta Estadual de Assis, município de Assis, SP, sob as coordenadas de 22°36’40’’S e 50°24’30’’W, a 550 m de altitude (Figura 1). A área de plantio, com 3 ha, situa-se às margens do Córrego do Barro Preto, pequeno contribuinte da bacia do Rio Paranapanema. Trata-se de um plantio de restauração efetuado com recursos do Fundo Estadual de Recursos Hídricos, com a finalidade de proteger o manancial de abastecimento da cidade de Assis. Como ecossistema de referência, para avaliação comparativa do estágio da comunidade em restauração e dos atributos funcionais das espécies presentes na área restaurada, foi amostrada uma mata ciliar nativa, em janeiro de 2011, sem histórico de perturbação recente, na mesma bacia hidrográfica (Figura 1).

Figura 1. Croqui das áreas de restauração (A) e referência (B), Assis, SP. Fonte: Google Earth 6.2

O solo da área de estudo é classificado como Neossolo Quartzarênico Hidromórfico, com lençol freático pouco profundo (SANTOS, 2006). O tipo climático é Cwa, segundo a classificação de Köppen, com precipitação pluviométrica anual média de 1.480 mm, sujeito a geadas esporádicas e temperatura média anual de 21,8°C (MELO et al., 2004).

As áreas de amostragem estão inseridas em região de domínio do Cerrado, predominando a fisionomia cerradão nas áreas naturais remanescentes em zonas de interflúvio nas proximidades. A vegetação natural ao longo dos córregos das áreas em estudo consiste em mata ciliar (fisionomia florestal não sujeita a saturação hídrica ou inundação), mata paludícola (fisionomia florestal em terrenos permanentemente úmidos ou alagáveis) e campo úmido (vegetação herbáceo-arbustiva em terrenos permanentemente úmidos) (DURIGAN et al. 1999; ROSSATO et al. 2008). A área em restauração não é alagável, sendo

assim, a amostragem da área de referência foi estabelecida em condições ambientais semelhantes. Ambas são consideradas matas ciliares, de acordo com a classificação de fitofisionomias do bioma Cerrado, proposta por Ribeiro e Walter (2008).

O plantio de restauração seguiu o modelo usualmente utilizado na região, com 26 espécies (pioneiras e não pioneiras, nativas e exóticas) aleatoriamente distribuídas, em espaçamento de 3 x 2 m. As mudas foram produzidas em embalagens plásticas de polietileno (1,5 L) e o preparo de solo compreendeu a roçada das gramíneas que ocupavam toda a área, o sulcamento mecanizado e o coveamento manual nos sulcos. Não foram aplicados corretivos ou fertilizantes. Foi realizado combate a formigas cortadeiras com isca granulada durante dois anos após o plantio.

As fontes mais prováveis de propágulos para recolonização da área de estudo são as árvores plantadas, as pequenas ilhas de vegetação ripária nativa ao longo do córrego Barro Preto, fragmentos maiores de cerradão a mais de 500 m de distância ou talhões antigos de *Pinus elliottii* Engelm., que possuem vegetação nativa abundante e diversificada no subosque (ABREU *et al*., 2011).

Aos 10 anos após o plantio, sob as árvores plantadas existem plantas em regeneração natural em densidade variável, bem como reboleiras esparsas da gramínea invasora braquiária *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster.

4.2 Desenho amostral

Noventa e uma árvores plantadas, de diferentes espécies e aleatoriamente distribuídas na área reflorestada, foram utilizadas como unidades amostrais (Figura 2). Em janeiro de 2011, sob cada árvore foram amostrados todos os indivíduos arbóreos em regeneração (DAP < 5 cm), no raio de 1,78 m a partir do tronco da árvore plantada (10 m^2). Cada árvore foi classificada de acordo com os seguintes atributos funcionais da espécie a que pertence: síndrome de dispersão (zoocóricas ou não zoocóricas), deciduidade (perenifólias ou não) e capacidade de fixar nitrogênio (fixadoras ou não fixadoras de nitrogênio).

Figura 2. Croqui da área de restauração. Elipses indicam as áreas de amostragem. Fonte: Google Earth 6.2

Inventário preliminar, realizado em fevereiro de 2010, permitiu selecionar seis espécies e o respectivo número de indivíduos que foram amostrados, conforme a Tabela 1. Buscou-se selecionar indivíduos distantes entre si, de forma a evitar sobreposição de copas. Para a classificação, com relação aos grupos funcionais das espécies, foram consultados Lorenzi (1992, 1998 e 2003), Ramalho (2003), Almeida-Neto et al. (2008), Homem (2011) e Usda (2011).

Tabela 1. Amostragem dos respectivos grupos funcionais de árvores em reflorestamento ciliar em Assis, SP. Z = zoocórica; NZ = não zoocórica, P = perenifólia, NP = não perenifólia; F = fixadora de nitrogênio; NF = não fixadora de nitrogênio.

Espécie	Dispersão	Caducifolia	Fixação N	Número de indivíduos
Anadenanthera colubrina var. *cebil* (Griseb.) Altschul	NZ	NP	F	20
Croton floribundus Spreng.	NZ	NP	NF	15
Inga laurina (Sw.) Willd.	Z	P	F	16
Inga vera Willd.	Z	NP	F	10

Schinus terebinthifolius Raddi	Z	P	NF	15
Syzygium cumini (L.) Skeels	Z	P	NF	15
Total amostrado	Z = 56 NZ = 35	P = 46 NP = 45	F = 46 NF = 45	91

No plantio de restauração, foram também registradas variáveis dendrométricas, uma vez que porte das árvores e sua arquitetura podem influenciar nos processos de regeneração sob suas copas. Em janeiro de 2011, foram medidos a circunferência à altura do peito (CAP), diâmetro de copa, altura total da árvore e altura inferior de copa. Foram avaliados também o volume da copa e a área transversal (secção do tronco à altura do peito – 1,30 m), calculados pelas fórmulas:

$VC = \pi(DC^2/4)HC$ onde,

VC = volume de copa;

DC = diâmetro da copa;

HC = altura da copa.

$G = \sum \pi(DAP^2/4)$ onde,

G = área transversal;

DAP = diâmetro à altura do peito.

O CAP foi tomado a 1,30 m do solo, com uma fita métrica, e depois transformado em diâmetro à altura do peito (DAP), para comparações. O diâmetro de copa foi medido com trena e calculado pela média do maior e do menor diâmetro. Altura total e inferior de copa foram medidas com auxílio de régua dendrométrica telescópica graduada em centímetros.

No mesmo período, na área de referência, foram distribuídas 20 parcelas circulares de 10 m^2 (cada), ao longo de um transecto de 100 m distante 50 m do curso d'água, nas quais foi amostrada a comunidade de plantas arbóreas em regeneração (DAP inferior a 5 cm), seguindo os mesmos procedimentos que foram adotados na área em restauração (Figura 3).

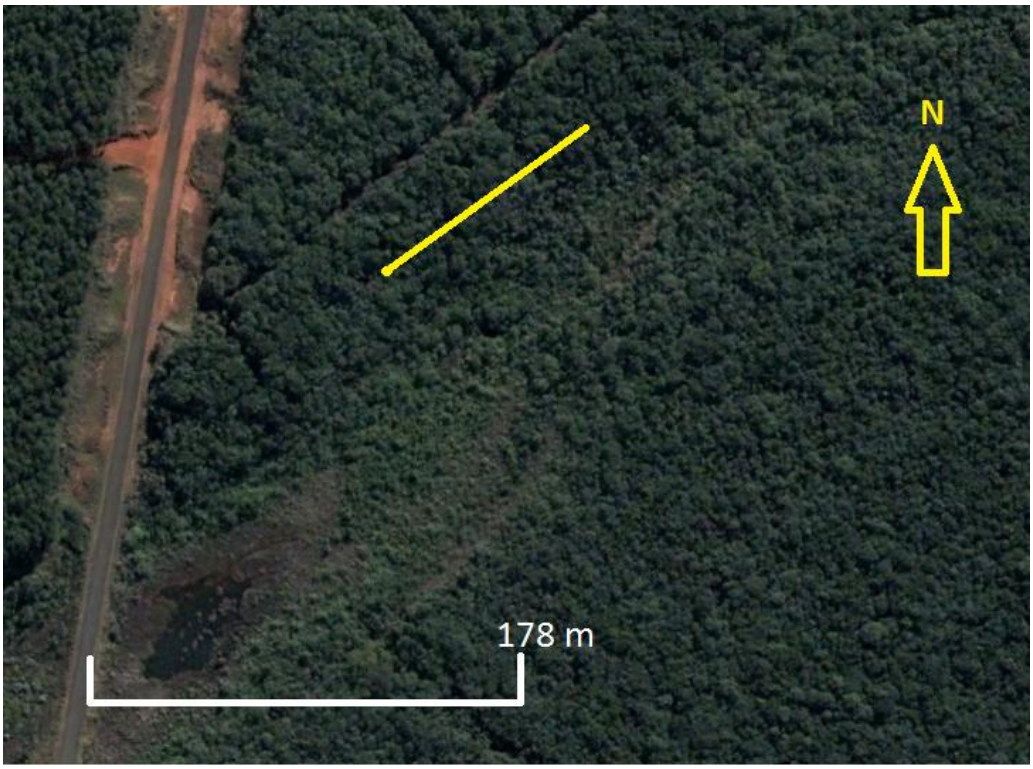

Figura 3. Croqui da área de referência, Assis, SP. Linha amarela indica o transecto de 100 m de comprimento, em linha paralela à margem do córrego, à distância de 50 m para amostragem dos regenerantes. Fonte: Google Earth 6.2.

Os regenerantes foram classificados, com base na literatura, de acordo com a síndrome de dispersão das espécies (MONTOVANI; MARTINS, 1993; BATALHA; MONTOVANI, 2000; APPROBATO; GODOY, 2006; ALMEIDA-NETO et al., 2008; FRANZON et al., 2009), tolerância à sombra (DURIGAN et al., 2004) e tolerância a solos permanentemente úmidos (DURIGAN et al., 2004).

Com relação à tolerância à sombra, as espécies intolerantes à sombra caracterizam-se por se regenerarem e se desenvolverem apenas à plena luz, enquanto as tolerantes à sombra são espécies que podem se desenvolver e se regenerar à sombra (DURIGAN et al., 2004).

As espécies foram classificadas por sua tolerância a solos permanentemente úmidos de acordo com estudo que avaliou os registros de ocorrência natural de espécies arbóreas em 83 levantamentos florísticos na região do Médio Paranapanema,

levando em consideração as características ambientais dos locais e a frequência de ocorrência das espécies.

Como ferramenta complementar para a compreensão dos eventuais processos de facilitação ou inibição, algumas variáveis ambientais foram tomadas sob cada árvore do plantio de restauração: radiação solar, umidade do solo e biomassa de braquiária *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster. Foram feitas três medições de radiação solar sob a copa de cada árvore plantada e simultaneamente a plena luz. As medidas foram tomadas a 1 m de distância do tronco e equidistantes, formando um ângulo de 120° entre elas. Ambas as medidas, sob as árvores e a plena luz, foram feitas a 1,30 cm acima do nível do solo. A diferença entre os dois valores foi utilizada como variável representativa da energia que é retida pela copa de cada árvore. A medição de radiação foi feita em janeiro de 2011, com luxímetro digital da marca Minipa, com capacidade de até 100.000 lux. Era prevista uma segunda coleta de dados ambientais (luz e umidade do solo) na estação seca, mas uma geada muito severa, em junho de 2011, danificou parcial ou totalmente muitos indivíduos, inviabilizando a coleta desses dados e a análise comparativa entre estações.

A presença de *Urochloa decumbens* foi diagnosticada por meio da quantificação de sua biomassa. Dentro de cada parcela, na estação chuvosa (janeiro de 2011), foram delimitadas três subparcelas de 0,25 m^2 (0,5 m x 0,5 m) (Figura 4), nas quais foi coletada a biomassa aérea do capim, cortada a 10 cm acima do solo, conforme prevê método descrito por Comastri Filho e Pott (1982) para plantas forrageiras. As três subparcelas se encontravam equidistantes, formando um ângulo de 120° entre elas. Após a coleta o material foi seco em estufa, à temperatura de 70ºC, até peso constante e então pesado em balança de precisão.

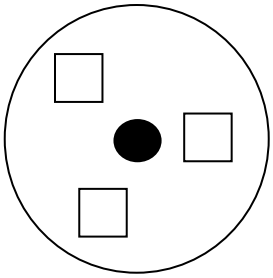

Figura 4. Esquema de amostragem de biomassa de *Urochloa decumbens* (a circunferência externa delimita a unidade amostral com área de 10 m^2). □ = subparcelas; ● = tronco da árvore.

A determinação da umidade do solo foi feita por meio do método gravimétrico (EMBRAPA, 1997), a partir de uma amostra de solo superficial (0-20 cm), composta por quatro sub-amostras, coletadas sob cada árvore, em abril de 2011, com auxílio de um enxadão. As amostras foram pesadas em balança e transferidas para estufa a 105-110°C. Após 24 horas as amostras foram retiradas e pesadas novamente. A umidade foi calculada pela diferença de peso entre a amostra úmida e seca dividida pelo peso da amostra seca. As sub-amostras de solo foram retiradas sistematicamente, de forma a distribuírem-se com distâncias iguais entre si em um círculo com raio de 1 m a partir do tronco de cada árvore. Foi avaliada a umidade do solo aos 10 dias após uma chuva de pelo menos 30 mm, suficiente para saturar a camada superficial do solo mesmo que houvesse variação na interceptação parcial da chuva pelas copas. A coleta de solos foi realizada aos dez dias após a chuva considerando que este período seria ideal para apontar diferenças no consumo de água pelas árvores entre as espécies plantadas e mesmo entre indivíduos de uma mesma (ANGELOCCI, 2010*[1]).

