

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

**Germinação de espécies arbustivas e sua regeneração natural
em áreas em restauração no estado de São Paulo**

Fausto Esgalha Carnier

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

**Piracicaba
2014**

Fausto Esgalha Carnier
Bacharel e licenciado em Ciências Biológicas

**Germinação de espécies arbustivas e sua regeneração natural em áreas em
restauração no estado de São Paulo**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Prof. Dr: **FLÁVIO BERTIN GANDARA MENDES**

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

**Piracicaba
2014**

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

Carnier, Fausto Esgalha

Germinação de espécies arbustivas e sua regeneração natural em áreas em restauração no estado de São Paulo / Fausto Esgalha Carnier. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.

90 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2014.
Bibliografia.

1. Índice de velocidade de germinação 2. Riqueza 3. Áreas de referência I. Título

CDD 634.956
C289g

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

À família, amigos e à natureza
Dedico

“... e os meu passos, nunca mais serão iguais...”

Busca vida - Paralamas do Sucesso

AGRADECIMENTOS

À CAPES pela bolsa concedida durante todo o trabalho.

Ao Flávio Gandara pela orientação, paciência, conversas, por acreditar em mim e sempre estar presente quando precisei.

Ao LARGEA e todos os profissionais e pessoas que por lá passaram e fizeram daquele um lugar mais agradável, em especial à Elza Martins Ferraz e a Maria Andréia Moreno, sem elas esse trabalho não existiria.

Ao LERF e todos que passaram por lá no período do meu mestrado, Marininha, Marina, Andréia, Rafaela, Débora, Mariana, Cris, Allan, Júlia, Henrique, Marta e muitos outros.

Ao Leonardo Augusto doutorando na UNESP de Botucatu por me ajudar durante toda a parte de campo do mestrado. Nas coletas de sementes, na avaliação da regeneração natural e como utilizar o FitoPac.

Ao pessoal do herbário da ESALQ por sempre me receber e permitir pesquisar as espécies, inclusive ao Gerson Oliveira Romão pela confiança e até emprestar a chave algumas vezes.

À Giovana Maria de Oliveira pela excelente profissional que é, sempre ajudando todos com muita paciência e alegria.

A dois grandes, excelentes e renomados professores, que ainda assim se disponibilizam a ajudar, sem exigir nada em contrapartida, alunos da pós-graduação que não são sequer seus orientados. Obrigado Vinícius Castro Souza pelas identificações vegetais e Hilton Thadeu Zarate do Couto pelas análises estatísticas.

Ao Marcelo A. de Pinho Ferreira (Pinus) por sempre me ajudar nas identificações vegetais e ensinar detalhes aprendidos com sua vivência.

À CESP (Companhia Energética do Estado de São Paulo) por dar condições de realizar os campos de regeneração, em especial aos funcionários André Ricardo Brasilino Rocha e Renato Gomes da Motta que ajudaram tanto no trabalho de campo como no transporte ao longo do Rio Tietê.

Quero agradecer muito também a todos que me ajudaram no último e corrido mês anterior ao depósito da minha dissertação. São eles: Andréia (LARGEA), Bianca Rocco, Thais Miti, Paula Panosso, Daniel Caratti, Nino Amazonas, Marina Melo Duarte, Diana Castilho, Matheus, Gina, Danilo (LASTROP), Guilherme Furlan Coletti, Andréia (LERF) e Bruna Seco. E se não fosse esse time de amigos eu estaria em uma bela enrascada.

A todos meus amigos que sempre me fizeram um bem danado! Inclusive aos amigos biólogos de todo Brasil que deixaram esses anos muito mais felizes.

A Deus, por me dar condições de realizar este trabalho.

E especialmente claro a toda minha família! Minhas irmãs Ana Paula e Luciana pelas alegrias, viagens, conversas e brincadeiras e aos meus Pais, Paulo e Lúcia, que sempre me deram muito carinho, atenção e o amor que todo ser humano deveria receber. Obrigado pela paciência, ajuda e orientação em toda minha vida.

Muito Obrigado!

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
Referências	24
2 GERMINAÇÃO DE 15 ESPÉCIES ARBUSTIVAS DO OESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO E ARMAZENAMENTO DE <i>CONCHOCARPUS PENTANDRUS</i> (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani.	31
Resumo	31
Abstract	31
2.1 Introdução	32
2.2 Material e métodos	35
2.3 Resultados	41
2.4 Discussão.....	46
2.5 Conclusão	51
Referências.....	51
3 REGENERAÇÃO NATURAL DE PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO DE DIFERENTES IDADES	57
Resumo	57
Abstract	57
3.1 Introdução	58
3.2 Material e métodos	63
3.3 Resultados	71
3.4 Discussão.....	75
3.5 Conclusão	78
Referências	78

RESUMO

Germinação de 15 espécies arbustivas do oeste do estado de São Paulo e armazenamento de *Conchocarpus pentandrus* (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani

A diminuição de *habitats* tem como consequência a perda de biodiversidade, a mata Atlântica é o Bioma que comporta maior biodiversidade no mundo e devido à ocupação e exploração desordenada ocupa a posição de ecossistema mais ameaçado do planeta, perdendo assim, processos ecológicos, evolutivos, diversidade genética, populações e espécies. Devido a este cenário, a reparação dos danos ambientais gerados tornou-se algo urgente, gerando um campo chamado Ecologia da restauração. Os plantios florestais realizados para restauração das áreas utilizam somente espécies arbóreas, pois se espera que assim seja formada uma estrutura que catalise a sucessão secundária. Porém diversos estudos revelam que mesmo após anos de plantio outras formas de vida não voltam a regenerar com facilidade. O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar o comportamento das espécies arbustivas em sua germinação e na recolonização de ambientes em recuperação com diferentes idades, visando auxiliar a utilização de espécies arbustivas em projetos de restauração florestal. Foram utilizadas sementes de 15 espécies arbustivas para avaliação da porcentagem de germinação, velocidade de germinação e Índice de velocidade de germinação, sendo que com *Conchocarpus pentandrus* (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani foi realizado também teste de armazenamento. Cinco das 15 espécies utilizadas obtiveram boa porcentagem de germinação sem nenhum tratamento prévio de quebra de dormência e *Conchocarpus pentandrus* obteve melhor taxa de porcentagem de germinação quando armazenado em embalagem permeável por até 3 meses. Para a regeneração natural foram feitas 6 parcelas de 6x8m em áreas com idades de plantio de 4, 7, 12, 15 e 20 anos e mais 6 parcelas em áreas nativas de referência. As áreas estão aumentando sua riqueza e diversidade com o passar do tempo, porém ainda estão longe dos valores atingidos pelas áreas de referência. Poucas arbustivas foram encontradas se regenerando, sendo a maioria arbustos de pequeno porte.

Palavras-chave: Índice de velocidade de germinação; Riqueza; Áreas de referência

ABSTRACT

Germination of 15 shrubs species from west of São Paulo state and storage of *Conchocarpus pentandrus* (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani.

Habitat conversion leads to losses in biodiversity. The Atlantic Forest is that biome that hosts the greatest biodiversity in the world and, due to its unplanned occupation and exploitation, it became the most threatened ecosystem in the planet. It has been losing ecological and evolutionary processes, genetic diversity, ecosystems, populations and species. Because of this scenario, reparation of environmental damage has become vital, which brings up the need for the field of ecological restoration. Forest plantations aiming ecological restoration mostly use only tree species, hoping to achieve a structure that may catalyze secondary succession. However, several studies reveal that even after some years other life forms do not start regenerating easily, mainly in the state of São Paulo where remnant forests are very fragmented. This study aimed to evaluate the behavior of shrub species during germination and recolonization of recovering environments of different ages in order to help better use shrub species in restoration projects. Seeds of 15 shrub species were used to evaluate germination percentage, germination velocity and germination velocity index. Storage test was also performed only for *Conchocarpus pentandrus* (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani. Five out of 15 species used showed good germination percentage with no previous treatment to overcome dormancy. *Conchocarpus pentandrus* showed better germination percentage rate when stored in permeable containers for up to 3 months. For natural regeneration, six plots measuring 6x8m were established in plantations of different ages (4, 7, 12, 15 and 20 year-old). Areas are increasing in richness and diversity along the years, but are still far from values of reference sites. A few shrubs were found regenerating and most of them are small shrubs.