4.3 As espécies plantadas

A amostragem foi realizada sob as copas das espécies arbóreas descritas a seguir.

---

*ANGELOCCI, L. R. ESALQ (Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"). Comunicação pessoal, 2010.

4.3.1 *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul

Pertencente à família Fabaceae é conhecida popularmente por angico-vermelho. Sua altura pode variar de 13 a 20 metros e o tronco, com casca que pode ser quase lisa e clara até rugosa e muito fissurada e preta, pode variar de 40 a 60 cm de diâmetro. Floresce durante os meses de agosto a setembro e os frutos amadurecem de setembro a novembro. É espécie pioneira, decídua, heliófita, seletiva xerófita, de rápido crescimento, podendo ser utilizada com sucesso para reflorestamento de áreas de preservação permanente degradadas. Ocorre desde o Maranhão e nordeste do país até São Paulo, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul, especialmente na floresta latifoliada semidecídua, sendo bastante frequente nos cerradões e matas de galeria de todo o Brasil Central e, preferencialmente, em terrenos bem drenados em relevos acidentados (LORENZI, 1992).

4.3.2 *Croton floribundus* Spreng.

Pertencente à família Euphorbiaceae e é conhecido popularmente como capinxigui. Atinge cerca de de 5 a 10 m de altura 15 a 30 cm de diâmetro do tronco. Seu tronco é reto, cilíndrico e curto, com fuste de até 6 m e sua copa é arredondada e aberta. A espécie é polinizada por insetos pequenos, como as abelhas e, também, pelo vento. No Estado de São Paulo, floresce de outubro a janeiro e os frutos amadurecem de novembro a abril. A dispersão das sementes é autocórica, podendo ocorrer deiscência explosiva nos dias quentes (RAMALHO, 2003). Essa espécie decídua ou semidecídua e pioneira (LORENZI, 1992) ocorre nos Estados do Espírito Santo, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Rio de Janeiro e São Paulo, sendo típica da vegetação secundária da Floresta Estacional Semidecidual, nas formações Aluvial, Submontana e Montana. É encontrada em solos férteis de boa drenagem, com textura que varia de areno-argilosa a argilosa e também em solos de fertilidade química baixa e de textura arenosa (RAMALHO, 2003).

4.3.3 *Inga laurina* (Sw.) Willd.

Pertencente à família Fabaceae, esta espécie é conhecida popularmente como ingá-de-folha-lisa. Atinge altura entre 10-20 m, diâmetro do tronco de 50-70 cm e sua copa é ampla e baixa. Floresce entre agosto e dezembro, seus frutos amadurecem entre novembro e fevereiro e são dispersos por animais (zoocoria). É perenifólia, heliófita e seletiva

higrófita, característica de formações florestais ripárias. Ocorre desde Amazonas até o nordeste e daí se distribui até o Paraná, abrangendo quase todas as formações vegetais e a faixa litorânea. Ocorre em outros países da América do Sul, América Central e Caribe (LORENZI, 1998).

4.3.4 *Inga vera* Willd.

Esta espécie pertence à família Fabaceae e é conhecida como ingá ou ingá-do-brejo. Possui altura entre 5-10 m e troncos com diâmetro de 20-30 cm (LORENZI, 1992). É árvore decídua que pode atingir 25 m de altura e 75 cm de DAP quando adulta; o fuste mede até 10 m de comprimento, a copa é arredondada, com galhos longos. Sua polinização é feita por abelhas e a dispersão das sementes por animais (zoocórica). Considerada pioneira, prefere solos úmidos e até brejosos e ocorre quase que exclusivamente em formações secundárias. Ocorre na Argentina, Colômbia, Costa Rica, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Honduras, Nicarágua, Panamá, Paraguai, Peru, Suriname, Uruguai, Venezuela e em quase todo o Brasil (AP, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MT, MS, MG, PA, PR, PE, RJ, RS, RO, RR, SC, SP, SE) (RAMALHO, 2008).

4.3.5 *Schinus terebinthifolius* Raddi

Popularmente conhecida como aroeira-pimenteira, esta espécie pertence à família Anacardiaceae. É perenifólia de porte variado, comumente de 2 a 10 m de altura, de 10 a 30 cm de DAP, com fuste de até 11 m, com copa baixa, densifoliada a irregular, arredondada, densa e larga quando isolada. A floração ocorre de agosto a março e a frutificação de março a outubro, no Estado de São Paulo. A polinização é feita por abelhas e a dispersão das sementes é feita, principalmente por aves. Ocorre na Argentina, Paraguai, Uruguai e Brasil (Al, BA, ES, MS, MG, PB, PR, PE, RJ, RN, RS, SC, SP, SE), em fitofisionomias de Floresta Ombrofila Densa, Baixo-Montana e Sub-Montana; Floresta Ombrófila Mista, Aluvial e Montana; Floresta Estacional Semidecidual, Baixo Montana; Floresta Estacional Decidual, Baixo Montana; Vegetação com Influência Marinha (restingas). Presente em solos de baixa fertilidade química a férteis, solos úmidos ou secos, arenosos ou argilosos, solos com boa drenagem a regular e suporta encharcamento e inundações. É considerada pioneira a secundária inicial, comum na vegetação secundária (capoeira,

capoeirinha, capoeirão e floresta secundária), em margens de rios, em campos ou como invasoras em áreas abandonadas (RAMALHO, 2003).

4.3.6 *Syzygium cumini (L.)* Skeels

Popularmente conhecida como jambolão ou jamelão, esta espécie perenifólia pertence à família Myrtaceae, é originária da Índia e Sri Lanka, possui altura entre 15-20 m, tronco com casca rugosa, copa arredondada e densa. Floresce durante os meses de setembro a novembro (LORENZI, 2003) e frutifica de dezembro a fevereiro (MACHADO, 1992). Os frutos atraem muitos pássaros, como bem-te-vis e sanhaços (CORRÊA, 1984). Árvore de rápido crescimento tem elevada capacidade de competir com ervas daninhas (AYENSU, et al., 1980). É utilizada em plantios às margens de rodovias, parques, jardins, bosques, como quebra-vento ou às margens de rios, tanques e açudes, pelos frutos destinados à alimentação dos peixes.

4.4 Análise dos dados

A densidade de indivíduos e o número de espécies amostradas de regenerantes foram comparados entre as áreas em restauração e referência utilizando análise de variância (α=0,05), a fim de se quantificar o ingresso de novas plantas na área em restauração em comparação com o estoque de plantas jovens existente na floresta nativa. Para comparar a riqueza das duas comunidades (plantio de restauração e referência) foram geradas curvas de rarefação (MAGURRAN, 2004). Comparou-se a riqueza rarefeita para 750 indivíduos, com base na menor amostra. Essas comparações foram efetuadas com caráter descritivo da comunidade em restauração.

As comparações das proporções de espécies em regeneração por síndrome de dispersão, tolerância à sombra e tolerância à umidade do solo entre o plantio de restauração e a área de referência foram realizadas pelo teste não paramétrico de Mann-Whitney. As espécies que não puderam ser classificadas foram excluídas desta análise.

A fim de constatar se a facilitação se diferencia entre árvores de diferentes características funcionais (dispersão, caducifolia e fixação de nitrogênio) foi realizada a comparação de densidade e riqueza de regenerantes entre os grupos funcionais das

árvores plantadas por análise de variância (ANOVA). Os valores de densidade e riqueza foram transformados por raiz quadrada para atingir os pressupostos de normalidade.

As variáveis dendrométricas, ambientais, de densidade e riqueza de regenerantes foram comparadas entre espécies por meio de análise de variância, seguida do Teste Tukey. Para área da secção transversal do tronco foi feita transformação por *log* e para biomassa de braquiária por raiz quadrada, para estabilização da variância. Interceptação de luz e umidade do solo, expressos em porcentagem, foram transformados por *arcsen* $\sqrt{p/100}$, onde *p* é a porcentagem calculada.

A influência dos diferentes grupos funcionais (zoocórica e não zoocórica, perenifólia e não perenifólia, fixadora e não fixadora) e das variáveis ambientais (interceptação de luz, biomassa de braquiária e umidade do solo) e dendrométricas (altura inferior de copa e diâmetro de copa) sobre a densidade e riqueza de regenerantes foi avaliada utilizando-se a regressão *stepwise*, utilizando modelos lineares generalizados, com o uso do critério de informação de Akaike (AIC) para inclusão de variáveis preditoras. Como variáveis dendrométricas foram utilizadas nesse teste apenas altura inferior de copa, que apresentou correlação muito baixa com as outras variáveis dendrométricas, e o diâmetro de copa, que apresentou elevada correlação com as demais variáveis (altura total, volume de copa e área basal) (APÊNDICE 6). Tal estratégia teve a finalidade de evitar efeitos da colinearidade entre variáveis sobre os resultados do teste.

Foi calculada a Razão de Taxa para quantificar a contribuição de cada variável preditora selecionada sobre a densidade e riqueza da regeneração natural.

Todas as análises e gráficos foram realizados pelo programa Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004), exceto a regressão *stepwise*, que foi realizada no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

5. RESULTADOS

5.1 Desenvolvimento da comunidade em restauração

A comunidade arbórea do ecossistema de referência apresentou densidade de regenerantes cerca de três vezes maior que a mata ciliar em restauração. Resultado semelhante foi observado para o número de espécies regenerantes, que foi quatro vezes maior na floresta nativa (Tabela 2).

Tabela 2. Comparação por ANOVA da densidade e número de espécies lenhosas em regeneração natural por parcela, em plantio de restauração de mata ciliar e em ecossistema de referência, Assis, SP. SE: erro padrão.

	Densidade (plantas ha^{-1})		Número de espécies por parcela		Total de espécies amostradas
	Média	SE	Média	SE	
Referência	41.500	2.296	16	0,6	59
Restauração	12.494	1.159	4	0,3	53
F	115,647		379,145		
P	< 0,0001		< 0,0001		

Apesar do menor número de parcelas amostradas, o número total de espécies amostradas foi maior no ecossistema de referência (59) do que na área em restauração (52). A riqueza rarefeita para 750 indivíduos (Figura 5), que permite inferências sobre a diversidade das comunidades (MAGURRAN, 2004), foi maior no ecossistema de referência (58 espécies) do que na mata ciliar em restauração (46 espécies) (Figura 5).

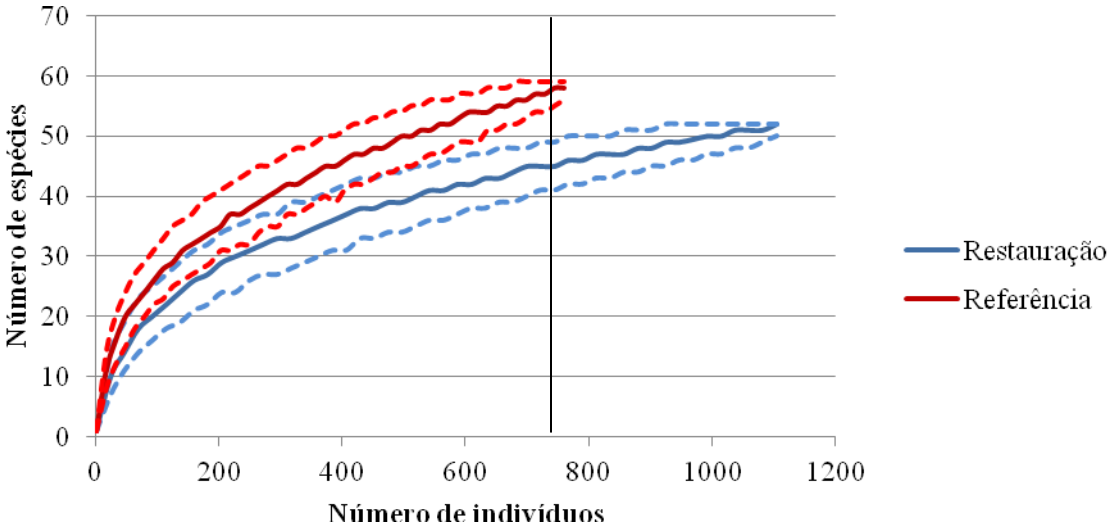

Figura 5. Riqueza rarefeita de espécies arbóreas em regeneração em uma mata ciliar em restauração e em mata ciliar nativa (referência), em Assis, SP. Linhas tracejadas delimitam os intervalos de confiança. A linha contínua vertical corresponde à rarefação para 750 indivíduos amostrados.

A comunidade arbórea no ecossistema de referência apresentou maior proporção de espécies zoocóricas que a mata ciliar em restauração. As proporções de espécies não zoocóricas não diferiram entre as duas comunidades (Figura 6).