Keywords: Germination velocity index; Richness; Reference sites

1 INTRODUÇÃO

A diminuição de *habitats* tem como consequência a perda de biodiversidade, fato que vem ocorrendo devido à grande fragmentação, simplificação e degradação das florestas em todo mundo (DOBSON; BRADSHAW; BAKER, 1997; LAMB; GUILMOUR, 2003). Esse processo causa modificação dos ecossistemas florestais, perda dos meios de subsistência das populações que utilizam diretamente os recursos da floresta, perda dos serviços ecológicos (biodiversidade, captação de CO₂, proteção dos recursos hídricos) e perda de produtos florestais (madeireiros e não madeireiros) (DAILY, 1997; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; LAMB; ERSKINE; PARROTA, 2005).

As áreas que concentram os mais altos índices de biodiversidade e maior nível de ameaça pelas interferências humanas são chamadas de *hotspots*. Essas áreas são prioritárias para a conservação. Uma das premissas para um local ser considerado um *hotspot* é possuir 1500 espécies endêmicas de plantas e ter perdido mais de 75% de sua vegetação original (MYERS, 1988).

Os *hotspots* contêm grande parte das interações e mutualismos entre planta e polinizador, contabilizando 44% das espécies de plantas vasculares em termos de biodiversidade global (JOHNSON; STEINER, 2000; MYERS et al., 2000; DIXON, 2009).

A mata Atlântica é considerada um *hotspot* para a conservação devido ao seu alto grau de endemismos de espécies e entre elas muitas ameaçadas de extinção (MYERS et al., 2000). É o Bioma que comporta maior biodiversidade no mundo (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2011) e está distribuída ao longo de mais de 23 graus de latitude sul, com grandes variações na pluviosidade e relevo e é composta de uma série de tipologias ou unidades fitogeográficas, constituindo um mosaico vegetal que proporciona sua grande biodiversidade (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

No entanto, devido à ocupação e exploração desordenada desse bioma, milhões de hectares foram convertidos em pastagens, lavouras e centros urbanos (MYERS et al., 2000; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003), o que vem modificando e prejudicando essa paisagem.

Provavelmente, a Mata Atlântica ocupa a posição de ecossistema mais devastado e mais seriamente ameaçado do planeta, perdendo assim, processos ecológicos, evolutivos, diversidade genética, ecossistemas, populações e espécies (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2006).

Uma das tipologias florestais afetadas da Mata Atlântica é a Floresta Estacional Semidecidual que de forma geral é caracterizada por árvores com até 30m de altura e que formam um dossel contínuo por volta de 20m de altura. Possui sub-bosque estratificado sendo possível distinguir um estrato de arbustos e arvoretas que chegam até 8m de altura, estando abaixo deste um estrato herbáceo pouco desenvolvido (MORELLATO, 1991). No período seco de 30 a 50% de suas árvores perdem as folhas (IBGE, 2004).

Devido à expansão das fronteiras agrícolas, grandes áreas de Floresta Estacional Semidecidual foram perdidas, restando apenas pequenos fragmentos pouco preservados. Estes fragmentos estão isolados na paisagem por grandes áreas agropastoris (RIBEIRO, 2009).

Quando há deficiência nos vetores de polinização, dispersão, o banco de sementes de uma área perde a capacidade de se regenerar rapidamente, sendo considerada então degradada (VIEIRA, 2004). Algumas das causas da degradação são o isolamento devido à fragmentação, fogo, invasão biológica, retirada de solo, caça, extrativismo e supressão da vegetação. Quanto maior o nível da degradação, mais esses fatores inibem a sucessão (BECHARA, 2006).