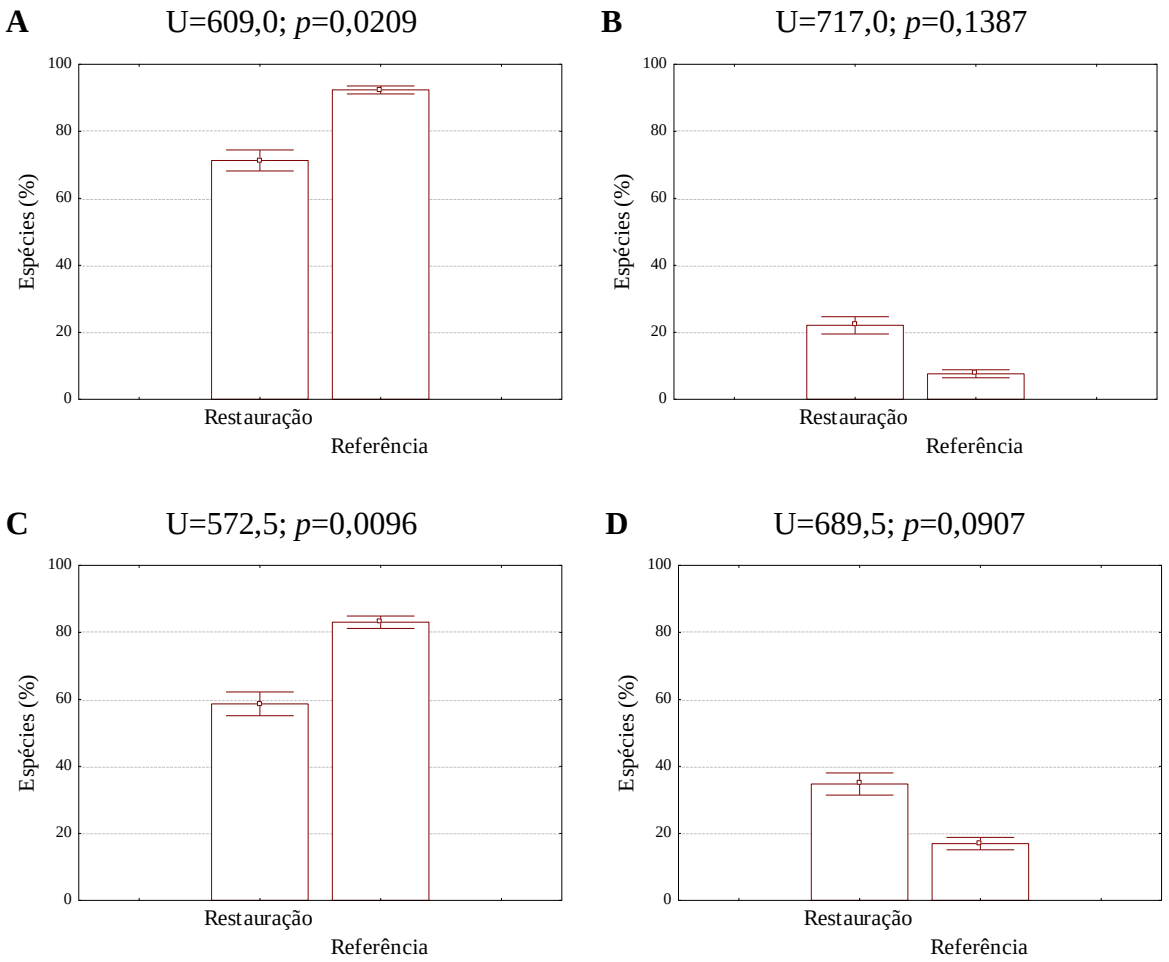

Figura 6. Comparação da proporção de espécies em regeneração por grupo funcional: zoocóricas (A) e não zoocóricas (B), tolerantes (C) e intolerantes à sombra (D), em mata ciliar em restauração e em mata ciliar nativa em Assis, SP. Acima de cada figura encontram-se os valores do teste de Mann-Whitney. Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão.

A proporção de espécies tolerantes à sombra foi maior na floresta nativa do que na área em restauração. Não houve diferença entre a proporção de espécies intolerantes à sombra entre as duas áreas (Figura 6).

Com relação à adaptação às condições de umidade do solo, foi observada maior quantidade de espécies regenerantes indiferentes à umidade do solo na área referência. Não houve diferença na proporção de espécies regenerantes intolerantes à umidade do solo e preferenciais de solos úmidos entre as duas áreas (Figura 7).

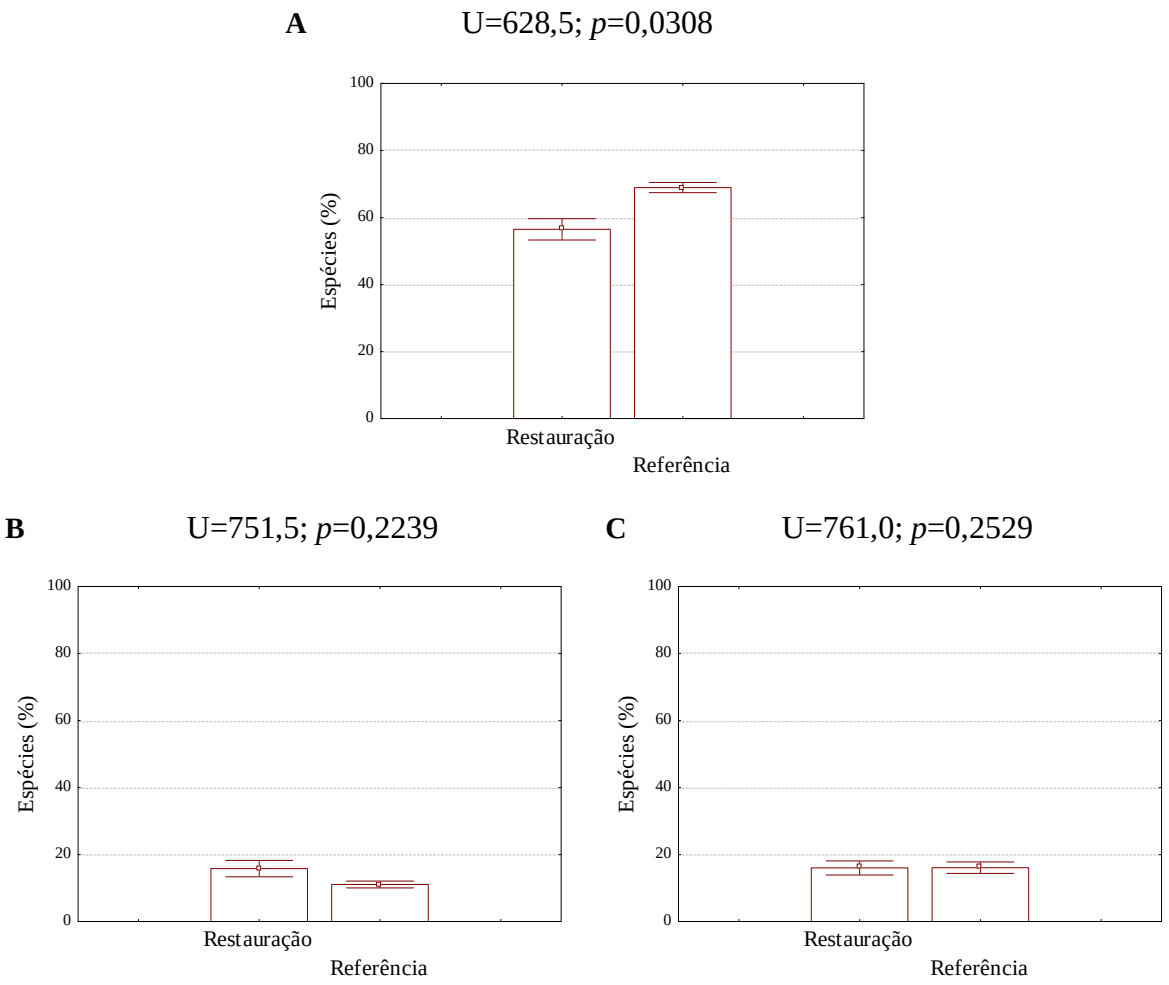

Figura 7. Comparação da proporção de espécies regenerantes indiferentes à umidade do solo (A), intolerantes a solos úmidos (B) e preferenciais de solos úmidos (C) em área de restauração de mata ciliar e área de mata ciliar nativa, em Assis, SP. Acima de cada figura encontram-se os valores do teste de Mann-Whitney para a comparação. Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão.

5.2 Comparação entre as espécies plantadas

Entre as espécies plantadas houve diferenças estruturais (Tabela 3), diferenças no habitat sob suas copas (Figura 8) e diferenças na comunidade de plantas lenhosas em regeneração (Figura 9).

Tabela 3. Variáveis dendrométricas das árvores de cada espécie em plantio de restauração de mata ciliar, em Assis, SP. HT = altura total, HIC = altura inferior da copa, DC = diâmetro da copa, VC = volume da copa, G = área transversal. SE: erro-padrão da média.

Espécies	HT (m)		HIC (m)		DC (m)		VC (m^3)		G (cm^2)	
	Média	SE	Média	SE	Média	SE	Média	SE	Média	SE
Anadenanthera colubrina var. *cebil*	7,3 [b]	0,5	3,7 [a]	0,2	5,0 [bc]	0,5	108,0 [bc]	32,0	213,2 [b]	59,0
Croton floribundus	8,3 [ab]	0,4	2,8 [a]	0,4	6,5 [ab]	0,6	223,5 [ab]	51,7	293,8 [ab]	59,5
Inga laurina	7,6 [ab]	0,3	1,5 [b]	0,2	5,7 [b]	0,3	169,7 [ab]	20,8	456,0 [a]	64,0
Inga vera	9,1 [a]	0,4	3,6 [a]	0,4	7,8 [a]	0,6	284,8 [a]	51,5	483,3 [a]	72,2
Schinus terebinthifolius	3,4 [c]	0,2	0,7 [b]	0,0	3,4 [c]	0,2	27,3 [c]	4,3	20,9 [c]	4,8
Syzygium cumini	7,0 [b]	0,4	0,9 [b]	0,3	4,9 [bc]	0,3	129,8 [bc]	21,0	198,0 [b]	44,6

Valores seguidos de letras diferentes na mesma coluna diferem entre si (p<0,05) para Teste Tukey.

Inga vera apresentou-se como a espécie de maior porte para a maior parte das variáveis e na posição oposta colocou-se *Schinus terebinthifolius*, com os menores indivíduos. As outras espécies mantiveram-se em posições intermediárias. A altura inferior da copa foi a variável que apresentou mais clara distinção entre espécies, com um grupo de copa alta (*Croton floribundus, Anadenanthera colubrina* var *cebil* e *Inga vera*) e um grupo de copa baixa (*Inga laurina, Schinus terebinthifolius* e *Syzygium cumini*).

Também as variáveis ambientais sob as árvores plantadas apresentaram-se com grande variação entre as espécies. *Inga laurina* e *Syzygium cumini* apresentam maior capacidade de interceptação de luz (97,6% e 95,1%, respectivamente) em comparação com *Schinus terebinthifolius*, que apresentou a menor capacidade (64,6%). O capim braquiária (*Urochloa decumbens*) apresentou biomassa variando de 0,62 g m^{-2} sob *Inga laurina* até 27,9 g m^{-2} sob *Schinus terebinthifolius*. A umidade do solo variou de 6,8% sob *Inga vera* a 11,2% sob *Syzygium cumini*, porém não houve diferença entre as espécies (Figura 8 e Apêndice 3).

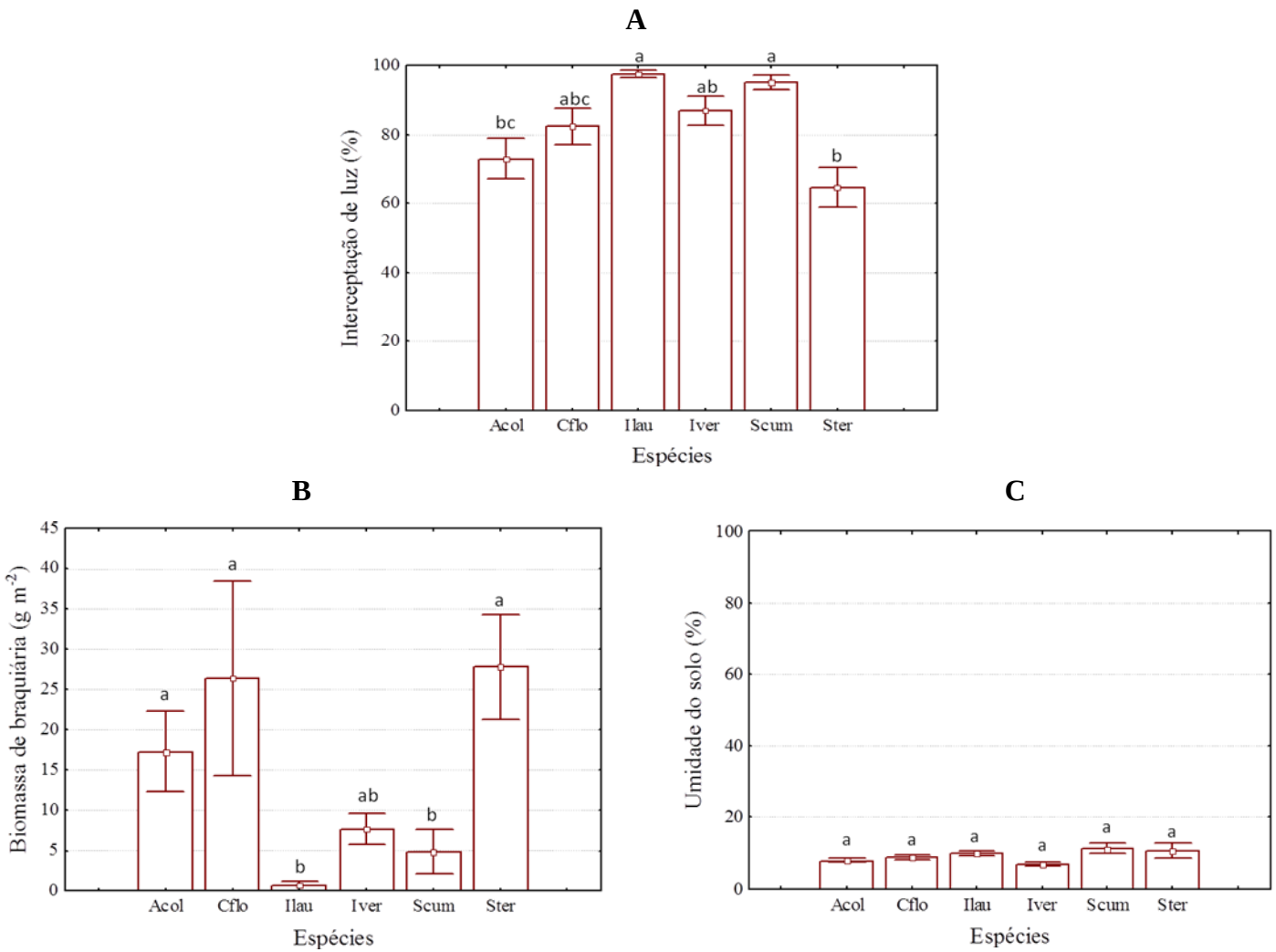

Figura 8. Interceptação de luz (A), biomassa de capim braquiária (B) e umidade do solo (C) sob diferentes espécies em plantio de restauração de mata ciliar, em Assis, SP. *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Acol), *Croton floribundus* (Cflo), *Inga laurina* (Ilau), *Inga vera* (Iver), *Syzygium cumini* (Scum), *Schinus terebinthifolius* (Ster). Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão. Letras diferentes indicam diferença estatística entre as espécies (p<0,05) pelo Teste de Tukey.

A densidade e a riqueza de plantas lenhosas em regeneração sob as copas apresentaram ampla variação entre espécies. A densidade de regenerantes variou de 6.667 plantas ha^{-1} sob *Syzygium cumini* até 19.187 plantas ha^{-1} sob *Inga laurina*. O número médio de espécies sob a copa de cada árvore variou desde duas espécies sob indivíduos de *Syzygium cumini* a cinco espécies sob as árvores de *Croton floribundus* e *Inga vera* (Figura 9).

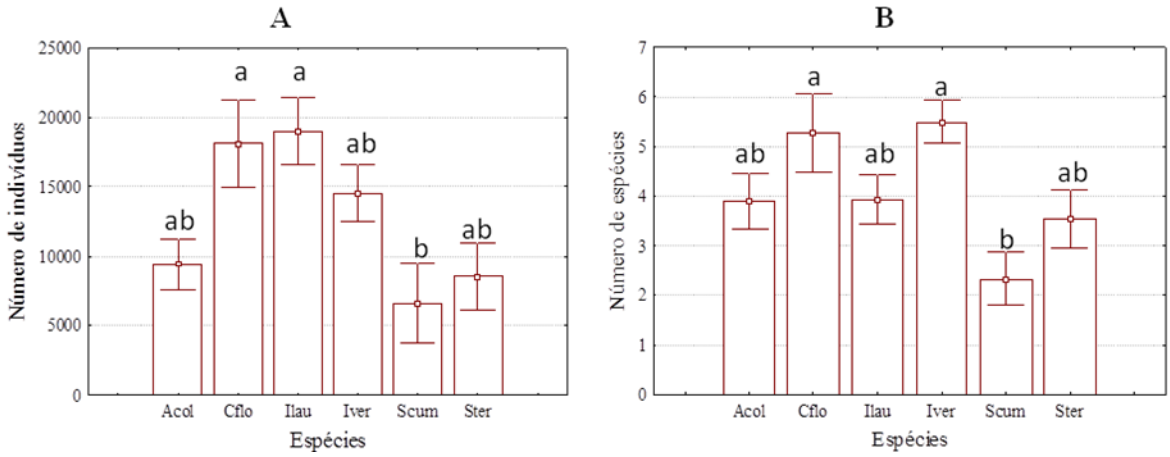

Figura 9. Densidade (A) e riqueza (B) de regenerantes sob a copa de diferentes espécies em um plantio de restauração de mata ciliar, em Assis, SP. *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Acol), *Croton floribundus* (Cflo), *Inga laurina* (Ilau), *Inga vera* (Iver), *Syzygium cumini* (Scum), *Schinus terebinthifolius* (Ster). Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão. Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$) pelo teste Tukey.

5.3 Comparação entre grupos funcionais

A densidade e a riqueza de regenerantes não diferiram entre espécies quando as árvores plantadas foram agrupadas pela síndrome de dispersão ou pela capacidade de fixação de nitrogênio (Figuras 10 e 11). Houve diferença entre grupos funcionais apenas quanto à deciduidade. Sob as árvores não perenifólias foram encontradas mais espécies regenerantes (5 espécies por árvore) do que sob as árvores perenifólias (3 espécies por árvore), embora as densidades de regenerantes (13.444 e 11.630 plantas ha^{-1}, respectivamente) não tenham se diferenciado (Figuras 10 e 11 e Apêndice 5).

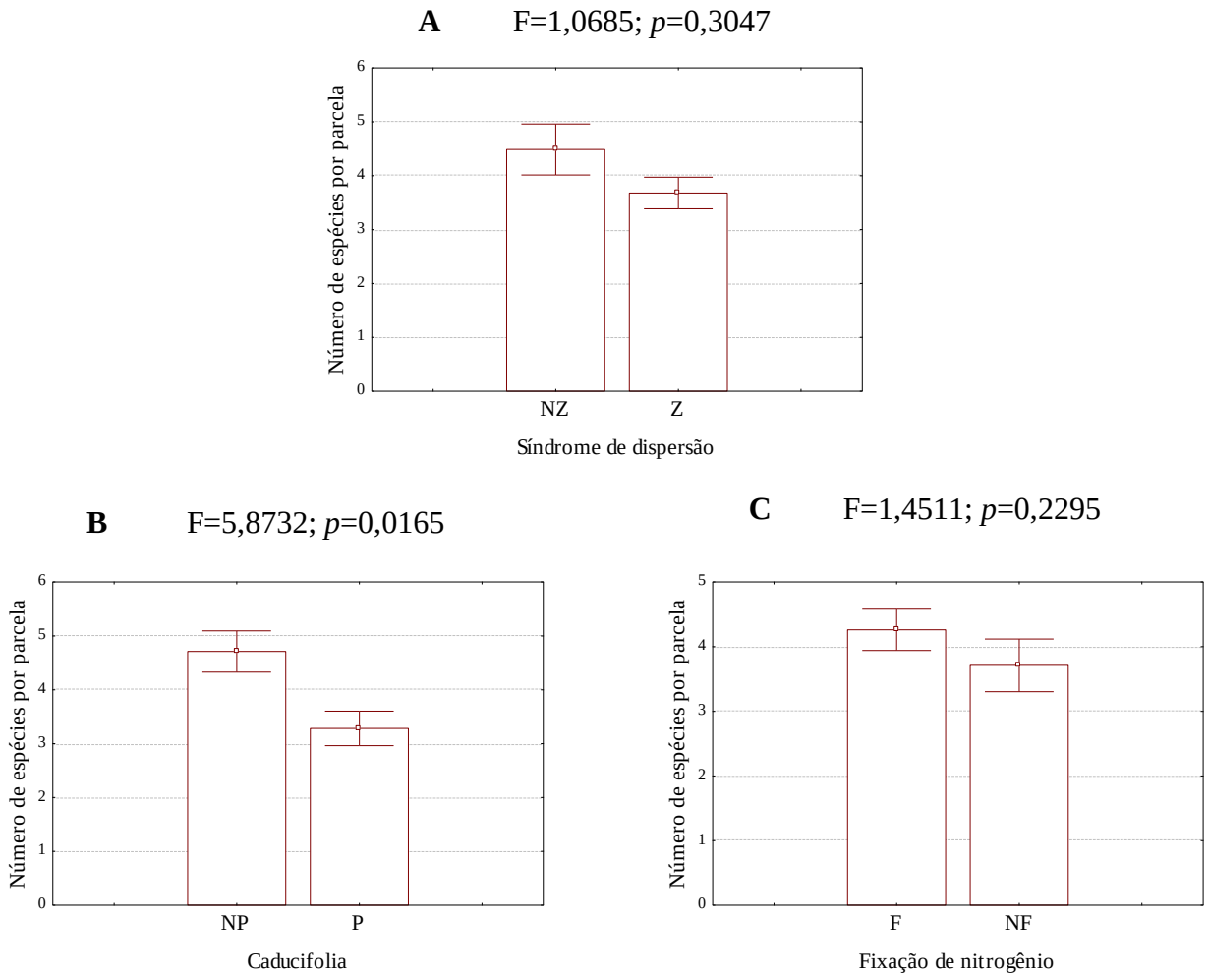

Figura 10. Comparação da riqueza de regenerantes amostrados em plantio de restauração em Assis, SP, em função de características funcionais das árvores plantadas. Z = zoocóricas, NZ = não zoocóricas, P = perenifólias, NP = não perenifólias, F = fixadoras de nitrogênio e NF = não fixadoras de nitrogênio. Acima de cada figura encontram-se os valores da ANOVA para a comparação. Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão.

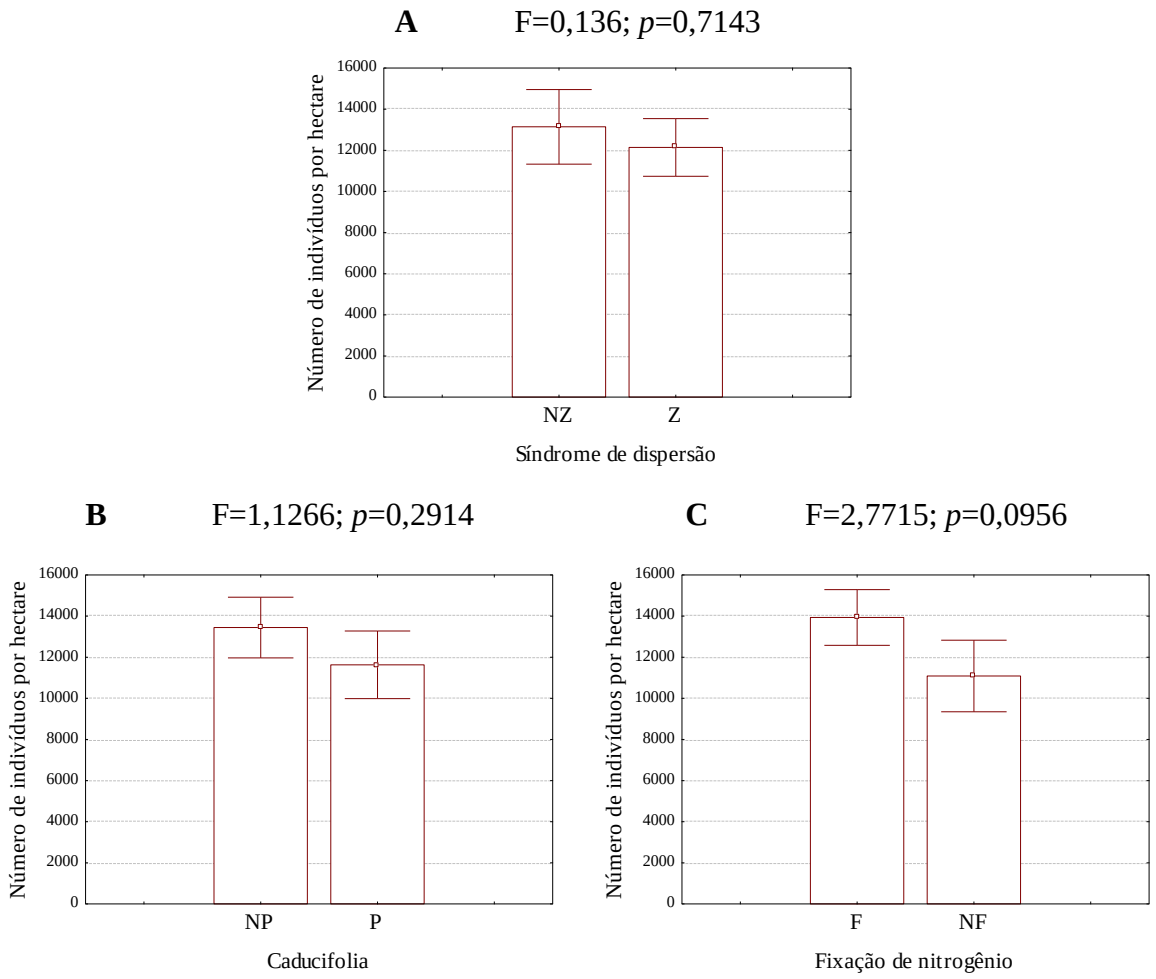

Figura 11. Comparação da densidade de regenerantes em plantio de restauração em Assis, SP, em função de características funcionais das árvores plantadas. Z = Zoocóricas, NZ = não zoocóricas, P = perenifólias, NP = não perenifólias, F = fixadoras de nitrogênio e NF = não fixadoras de nittrogênio. Acima de cada figura encontram-se os valores da ANOVA para a comparação. Colunas indicam a média e barras verticais indicam o erro padrão.