Devido a este cenário, a reparação dos danos ambientais gerados tornou-se algo urgente, sendo necessária a restauração dessas áreas degradadas. Para isso se iniciou uma padronização dos processos de restauração e o aperfeiçoamento dos profissionais. Gerando como consequência um campo chamado Ecologia da restauração. Nas últimas décadas, os profissionais que trabalhavam com restauração formaram o corpo inicial da teoria e criaram uma sociedade internacional, publicando as pesquisas e os resultados satisfatórios e insatisfatórios de suas experiências em várias revistas científicas (WALKER; WALKER; del MORAL, 2007).

Estudos sobre os ecossistemas tornaram-se então essenciais, para utilização deste conhecimento tanto na conservação dos ecossistemas remanescentes quanto na restauração de áreas já degradadas. O final da década de 70 no Brasil é datado

como início da recuperação de florestas tropicais (NOGUEIRA, 1977), quando era utilizado o modelo de plantio de árvores ao acaso sem vínculo com concepções teóricas (KAGEYAMA; CASTRO, 1989; RODRIGUES, 1999).

Como se tratavam de plantios aleatórios de diferentes espécies, sem levar em conta os princípios básicos da sucessão secundária, as primeiras tentativas não obtiveram muito sucesso (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

Muitos termos foram utilizados para designar a reparação de danos ambientais devido à falta de critérios definidos.

Porém, no início da década de 80 no Brasil, impulsionado principalmente pelas compensações ambientais de reservatórios e barragens das usinas hidroelétricas (KAGEYAMA; GANDARA, 2000) mais o desenvolvimento da Ecologia da Restauração como ciência, é que a Restauração Ecológica começa a ser definida (ENGEL; PARROTA, 2003).

No final da década de 80, quando no Brasil começa a ser discutida a aplicabilidade dos conceitos de sucessão na restauração (KAGEYAMA; CASTRO, 1989), um novo modelo foi proposto, incluindo o conceito de raridade. Neste modelo, são usados 60% de espécies pioneiras (30% pioneiras típicas e 30% de secundárias iniciais) e 40% de não pioneiras (80% de espécies comuns e 20% de raras, usando-se uma diversidade de 20 e 40 espécies, respectivamente). Assim, à sombra das espécies pioneiras, as espécies não pioneiras poderiam se desenvolver (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

Utilizando a silvicultura como modelo, estes plantios eram feitos utilizando espaçamentos de 2x2 a 3x2, com adubação, capina das entrelinhas e replantio, com altos custos de implantação e manutenção (BECHARA et al., 2005). No intuito de baratear os custos foi ainda proposto a plantação de pioneiras e não pioneiras em ilhas.

Assim, como na silvicultura, o sucesso da restauração era medido levando-se em conta o crescimento das árvores e a produção de madeira, sem considerar as interações ecológicas formadas, a atratividade da área para a fauna e reestabelecimento da autoperpetuação da floresta.

Segundo Palmer, Ambrose e Poff (1997) baseando-se nos conhecimentos de dinâmica florestal e ecologia de comunidades, as funções e processos ecológicos de um ecossistema devem ser reestabelecidos de forma a se tornarem sustentáveis.

Neste contexto, a restauração ecológica aparece como forma de reconstruir a estrutura e as complexas interações da comunidade. Segundo a Society for Ecological Restoration Internacional (2010) restauração ecológica é “o processo de favorecer a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”.

Porém, nossos conhecimentos sobre a biodiversidade deste ecossistema que continua sob forte pressão antrópica ainda são escassos (BELLOTO et al., 2009).