5.4 Fatores atuantes sobre a regeneração natural

Dentre as variáveis testadas referentes às características funcionais (síndrome de dispersão, caducifolia e fixação de nitrogênio), características dendrométricas (altura inferior de copa e diâmetro de copa) e variáveis ambientais medidas sob as copas das árvores (biomassa de braquiária, umidade do solo e interceptação de luz pela copa), as que influenciaram significativamente a densidade de regenerantes foram altura inferior de copa e interceptação de luz pela copa (Tabela 4). As razões de taxa calculadas indicam maior

importância da altura inferior da copa do que da interceptação de luz na alteração na densidade de plantas sem regeneração.

Tabela 4. Resultados da regressão *stepwise* para as variáveis que explicam a densidade de regenerantes sob a copa das árvores em um plantio de reflorestamento de mata ciliar, em Assis, SP.

	Estimativa	*P*	Razão de taxa
Intercepto	7,9497	< 0,0001	-
Altura inferior da copa	0,1571	0,035	1,1701
Interceptação de luz	0,0131	0,0137	1,0132

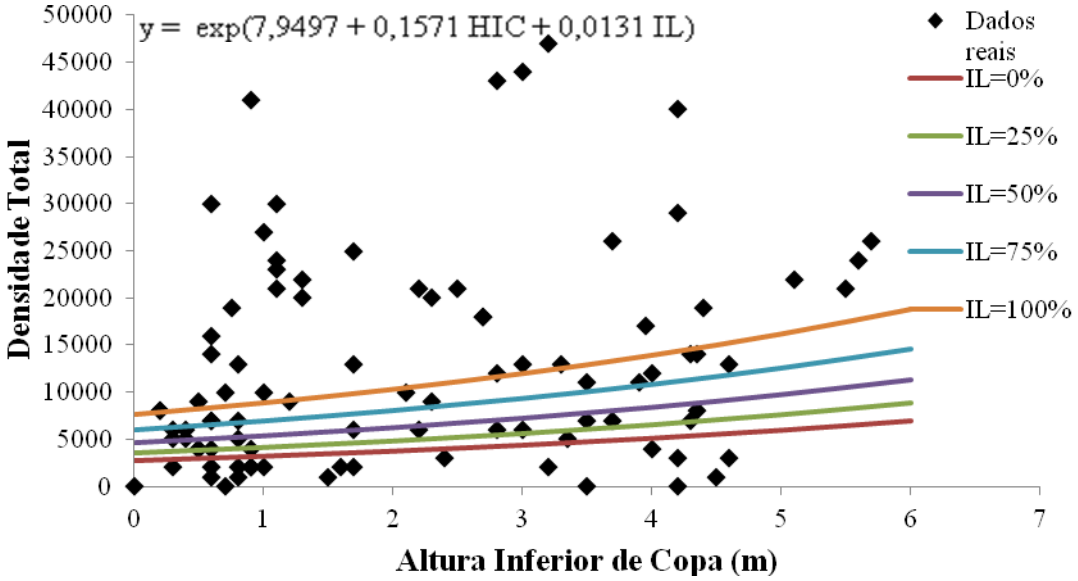

Figura 12. Regressão múltipla com as variáveis significativas (Interceptação de luz (%) - IL - e altura inferior de copa (m) - HIC) que explicam a densidade de regenerantes sob as árvores plantadas para restauração de mata ciliar em Assis, SP.

A riqueza de espécies mostrou-se condicionada por duas variáveis dendrométricas: altura inferior da copa e diâmetro da copa (Tabela 5). As razões de taxa mostram que a altura inferior das copas é a variável mais importante a condicionar a ampliação da riqueza sob as árvores plantadas.

Tabela 5. Resultados da regressão *stepwise* para as variáveis que explicam a riqueza de regenerantes sob a copa das árvores em um plantio de reflorestamento de mata ciliar, em Assis, SP.

	Estimativa	*P*	Razão de taxa
Intercepto	0,7304	< 0,0001	-
Altura inferior da copa	0,1152	0,0036	1,1221
Diâmetro da copa	0,0678	0,0188	1,0702

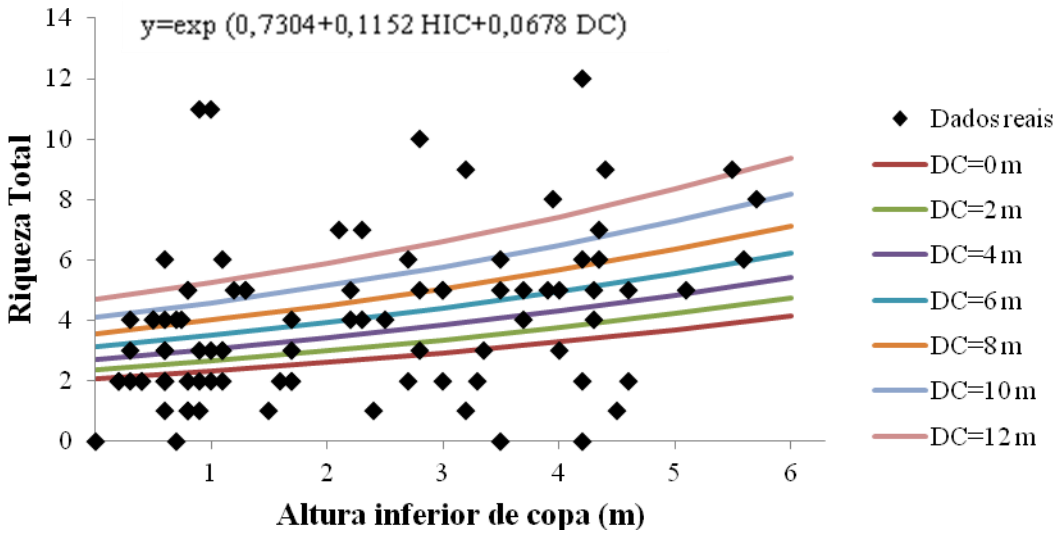

Figura 13. Regressão múltipla com as variáveis significativas (Altura inferior de copa (m) – HIC – e Diâmetro de copa (m) - DC) que explicam a riqueza de regenerantes sob as árvores do plantio de restauração de mata ciliar em Assis, SP.

6. DISCUSSÃO

6.1 Fatores envolvidos no ingresso de novas plantas na comunidade em restauração

A comunidade arbórea em restauração que foi objeto do presente estudo apresenta estrato regenerante com densidade muito inferior à observada no ecossistema de referência, mas que se aproxima de resultados de estudos similares. Porém, o número de espécies em regeneração na área amostrada corresponde a 79% da riqueza encontrada na mata ciliar nativa, para o mesmo número de indivíduos amostrados, o que sugere um rápido processo de recuperação de riqueza para um plantio de apenas dez anos.

Avaliar, precisamente, os resultados obtidos comparando-os com outros estudos não é possível, uma vez que os critérios de inclusão e o número de plantas amostradas são distintos. No entanto, tais estudos oferecem uma visão mais ampla dos processos de regeneração natural em matas ciliares em restauração. Em regiões de Floresta Estacional Semidecidual próximas à área deste estudo, Melo e Durigan (2007), amostrando plantas com altura mínima de 30 cm, relatam densidades de 7.500 e 4.015 plantas ha^{-1} de, respectivamente, 17 e 26 espécies em reflorestamentos com 9 e 13 anos. Nessa mesma região, Silveira e Durigan (2004) contabilizaram 9.700 plantas ha^{-1} ($h \geq 50$ cm), de 25 espécies, em plantio de restauração com 10 anos. Souza e Batista (2004), amostrando plantas entre 50 cm de altura e DAP inferior a 4,8 cm, relatam, para plantios de restauração no Pontal do

Paranapanema, SP, densidades de 3.450 plantas ha^{-1} em área com 9 anos e 6.500 plantas ha^{-1} em reflorestamento de 10 anos. Em cada área foram registradas 27 e 16 espécies, respectivamente, incluindo lianas, palmeiras e arbustos, e 16 e 13 espécies, respectivamente, sem essas outras formas de vida. Os autores consideraram que a idade do reflorestamento e as dificuldades para entrada de propágulos na área em restauração são os principais condicionantes ao desenvolvimento do estrato regenerante. Ainda em Mata Atlântica, áreas em restauração com 46, nove e seis anos de idade foram estudados por Sorreano (2002), que registrou densidades de, respectivamente, 47.000, 30.500 e 17.500 plantas ha^{-1}, pertencentes a 25 espécies para as duas primeiras áreas e 19 espécies na última, adotando como critério de inclusão altura entre 0,3 e 1,3 m.

Modna et al. (2010) estudaram a regeneração natural sob plantio de *Pinus elliottii* como facilitadora em plantio de mata ciliar em região de Cerrado e amostraram entre 4.537 e 5.799 ind ha^{-1}, com altura a partir de 50 cm, pertencentes a 59 espécies lenhosas, aos onze anos após o plantio. Com o mesmo critério de inclusão, em plantio experimental de mata ciliar comparando nove diferentes combinações de espécies aos 17 anos após o plantio, Santos *et al.* (2007) amostraram no total 88 espécies nativas em regeneração, das quais 59% eram arbóreas. A densidade de regenerantes variou entre modelos, mas foi mais elevada sob plantio puro de *Tapirira guianensis* (mais de 8.000 indivíduos ha^{-1}). Apesar das ressalvas relativas à grande variação no critério de inclusão na amostragem, o número de espécies que têm sido amostradas na restauração de matas ciliares em regiões de Cerrado encontra-se muito próximo da mata ciliar nativa em prazo relativamente curto.

Mesmo que ressalvados os critérios de inclusão utilizados em cada um dos estudos acima, a idade dos plantios de restauração é determinante para a ampliação, tanto da riqueza quanto da densidade da comunidade regenerante. Outras variáveis que condicionariam tais resultados seriam as condições do solo (PARROTA et al., 1997), a intensidade e qualidade das inter-relações flora-fauna na área em restauração (ROBINSON; HANDEL, 1993; WUNDERLE JR., 1997; REIS et al., 1999) e a conectividade da paisagem (METZGER, 1999).

A presença de fontes de propágulos na paisagem, como fragmentos de vegetação ripária nativa ou de cerradão, certamente foi fundamental para a dispersão de sementes e a chegada de novas espécies à área restaurada. Aparentemente, não há filtros

restritivos à chegada de espécies, relacionados à distância da fonte. O fato de que a proporção de espécies zoocóricas em regeneração é inferior ao observado na mata ciliar nativa pode estar associado à idade do plantio de restauração e à atividade da fauna que pode ser maior na mata nativa que na área de restauração. Mesmo em proporção inferior à da mata nativa, a maioria das plantas regenerantes na área restaurada tem dispersão zoocórica. Ferreira et al. (2010), em avaliação da regeneração natural em uma área em restauração de aproximadamente 13 anos de idade, também observaram a predominância de espécies zoocóricas na regeneração natural (62,5%), o que é esperado em florestas tropicais maduras (SILVA, 2006) ou secundárias (LIEBSCH et al., 2008). A zoocoria é a forma de dispersão mais frequente em florestas tropicais (REIS; KAGEYAMA, 2008). Tabarelli e Montovani (1999), em estudo sobre a regeneração natural em Floresta Ombrófila Densa, em trechos de florestas secundárias de 10, 18 e 40 anos, observaram que o número de espécies zoocóricas e tolerantes à sombra aumenta durante o processo de sucessão. É de se esperar, portanto, que esta proporção aumente na área restaurada ao longo do tempo, até equiparar-se à mata nativa.

A proporção de espécies tolerantes à sombra foi maior no ecossistema de referência do que na mata ciliar em restauração, indicando que a comunidade em restauração encontra-se em etapa sucessional intermediária. Como estudado por Oliveira e Felfili (2005), em mata de galeria no Distrito Federal, durante a sucessão há o fechamento do dossel e o sombreamento da área, o que resulta em elevação da mortalidade de espécies que necessitam de luz e aumento na população de espécies tolerantes à sombra. Fato semelhante foi relatado por Pinto et al. (2005) em Lavras, MG, onde, em nascentes mais degradadas, predominavam espécies regenerantes exigentes de luz.

Com relação à adaptação às condições de umidade do solo, não se observou diferença de proporção de espécies intolerantes a solos úmidos e espécies preferenciais desta condição, entre restauração e referência. Ainda que a proporção de espécies indiferentes às condições de umidade tenha sido ligeiramente superior no ecossistema de referência em relação à área em restauração, de modo geral pode-se considerar que este filtro, que se relaciona com o estabelecimento e não com a chegada das espécies e independe de estádio sucessional, faz com que a área restaurada se iguale à referência desde o início da sua construção.