Embora a dificuldade seja conhecida, a Restauração Ecológica tinha como objetivo remontar a comunidade de modo a deixá-la como em seu estado histórico original (FALK; PALMER; ZEDLER, 2006). O mais apropriado, no entanto, é tentar formar florestas de alta diversidade que se auto perpetuem, buscando objetivos mais modestos, uma vez que a Restauração Ecológica em sua definição conceitual pode ser bastante irreal em alguns casos (FALK; PALMER; ZEDLER, 2006). O sistema danificado é então levado a níveis aceitáveis, mas não idêntico ao original, pois em muitos casos acontecimentos como alterações de clima ou período de dispersão e florescimento, distúrbios naturais, levam a sucessão a diferentes caminhos (LAMB; GILMOUR, 2003; GANDOLFI; RODRIGUES, 2007). Isso demonstra que ainda existe um grande distanciamento da restauração ecológica para a ecologia teórica (PALMER; AMBROSE; POFF, 1997; YOUNG; PETERSEN; CLARY, 2005).

A restauração florestal pode restabelecer algumas funções do ecossistema, mas a restauração da funcionalidade do ecossistema está condicionada a vários fatores, como: resultado desejado, estado inicial da área, prazo de acompanhamento e recursos financeiros (CHAZDON, 2008). A área só terá sua estrutura realmente restaurada quando as complexas interações entre as comunidades animais e vegetais estiverem restauradas, permitindo assim a perpetuação e evolução das comunidades implantadas (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007).

De acordo com o nível da degradação sofrida no local, pode ser usada uma grande gama de técnicas para restaurar a área, que vão desde o simples abandono e retirada dos fatores de degradação (FALK; PALMER; ZEDLER, 2006), até técnicas específicas com procedimentos complexos, como os utilizados em áreas pós mineração (SENGUPTA, 1993; HÜTTL; WEBER, 2001).

Quando comparada a sucessão espontânea com técnicas mais específicas, como o plantio de mudas, o fator mais importante de comparação é o tempo. Este período pode em alguns casos levar décadas, séculos, ou no caso de comunidades muito complexas, até mais de um milênio (DOBSON; BRADSHAW; BAKER, 1997).

A técnica mais utilizada é o plantio de mudas de espécies locais, levando em consideração as informações sobre o ambiente físico, aspectos da genética, demografia e ecologia da região (KAGEYAMA; GANDARA, 2000). No entanto, as mudas utilizadas geralmente são apenas de espécies arbóreas, pois não buscam a implantação das outras formas de vida vegetal no início da reconstrução da comunidade (LE BOURLEGAT, 2009).

Atualmente, as estratégias utilizadas para a restauração de áreas buscam o enriquecimento destas, direcionando os estudos para um aumento de diversidade utilizando o transplante de plântulas de sub-bosque (VIANI; NAVE; RODRIGUES, 2007; VIDAL, 2008), uso de banco de sementes alóctone e topsoil (NAVE, 2005; JAKOVAC, 2007; ZANETI, 2008), enriquecimento com lianas (LE BOURLEGAT, 2009) e transferência de epífitas (JAKOVAC; VOSQUERITCHIAN; BASSO, 2007; DUARTE, 2013). Essas técnicas visam à introdução de outras formas de vida vegetal nativas, aumentando a diversidade nos projetos de restauração.

As árvores formam o esqueleto estrutural da floresta, sendo que as outras formas de vida devem ser capazes de colonizar a área plantada para que ocorra a formação de outros nichos (ENGEL; PARROTA, 2003). Entretanto, tem sido questionada a eficiência da metodologia de restauração utilizada em determinadas áreas, pois mesmo após a formação de um ambiente propício ao desenvolvimento de espécies do final da sucessão, em curto prazo, muitas áreas não apresentam o restabelecimento de interações com a fauna (LE BOURLEGAT, 2009).