Um fato importante a destacar é que nenhuma das espécies arbóreas sob as quais se investigou a regeneração natural foi amostrada no ecossistema de referência. A facilitação, portanto, não foi um processo que envolveu relações ecológicas que dependessem exclusivamente das espécies nativas do local da restauração, mas sim da criação de condições ecológicas propícias à instalação de outras espécies. A criação destas condições pode ocorrer até mesmo em plantios monoespecíficos, desde que as mudanças das condições ecológicas promovidas pelas árvores plantadas favoreçam o aumento crescente da riqueza, como já discutido por Lamb (1998), Brockerhoff et al. (2008) e Viani et al. (2010).

6.2 A facilitação mediante os atributos funcionais das espécies plantadas

As espécies plantadas apresentaram resultados distintos com relação à capacidade de promover a entrada de novas espécies, que variou em 2,5 vezes para a riqueza amostrada até cerca de três vezes para a densidade de plantas regenerantes. As diferenças entre espécies estão associadas a diferenças nas suas características funcionais e dendrométricas, que poderiam, de acordo com a definição dada por Bruno et al. (2003), alterar o ambiente e facilitar o estabelecimento de outras espécies. No entanto, nenhuma espécie reúne todos os atributos que influenciam positivamente a regeneração sob suas copas.

Com relação às características funcionais estudadas, detectaram-se resultados diferenciados apenas para as árvores não perenifólias, sob as quais se amostrou maior número de espécies do que sob as perenifólias. Esperava-se que a dispersão zoocórica fosse uma característica a favorecer a chegada de outras espécies na área, pois animais dispersores de sementes podem ser atraídos pelos frutos de determinadas árvores (HUNTER; AARSSEN, 1988; BARBOSA; BARBOSA, 2007). Entretanto, este fator não explicou a facilitação neste estudo. Estudos recentes em áreas em restauração relativizam a importância desta característica funcional na entrada de novas plantas no ecossistema. Costa (2008) observou que houve contribuição de dispersores zoocóricos para acelerar a regeneração natural pela introdução de novas espécies, na maioria zoocóricas, em mata ciliar em restauração, porém não constatou diferença na densidade de regenerantes sob a copa de espécies zoocóricas e não zoocóricas. O mesmo resultado foi obtido por Guerin (2010), ao analisar a nucleação em área invadida por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. A autora constatou que a probabilidade de chegada de propágulos foi semelhante entre árvores

nucleadoras, quer fossem de espécies zoocóricas ou não. Conforme observado por Costa (2008), há que se considerar que o benefício proporcionado por espécies atrativas para a fauna pode se estender a toda à comunidade em regeneração, não se restringindo ao espaço delimitado pelas árvores que oferecem alimento para a fauna. Esta hipótese, porém, carece de estudos específicos para que possa ser testada. O estudo de Modna et al. (2010), ao constatar maior riqueza e densidade de plantas nativas em regeneração sob plantio puro de *Pinus elliottii* quanto maior a densidade da exótica, comparada a parcelas controle (sem *P. elliottii*), reforça a idéia de que a facilitação não está relacionada somente com o plantio de espécies zoocóricas.

O fato de que a riqueza e a densidade de regenerantes não tenha sido maior sob espécies zoocóricas faz lembrar que as relações entre a visitação das espécies arbóreas pela fauna vai além da oferta de alimento. A maior frequência de fauna pode estar associada também à arquitetura da copa e à oferta de outros recursos. Wydhayagarn et al. (2009) avaliaram o comportamento e visitação das aves a diferentes espécies de árvores em um plantio de oito anos de idade no norte de Parque Nacional de Doi Suthep, no norte da Tailândia. Esses autores observaram que diferentes espécies arbóreas afetam diferentemente a comunidade de aves, seja diretamente pela disponibilidade de flores e frutos ou indiretamente pela busca de insetos atraídos pelo néctar. Além disso, os autores associam positivamente a deposição de sementes pelas aves com as características estruturais das árvores, como o tamanho da copa e as ramificações. Essas relações complexas da fauna com as espécies plantadas precisam ser compreendidas para que possam ser identificadas “framework species” (GOOSEM; TUCKER, 1995), que possam aumentar as chances de sucesso da restauração. Priorizar espécies zoocóricas é negligenciar todas as outras maneiras pelas quais uma espécie plantada pode atrair a fauna e beneficiar a regeneração natural.

Árvores caducifólias ou semi-caducifólias apresentaram maior riqueza de espécies em regeneração sob suas copas. A queda parcial ou total de folhas pode ocasionar diminuição da interceptação (GÊNOVA et al., 2007) e do consumo de água pela planta adulta e aumento da entrada de luz (GANDOLFI, 2000), além do aumento da camada de serapilheira, que mantém a umidade do solo e libera nutrientes para a camada superficial do solo. Desta forma o ambiente sob as copas dessas espécies torna-se menos restritivo em termos de disponibilidade de recursos, permitindo o estabelecimento de maior número de espécies.

As espécies fixadoras de nitrogênio disponibilizam nutrientes pela deposição e decomposição da serapilheira (FRANCO et al., 1995) e pela ação das raízes (FRANCO, 1992), de modo que aumentam a fertilidade do solo e podem facilitar o estabelecimento de outras plantas. O nitrogênio é de grande importância para o crescimento das plantas, principalmente em solos com pouca ou nenhuma matéria orgânica (FRANCO; FARIA, 1997). Entretanto, não foi observada diferença na densidade e riqueza de regenerantes sob a copa das árvores fixadoras e não fixadoras de nitrogênio, de modo que a falta deste nutriente não é um filtro atuante no ecossistema estudado, não sendo, portanto, o fator limitante para o estabelecimento das plantas.

As análises em busca de variáveis ambientais relacionadas com a facilitação apontaram que a modificação da condição de luz sob as copas é um importante mecanismo. Este resultado coloca a facilitação na área de estudo como decorrente de influência das árvores plantadas sobre a incidência luminosa, que é um dos mecanismos mais frequentemente citados na literatura (HUNTER; AARSSEN, 1988; FIGUEROA-RANGEL; OLIVERA-VARGAS, 2000; BRUNO et al., 2003; GANDOLFI, 2003; XIONG et al., 2003; GOTELLI, 2007; SOUZA, 2007; COSTA, 2008). Porém, os resultados obtidos neste estudo em relação à luz são complexos e até aparentemente conflitantes. Por um lado, a maior interceptação de luz pela copa (copas muito densas) favorece a regeneração. Por outro lado, copas muito baixas, que impedem a entrada de luz lateral, dificultam a regeneração. O fato de a facilitação estar associada positivamente à deciduidade reforça a regulação de luz como mecanismo indutor de regeneração.

Campos (2010) afirma que quanto mais próxima do solo a copa estiver, menores são as variações microambientais e a quantidade de biomassa de gramíneas, podendo facilitar a chegada de outros indivíduos. Os resultados deste estudo, entretanto, sugerem que a maior altura das copas pode promover entrada de luz nos horários de início e final do dia, propiciando ambiente com entrada de luz menos intensa, e sem alterações muito grandes na umidade e temperatura do ar. As copas maiores fazem com que a área atingida pela luz não atinja toda a projeção das copas, criando ambientes diferenciados sob a mesma árvore e possibilitando a entrada de grupos de espécies com demandas diferenciadas de luz, com reflexos positivos na ampliação de riqueza do estrato regenerante.

Não se pode descartar a relação estreita entre nível de sombreamento e gramíneas, mas o papel das gramíneas no sistema não foi esclarecido neste estudo. Em áreas de restauração de mata ciliar em Luiz Antônio, SP, Nóbrega et al. (2008) observaram predominância de espécies arbóreas regenerantes pioneiras e secundárias, devido ao dossel aberto e a presença de trechos com grande densidade de gramíneas, o que dificultava a regeneração. A entrada de luz no subosque favorece o crescimento do capim braquiária, que é uma espécie considerada invasora e causadora de grande dano ecológico a ecossistemas naturais, inibindo o desenvolvimento de espécies herbáceas nativas (PIVELLO et al., 1999a; PIVELLO et al., 1999b). A atuação da braquiária como filtro obstruindo a regeneração em áreas em restauração foi comprovada por Modna et al. (2010), que verificaram a ocorrência de facilitação indireta, com as árvores plantadas de *Pinus elliottii* eliminando as gramíneas invasoras pelo sombreamento e, assim, facilitando a regeneração de espécies nativas. A presença de gramínea invasora, especificamente *Urochloa decumbens*, foi observada no presente estudo sem que se constatasse relação significativa entre a presença de braquiária e a densidade e riqueza de regenerantes.

Também não foi encontrada nenhuma relação entre a umidade do solo sob as árvores e a facilitação, talvez devido à falta de amostragem na estação seca. Uma ressalva deve ser feita à relação positiva entre interceptação de luz e a regeneração natural, que contraria a literatura (WYDHAYAGARN et al., 2009). Uma vez que as condições de luminosidade foram estudadas apenas na estação chuvosa, alterações na luminosidade relacionadas com a caducifolia não foram representadas por esta variável.

As árvores que crescem mais rapidamente podem fornecer maior proteção aos indivíduos regenerantes, possivelmente por modificarem mais cedo as condições adversas do ambiente, favorecendo a chegada e estabelecimento de novas espécies. De acordo com Tabarelli e Montovani (1999b), espécies pioneiras facilitam o estabelecimento de outras espécies por fornecer abrigo aos dispersores de semente, melhorar as condições de fertilidade do solo e fornecer hábitats adequados ao recrutamento. Campos (2010), avaliando a regeneração sob a copa de três espécies lenhosas pioneiras, constatou que as copas mais altas atraíam mais animais dispersores de sementes, aumentando a deposição de sementes sob suas copas. Santos et al. (2011) observaram maior densidade de sementes sob a copa de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze do que sob a copa de *Baccharis uncinella* DC. e atribuem tal fato

à maior altura e à estrutura da copa de *A. angustifolia*, que pode ser de maior preferência pela avifauna. De acordo com McDonnell (1986), as aves empoleiram-se em estruturas mais altas para terem melhor visão de predadores, sejam eles outras aves ou predadores terrestres. Apesar de *Inga vera* se destacar como a espécie de maior porte no presente estudo (elevados valores de altura, altura inferior de copa, dimensões da copa e área basal) não se observou diferença entre esta espécie e as demais com relação ao número de espécies e indivíduos regenerantes sob sua copa. A menor proporção de espécies regenerantes zoocóricas em relação à referência e os valores semelhantes de riqueza e densidade de regenerantes entre espécies zoocóricas e não zoocóricas neste estudo fazem com que a vantagem de árvores mais altas e de copa mais ampla seja vista prioritariamente pela melhora das condições ambientais e não por possíveis benefícios à ação da fauna.

A montagem de comunidades em restauração é fruto da atuação de diferentes filtros ecológicos (HOBBS E NORTON, 2004) ao longo da sucessão. Na comunidade em estudo, a chegada de propágulos parece não ser um obstáculo importante a ser vencido, uma vez que a paisagem é abundante em fontes de sementes. O primeiro filtro parece ser a condição de umidade do solo, que faz com que se estabeleçam as espécies regenerantes adaptadas a esta condição, nas mesmas proporções da mata nativa. A partir daí, as maiores restrições à incorporação de espécies no sistema estão relacionadas com a disponibilidade de luz, ou seja, trata-se de filtros relacionados não à chegada, mas sim ao estabelecimento das espécies. Se, por um lado, uma copa ampla, densa e escura pode facilitar a germinação por inibir as gramíneas invasoras, o excesso de sombra pode dificultar o estabelecimento das espécies, especialmente as mais iniciais da sucessão, de modo que passa a haver vantagem para árvores plantadas que perdem parcial ou totalmente as suas folhas, ou que têm copas altas.

7. CONCLUSÕES

A comunidade em regeneração sob as árvores plantadas, aos dez anos, aproxima-se do ecossistema de referência em riqueza de espécies e para as proporções de alguns atributos funcionais. No entanto, a abundância de plantas em regeneração está muito aquém da floresta nativa, o que indica que os processos ecológicos envolvidos no estabelecimento das plantas ainda não foram restabelecidos. A utilização, nos plantios, de espécies que favorecem esses processos, poderia, teoricamente, acelerar a reconstrução da comunidade.

A facilitação pelas árvores plantadas no ambiente estudado esteve relacionada com a modificação das condições de luz sob as copas, que, por sua vez, está associada ao porte das árvores e à caducifolia. Quanto maior o indivíduo, especialmente pela largura de sua copa, mais abundante e diversificada será a comunidade em regeneração. Entre os atributos funcionais, apenas os que se relacionam com a entrada de luz exercem alguma influência, com pior desempenho para espécies perenifólias. Assim, a recomendação é de que se priorizem, para a restauração de matas ciliares em condições ambientais semelhantes às deste estudo, espécies de copa ampla, de crescimento rápido e que permitam a entrada parcial de luz sob suas copas, desde que as gramíneas invasoras não sejam um obstáculo

intransponível. Espécies com tais atributos poderiam ser consideradas “framework species”, espécies fundamentais para a restauração de matas ciliares em região de Cerrado, que poderiam desencadear mais rapidamente os processos de regeneração natural sob suas copas promovendo, naturalmente, o aumento de riqueza, desde que existam fontes de propágulos na vizinhança.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU R. C. R.; ASSIS G.B.; FRISON S.; AGUIRRE A.; DURIGAN G. Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? **Forest Ecology and Management**, Oxford, v. 262, p.1452-1459, 2011.

ALMEIDA-NETO, M. et al. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: abroad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 17, p. 503-513, 2008.

APPROBATO, A. U.; GODOY, S. A. P. Levantamento de diásporos em área de Cerrado no município de Luiz Antônio, SP. **Hoehnea**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 385-401, 2006.

AYENSU, E. S. et al. **Firewood crops:** shrub and tree species for energy production. 1. ed. Washington: National Academy of Sciences, 1980. 236 p.

BARBOSA, K. C.; BARBOSA, L. M. Restauração de matas ciliares – "A importância das interações fauna e flora na restauração de matas ciliares. In: BARBOSA, L. M.; SANTOS JUNIOR, N. A. **A botânica no Brasil:** pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. São Paulo: Sociedade Botânica do Brasil, 2007. p. 631-639.

BARBOSA, E. G. et al. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade Brasilian Cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 825-831, 2008.

BATALHA, M; MONTOVANI, W. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, Sp, Brazil): a comparison between the herbaceous and wood floras. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 1, p. 129-145, 2000.

BAUMEISTER, D; CALLAWAY, R. M. Facilitation by *Pinus flexilis* during succession: a hierarchy of mechanisms benefits others plants species. **Ecology**, Ithaca, v. 87, n. 7, p. 1816-1830, 2006.

BERTNESS, M. D.; CALLAWAY, R. Positive interactions in communities. **Trends in Ecology and Evolution**, Maryland Heghts, n.9, p.191-193, 1994.

BIEBER, A. G. D.; SCULTORI, C. Facilitação ao estabelecimento de plântulas em manchas de vegetação nas dunas da Ilha do Cardoso, Cananéia, SP. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu: Sociedade de ecologia do Brasil, 2007.

BORTOLUZZI, E. C. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudos, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 4, p. 881-887, 2006.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation,** Amsterdam, v. 17, p. 925-951, 2008.

BROOKER, R. W. et al. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, London, v. 96, p. 18-34, 2008.

BRUNO, J. F; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends in Ecology and Evolution**, Maryland Heights, v. 18, n. 3, p. 119-125, mac. 2003.

CALLAWAY, R. M. Positive interactions among plants. **The Botanical Review**, New York, v. 61, p. 306-349, 1995.

CALLAWAY, R. M.; WALKER, L. R. Competition and facilitation: a synthetic approach to interaction in plant communities. **Ecology**, Ithaca, v. 78, n. 7, p. 1958-1965, 1997.

CAMPOS, R. P. **Espécies lenhosas pioneiras apresentam diferentes potenciais de facilitação da regeneração natural em pastagens abandonadas?** 2010. 45 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

CARVALHO R. A. et al. Competição e facilitação ou teoria neutra? Um estudo das interações e de sua importância na estrutura de uma comunidade vegetal em regeneração. **Revista Biota Neotropica**, Campinas, v. 4, n. 2, p. 117-123, 2007.

COMASTRI FILHO, J. A.; POTT, A. **Metodologia para avaliação de forrageiras**. 1. ed. Corumbá: EMBRAPA, 1982. 27p.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in communities stability and organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p.1119-1144, nov./dez. 1977.

CORRÊA, M. P. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas**. 1. ed. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional, 1984. 765 p.

COSTA, J. N. M. N. **Efeito de diferentes modelos de plantios de restauração e dos grupos funcionais das espécies plantadas na estrutura da comunidade e suas contribuições na riqueza e diversidade da paisagem agrícola.** 2008. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DEL MORAL, R.; WALKER, L. R.; BAKER, J. P. Insights gained from succession for the restoration of landscape structure and function. In: WALKER, L. R.; WALKER, J.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Linking restoration and ecological succession**. New York: Springer, 2007. p. 19-44.

DURIGAN, G.; BACIC, M. C.; FRANCO, G. A. D. C.; SIQUEIRA, M. F. Inventário florístico do cerrado na Estação Ecológica de Assis. **Hoehnea,** São Paulo, v. 26, n. 2, p. 149-172, 1999.

DURIGAN, G. et al. A flora arbustivo-arbórea do Médio Paranapanema: base para a restauração dos ecossistemas naturais. In: BÔAS, O. V.; DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista:** resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2004. p. 199-239.

ELLIOTT, S. et al. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, v. 184, p. 177-191, 2003.

ELLIOTT, S. et al. Performance of six native tree species, planted to restore degraded forestland in Northern Thailand and their response to fertilizer. In: ELLIOTT, S. et al. (Eds). **Restoration for wildlife conservation**. Tropical Timber Organization and the Forest Restoration Research Unit. Thailand: Chiang Mai University, 2000. p. 245-254.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212 p.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p.1-26.

FERREIRA, W. C. et al. 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, 2010.

FIGUEROA-RANGEL, B. L.; OLVERA-VARGAS, M. Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak Forest in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, México. **Ecological Research**, Kyoto, v. 15, p. 249-261, 2000.

FRANCO, A. A. et al. Revegetação de solos degradados. **EMBRAPA/CNPAB**, Seropédica, v. 11, n. 9, p. 1-9, 1992.

FRANCO, A. A. et al. Uso de leguminosas florestais noduladas e micorrizadas como agente de recuperação e manutenção da vida do solo: um modelo tecnológico. **OEcologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 459-467, 1995.

FRANCO, A. A.; FARIA, S. M. The contribution of N_2-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 29, n. 5/6, p. 897-903, 1997.

FRANZON, R. C. et al. **Araçás do gênero Psidium: principais espécies, ocorrência, descrição e usos**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009. 48 p.

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

GANDOLFI, S. Regimes de luz em Florestas Estacionais Semideciduais e suas possíveis conseqüências. In: CLAUDINO-SALES, V. (Org). **Ecossistemas brasileiros**: manejo e conservação. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003. p. 305-311.

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

GÓMES-APARICIO, L. et al. Applying plant facilitation to Forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 14, n. 4, p. 1128-1138, 2004.

GOOGLE EARTH 6.2. Disponível em: < http://earth.google.com/>. Acesso em: 20 de outubro de 2012.

GOOSEM, S. P.; TUCKER, N. I. J. **Repairing the rainforest-theory and practice of rainforest re-establishment in North Queensland's wet tropics**. Cairns: Wet Tropic Management Authority, 1995. 71 p.

GOTELLI, N. J. Sucessão. In: GOTELLI, N. J. **Ecologia**. Londrina: Editora Planta, 2007. p. 183-208.

GUERIN, N. **Impacto da invasão e mecanismos de regeneração natural do cerradão em áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) no sudoeste do Estado de São Paulo.** 2010. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da

Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

HOBBS, R. J.; NORTON. D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly In: TEMPERTON *et al.* **Assembly rules and restoration ecology**: bridging the gap between theory and practice. Washginton: Island Press, 2004. p. 72-95.

HOBBS, R. J.; JENTSCH, A.; TEMPERTON, V.M. Restorations as a process of assembly and succession mediated by disturbance In: WALKER, J.R.; WALKER, J. HOBBS, R.J. (eds). **Linking restoration and ecological succession.** New York: Springer. 2007. p. 150-167

HOMEM, M. N. G. **Padrões fenológicos em ecossistemas em processo de restauração e em fragmento florestal vizinho**. 2011. 127 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômica, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2011.

HUNTER, A. F.; AARSSEN, L. W. Plants helping plants. **BioScience**, Reston, v. 38, n. 1, p. 34-40, jan. 1988.

JONES, C. G; LAWTON, J. H; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, Ithaca, v. 78, n. 7, p. 1946-1957, 1997.

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

KREBS, C. J. **Ecology:** the experimental analysis of distribution and abundance. 6. ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 2009. 655 p.

LAMB, D. et al. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. In: LAWRENCE, W. F.; BIERRRGAARD JR, R. O. (Eds). **Tropical forest remnants:** ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 366-385.

LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology**, Boston, v. 6, n. 3, p. 271-279, 1998.

LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; GUERRA, J. S. Avaliação da cobertura vegetal “mata ripária” e a sua influência sobre a temperatura das águas do córrego Pipoca – Morrinhos – Goiás. **Global Science and Technology**, Rio Verde, v. 3, n. 3, p. 84-93, 2010.

LIEBSCH, D., R. GOLDENBERG; M. C. C MARQUES. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronoseqüência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 21, n. 4, p. 983-992, 2007.

LIMA, P. R. A. **Retenção de água de chuva por mata ciliar na região central do Estado de São Paulo**. 1998. 113 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 1998.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. Piracicaba: IPEF, 2005. Disponível em: <http://www.ipef.br/hidrologia/mataciliar.asp>. Acesso em: 10 de outubro de 2012.

LOPES, C. M. **Facilitação por Solanum lycocarpum A.ST-HIL. (Solanaceae) em área perturbada de Cerrado sentido restrito em Brasília, DF**. 2010. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras:** manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 1. ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1992. 368 p.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras:** manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2. ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1998. 368 p.

LORENZI, H. **Árvores exóticas no Brasil:** madeireiras, ornamentais e aromáticas. 1. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2003. 391 p.

MACHADO, J. W. B. et al. **Árvores de Brasília**. 1. ed. Brasília: GDF. Secretaria de Obras e Serviços Públicos, Departamento de Parques e Jardins, 1992. 100 p.

MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 727-733, 2003.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para restauração florestal. In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 69-100.

MAGURRAN, A. **Measuring Biological Diversity**. 1. ed. London: Blackwell Publishing, 2004. 256 p.

MCDONNELL, M. J. Old Field vegetation height and the dispersal pattern of bird-disseminated woody plants. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, New York, v. 113, n.1, p. 6-11, jan./mar. 1986.

MELO, A. C. G; DURIGAN, G.; KAWABATA, M. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em área de Cerrado, Assis – SP. In: BÔAS, O. V.; DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista:** resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2004. p. 315-324.

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.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M. V. C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitador da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 73-83, 2010.

MONTOVANI, W; MARTINS, F. R. Florística do Cerrado na Reserva Biológica de Mogi Guaçu, SP. **Acta Botânica Brasilica**, Cidade, v.7, n. 1, p.33-60, 1993.

NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. Cap. 10, p. 210-237.

NÓBREGA, A. M. F. et al. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-guaçu, Luiz Antônio, SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 909-920, 2008.

NUTTLE, T.; HOBBS, R.J.; TEMPERTON, V.M.; HALLE, S. Assembly rules and ecosystem restoration: where to from here? In: TEMPERTON *et al.* **Assembly rules and restoration ecology**: bridging the gap between theory and practice. Washginton: Island Press, 2004. p.410-421.

OLIVEIRA, R. S. A dinâmica da água nas plantas definindo ou particularizando o sucesso do estabelecimento de plântulas. In: BARBOSA, L. M.; SANTOS JUNIOR, N. A. **A botânica no Brasil:** pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. São Paulo: Sociedade Botânica do Brasil, 2007. p. 545-546.

OLIVEIRA, E. C. L.; FELFILI, J. M. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria do Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 19, n. 4, p. 801-811, 2005.

PAKKAD, G. TORRE, F. ELLIOTT, S.; BLAKESLEY, D. Selecting seed trees for a forest restoration program: A case study using Spondias axillaries Roxb. (Anacardiaceae). **Forest Ecology Management,** Amsterdã, v. 99, p. 363-70, 2003.

PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JR., J. M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Oxford, v. 99, p. 21-42, 1997.

PINHO, A. P. et al. Modelagem da retenção de herbicidas em zonas ripárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 4, p. 896-902, 2006.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 775-793, 2005.

PIVELLO, V. R. et al. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 8, p. 1281-1294, 1999a.

PIVELLO, V. R. et al. Abundance and distribution of native and alien grasses in “Cerrado” (Brazilian Savanna) biological reserve. **Biotropica**, Zurich. v. 31, n. 1, p. 71-82, 1999b.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Versão 2.13. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em: 23 de outubro de 2012.

RAMALHO, P. E. **Espécies arbóreas brasileiras**. 1. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. 1039 p.

REIS A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 91-110.

REIS, A.; ZAMBONIM, R. M.; NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 1999, 42 p.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, M. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado:** ambiente e flora. Brasilia: EMBRAPA, 2008, p. 152-212.

ROBINSON, G. R.; HANDEL, S. N. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. **Conservation Biology**, Washington, v. 7, n. 2, p. 271-278, 1993.

ROSSATO, D. R.; TONIATO, M. T. Z.; DURIGAN, G. Flora fanerogâmica não arbórea da Estação Ecológica de Assis, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, p. 409-424, 2008.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de classificação de solos.** 2. ed. Rio de janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

SANTOS, F. F. M.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. 2007. Regeneração natural sob diferentes modelos de plantio de mata ciliar em região de cerrado no município de Assis, SP. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO INSTITUTO FLORESTAL, 1, 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 2007.

SANTOS, M. M. G. et al. Chuva de sementes de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com araucária e campos no Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n.1, p. 160-167, 2011.

SILVA F. A. Dispersão de sementes no Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J. M. D. (Org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina: ITEDES, 2006. p. 43-47.

SILVA, W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y. *et al*. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. 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 e Letras, 2004. p. 347-370.

SORREANO, M. C. M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades.** 2002. 154 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.191, p.185-200, 2004.

SOUZA, F. M. **Associações entre as espécies arbóreas do dossel e do subosque em uma Floresta Estacional Semidecidual.** 2007. 106 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

STATSOFT. Statistica (data analysis software system), version 7.0. 2004. Disponível em: <http://www.statsoft.com/>. Acesso em: 23 de outubro de 2012.

SUDDING, K. N.; GROSS, K. L. 2006. The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Eds.). **Foundations of Restoration Ecology**. Washington: Island Press. p. 190-209.

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

TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In: TEMPERTON, V. M. et al. (Eds.). **Assembly rules and restoration ecology**: brindging the gap between theory and practice. New York: Island Press, 2004. p. 34-53.

USDA, ARS, National Genetic Resources Program. Germplasm Resources Information Network - (GRIN) [Online Database]. National Germplasm Resources Laboratory. Beltsville, Maryland, 12 de janeiro de 2011. Disponível em: <http://www.ars-grin.gov/~sbmljw/cgi-bin/taxnodul.pl?language=en>. Acesso em: 7 de outubro de 2012.

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

VITAL, A. R. T. et al. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

XIONG, S. et al. Interactive effects soil moisture, vegetation canopy, plant litter and seed addition on plant diversity in a wetland community. **Journal of Ecology**, London, v. 91, p. 976-986, 2003.

WALKER, L.; WALKER, J.; DEL MORAL, R. Forging a new alliance between succession and restoration. In: WALKER, J.R.; WALKER, J. HOBBS, R.J. (eds). **Linking restoration and ecological succession.** New York: Springer. 2007. p. 1-19.

WHISENANT, S. G. **Repairing Damaged Wildlands:** A process-orientated, landscape- scale approach. Cambridge: Cambridge University Press, 1999.

WUNDERLE JR, J. M. (1997). The role of seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 223-235, 1997.

WYDHAYAGARN, C. et al. Bird communities and seedling recruitment in restoring seasonally dry Forest using the framework species method in Northern Thailand. **New Forests**, Heidelberg, v. 38, p.81-97, 2009.

APÊNDICE 1

Espécies regenerantes presentes na área de referência e no plantio de restauração, sua classificação quanto à tolerância à sombra (TS), síndrome de dispersão (DISP) e tolerância à umidade do solo (TUS), no município de Assis, SP. I – intolerante, T – tolerante, Z – zoocórica, NZ – não zoocórica, EXC – exclusiva, IND – indiferente, INT – intolerante, PRE – preferencial.

Espécies regenerantes	**Referência**	**Restauração**	**TS**	**DISP**	**TUS**
Aegiphila verticillata Vell.	2	5	I	Z	INT
*Alchornea triplinervia (*Spreng.) Müll. Arg.	0	1	T	Z	IND
Amaioua guianensis Aubl.	1	0		Z	IND
Anadenanthera sp Speg.	0	87		NZ	
Andira humilis Mart. *ex* Benth.	0	2	I		INT
Annona coriacea Mart.	4	1	I	Z	INT
Bauhinia rufa (Bong.) Steud.	2	15	I	NZ	IND
Byrsonima laxiflora Griseb.	1	0		Z	
Calophyllum brasiliense Cambess.	23	34	T	Z	
Calyptranthes lucida Mart. *ex* DC.	22	0	T	Z	PRE
Campomanesia adamantium (Cambess.) O.Berg	0	6	I	Z	IND
Caryocar brasiliense Cambess.	0	1	I	Z	INT
Casearia sylvestris Sw.	0	1	T	Z	IND
Copaifera langsdorffii Desf.	51	19	T	Z	IND
Croton floribundus Spreng.	0	24	I	NZ	
Daphnopsis fasciculata (Meisn.) Nevling	1	0	T	Z	IND
Dimorphandra mollis Benth.	1	0	I	NZ	INT
Duguetia fufuracea (A.St.-Hil.) Saff.	1	2	I	Z	INT
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	1	0	T	Z	PRE
Erythroxylum cuneifolium (Mart.) O. E. Schulz	0	1	T	Z	IND
Erythroxylum pelleterianum A. St. -Hil.	35	1	T	Z	IND
Eugenia aurata O. Berg	10	1	I	Z	IND
Eugenia blastantha (O. Berg) D. Legrand	1	0	T	Z	PRE
Eugenia hyemalis Cambess.	1	0	T	Z	PRE
Eugenia pitanga(O. Berg) Nied.	0	9	I	Z	IND
Eugenia pluriflora DC.	2	1	T	Z	PRE
*Geonoma brevispatha*Barb. Rodr.	0	1	T	Z	
Gochnatia polymorpha (Less.) Cabrera	5	0	I	NZ	PRE
Guapira noxia (Netto) Lundell	1	0	I	Z	INT
Guapira opposita (Vell.) Reitz	1	0	T	Z	IND
Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos	0	5	I	NZ	IND
Heteropterys byrsonimiifolia A. Juss.	0	2	I	NZ	INT
Indeterminada	0	4			
Inga vera subsp *affinis* (DC.) T.D.Penn.	0	103	I	Z	PRE
Jacaranda caroba (Vell.) DC.	0	2	I	NZ	INT

Lacistema hasslerianum Chodat	25	0	T	Z	IND
*Mabea fistulifera*Mart.	0	3	T	NZ	IND
*Machaerium acutifolium*Vogel.	7	30	I	NZ	IND
*Mangifera indica*L.	0	1			
Manihot tripartita(Spreng.) Müll. Arg.	1	1	I	NZ	INT
Maprounea guianensis Aubl.	2	0	T	Z	IND
Miconia albicans (Sw.) Triana	0	1	T	Z	IND
Miconia ligustroides (DC.) Naudin	1	0	T	Z	IND
Miconia stenostachya DC.	16	0	*T*	Z	IND
Myrcia bella Cambess.	2	0	T	Z	IND
Myrcia guianensis (Aubl.) DC.	67	23	T	Z	IND
Myrcia multiflora (Lam.) DC.	52	20	T	Z	IND
Myrcia splendens(Sw.) DC.	2	3	T	Z	IND
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.	2	0		Z	
Myrcia uberavensis O. Berg	2	1		Z	
Myrcia venulosa DC.	4	0	T	Z	
Myrciaria floribunda (H. West *ex* Willd.) O. Berg	9	0	T	Z	
Nectandra cuspidata Ness	29	32	T	Z	IND
Nectandra grandiflora Ness	0	17	T	Z	IND
Nectandra lanceolata Ness	3	7	T	Z	PRE
Ocotea corymbosa (Meisn.) Mez	100	504	T	Z	IND
Ouratea spectabilis (Mart.) Engl.	1	0	I	Z	IND
Pera glabrata (Schott) Poepp. *ex* Baill.	73	4	T	Z	IND
Persea willdenovii Kosterm.	19	3		Z	
Platypodium elegans Vogel	1	12	I	NZ	INT
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	7	0	T	Z	INT
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	3	0	T	Z	PRE
Prunus myrtifolia (L.) Urb.	4	14	T	Z	PRE
Psidium salutare var. pohliarum (O. Berg) Sandrum	0	3		Z	
Qualea grandiflora Mart.	1	0	I	NZ	INT
Qualea multiflora Mart.	1	0	I	NZ	INT
Rapanea umbellata (Mart.) Mez	18	2	T	Z	PRE
Roupala montana Aubl.	8	0	T	NZ	IND
Sapium obovatum Klotzsch *ex* Müll. Arg	0	1	I	Z	PRE
Schefflera vinosa (Cham. & Schltdl) Frodin & Fiaschi	6	0	I	Z	INT
Sebastiania brasiliensis Spreng.	0	1	T	NZ	PRE
Senna rugosa (G.Don) H.S. Irwin & Barneby	2	0	I	NZ	IND
Siparuna guianensis Aubl.	112	4	T	Z	IND
Solanum pseudoquina A. St. -Hil.	1	1	I	Z	PRE
*Styrax camporum*Pohl	0	1	I	Z	IND
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman	1	4	T	Z	IND
Symplocos pubescens Klotzsch *ex* Benth.	1	0		Z	

Symplocos revoluta Casar.	1	0	I	Z	IND
Syzygium cumini (L.) Skeels	0	2		Z	
Tapirira guianensis Aubl.	19	20	T	Z	PRE
Tocoyena formosa (Cham.& Schltdl.) K.Schum.	0	2	I	Z	IND
Vochysia tucanorum Mart.	5	0	I	NZ	IND
Xylopia aromatica (Lam.) Mart.	24	74	I	Z	INT
Zanthoxylum rhoifolium Lam.	1	0	T	Z	INT

APÊNDICE 2

Comparação da proporção de espécies regenerantes (%) na mata ciliar em restauração (Restauração) e em mata ciliar nativa (Referência), no município de Assis, SP, de acordo com características funcionais das espécies. SE = desvio padrão, U = valor do teste de Mann-Whitney.

	Restauração		Referência		U	*p*
	média	SE	média	SE		
Dispersão não zoocórica	22	3	8	1	717,0	0,1387
Dispersão zoocórica	71	3	92	1	609,0	0,0209
Intolerante à sombra	59	4	83	2	689,5	0,0907
Tolerante à sombra	35	3	17	2	572,5	0,0096
Indiferente à umidade do solo	56	3	69	2	628,5	0,0308
Intolerante à umidade do solo	16	3	11	1	751,5	0,2239
Preferencial de solos úmidos	16	2	16	2	761,0	0,2529

APÊNDICE 3

Variáveis ambientais sob a copa das espécies arbóreas em mata ciliar em restauração, em Assis, SP. IL = interceptação de luz, BB = biomassa de braquiária, US = umidade do solo, SE = erro padrão. Letras diferentes na mesma coluna indicam diferença estatística.

	IL (%)		BB (g m^{-2})		US (%)	
Espécies	Média	SE	Média	SE	Média	SE
Anadenanthera colubrina var. *cebil*	72,89 bc	6,16	17,2 a	5,26	7,85 a	0,57
Croton floribundus	82,31 abc	5,5	26,36 a	12,68	8,94 a	0,7
Inga laurina	97,65 a	1,14	0,62 b	0,53	9,92 a	0,82
Inga vera	86,94 ab	4,5	7,7 ab	2,02	6,79 a	0,59
Schinus terebinthifolius	64,56 c	5,98	27,86 a	6,83	10,61 a	2,38
Syzygium cumini	95,07 a	2,14	4,84 b	2,99	11,16 a	1,49

Valores seguidos de letras diferentes na mesma coluna diferem entre si ($p < 0,05$) para Teste Tukey, para dados transformados.

APÊNDICE 4

Densidade (indivíduos ha^{-1}) e riqueza (número de espécies por parcela de 10 m^2) de regenerantes sob a copa de seis espécies em plantio de restauração de mata ciliar, Assis, SP. SE = erro padrão. Letras diferentes na mesma coluna indicam diferença estatística.

Espécies	Densidade		Riqueza	
	Média	SE	Média	SE
Anadenanthera colubrina var. *cebil*	9.450 ab	1.910	4 ab	0,58
Croton floribundus	18.066 a	3.313	5 a	0,84
Inga laurina	19.187 a	2.520	4 ab	0,52
Inga vera	14.500 ab	2.192	5 a	0,45
Schinus terebinthifolius	8.533 ab	2.552	3 ab	0,62
Syzygium cumini	6.667 b	2.984	2 b	0,57

Valores seguidos de letras diferentes na mesma coluna diferem entre si ($p < 0,05$) para Teste Tukey.

APÊNDICE 5

Parâmetros da regeneração natural sob a copa de espécies arbóreas de diferentes grupos funcionais em área de plantio de restauração de mata ciliar, Assis, SP. Z = zoocórica; NZ = não zoocórica; P = perenifólia; NP = não perenifólia; F = fixadora de nitrogênio; NF = não fixadora de nitrogênio, SE = erro padrão.

Grupo funcional	**Densidade (indivíduos ha^{-1})**				**Riqueza (número de espécies por parcela)**			
	Média	**SE**	**F**	***p***	**Média**	**SE**	**F**	***p***
Z	12.143	1.475	0,136	0,7143	4	0,3	10,685	0,3047
NZ	13.143	1.907			4	0,5		
P	11.63	1.731	11,266	0,2914	3	0,3	58,732	0,0165
NP	13.444	1.553			5	0,4		
F	13.935	1.426	27,715	0,0956	4	0,3	14,511	0,2295
NF	11.089	1.835			4	0,4		

APÊNDICE 6

Correlação de Pearson entre variáveis dendrométricas e variáveis ambientais sob árvores plantadas em mata ciliar em restauração, Assis, SP. HT = altura total, HIC = altura inferior da copa, DC = diâmetro da copa, VC = volume da copa, G = área basal, IL = interceptação de luz, BB = biomassa de braquiária, US = umidade do solo. Valores em negrito são significativos a $p < 0,05$.

	HT	**HIC**	**DC**	**VC**	**G**	**IL**	**BB**	**US**
HT	1							
HIC	**0.5864**	1						
DC	**0.6956**	**0.2917**	1					
VC	**0.6247**	0.133	**0.9389**	1				
G	**0.6891**	**0.2395**	**0.8386**	**0.8124**	1			
IL	**0.4369**	-0.0496	**0.2706**	**0.2061**	**0.2531**	1		
BB	-0.1793	-0.0165	-0.003	0.024	-0.0145	**-0.4167**	1	
US	-0.0915	**-0.2765**	-0.1114	-0.0713	-0.0866	-0.008	-0.11	1