Os modelos tradicionais de plantio formam plantações de árvores bem desenvolvidas em altura e DAP (diâmetro à altura do peito), porém constituem um sub-bosque pobre, muitas vezes dominado por gramíneas invasoras (SOUZA; BATISTA, 2004). Sem formar outros estratos, como ocorre em florestas naturais. Isso porque sua recuperação é baseada na sucessão secundária espontânea, dependendo de fontes de sementes das áreas adjacentes ou das sementes presentes no *topsoil* (BOSSUYT, HERMY, 2000; SIQUEIRA, 2002). Porém, em áreas restauradas inseridas em paisagens muito fragmentadas com matrizes

agrícolas pouco permeáveis ao fluxo da fauna e com poucos remanescentes florestais conservados, a chegada de sementes à área restaurada é significativamente reduzida e com poucas formas de vida, comprometendo assim sua sustentabilidade e auto-perpetuação (VIANA, 1990; SIQUEIRA, 2002).

A restauração de uma área é um processo longo, onde muitas espécies poderão recolonizar o local abandonado. Entretanto, algumas espécies possuem uma taxa de recolonização baixa, tornando o tempo necessário para o retorno da comunidade original superior a cem anos. Assim, a introdução antrópica dessas espécies favorece a redução deste tempo, formando um estrato inferior da floresta, aproximando ainda mais da comunidade original e catalisando a regeneração natural (BOSSUYT; HERMY, 2000; VIEIRA; GANDOLFI, 2006).

O estrato inferior é composto pelos arbustos e herbáceas (principais contribuintes da fertilidade do sub bosque), algumas epífitas, lianas jovens, plântulas e indivíduos jovens de árvores (GENTRY; EMMONS, 1987).

Muitas espécies de mamíferos, pássaros e insetos estão restritos ao sub-bosque, alimentando-se principalmente dos frutos ofertados pelas espécies que ocupam esta guilda (GENTRY; EMMONS, 1987).

No município de Sete Barras (SP), no Parque Estadual Carlos Botelho, a maioria das espécies de flores polinizadas por beija flores ocorreram no sub-bosque até 15 metros (88%), sendo que a riqueza tende a diminuir em direção aos estratos superiores, onde apenas sete espécies ocorreram entre 25 e 50 metros (dossel e árvores emergentes). Nestes dados é demonstrada uma correspondência entre a distribuição vertical de frequências entre o tamanho da corola e o tamanho dos bicos dos beija flores. Na qual 83% das espécies de acesso restrito a beija flores de bico longo foram encontradas no sub-bosque até 8 m de altura (ROCCA; SAZIMA, 2007). Isso demonstra a alta especificidade e a importância do sub-bosque em relação à fauna. No caso, uma restauração que não levasse em conta a reestruturação do sub-bosque prejudicaria muito a avifauna local.

Em um estudo sobre a comunidade do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila de Terra Firme em Manaus, Moura e Webber (2007) encontraram que, das 53 espécies observadas, 52 produziam frutos zoocóricos. Enquanto que em uma revisão de vários trabalhos relacionando a dispersão à forma de vida, foi mostrado que a dispersão por zoocoria predominava na grande maioria das espécies

arbustivas e de arvoretas, onde quase todas as espécies continham frutos com partes comestíveis, atraindo assim a fauna (HOWE; SMALLWOOD, 1982).

Apesar de sua evidente importância ecológica, outras formas de vida que não arbóreas, não são levadas em consideração nos projetos de restauração (PADOVEZI, 2005).

É importante que nos reflorestamentos haja uma heterogeneidade ambiental e microclimática para a dispersão e germinação das sementes, e isso é determinado através da complexidade estrutural da flora (ENGEL; PARROTA, 2001). Da ecologia teórica sabe-se que, quanto maior a diversidade e complexidade de um ecossistema maior sua estabilidade, conferindo assim maior resistência e resiliência (WOODWARD, 1994). Muitas revisões mostram a força do suporte teórico para a hipótese de diversidade – estabilidade (MCCANN, 2000; COTTINGHAM; BROWN; LENNON, 2001; LOREAU; NAEEM; INCHAUSTI, 2002). Segundo a teoria da diversidade funcional de ecossistemas, também chamada teoria BEF (biodiversity-ecosystem functioning) o aumento na diversidade de um ecossistema aumenta as funções dentro deste (WRIGHT, 2009). Assim, a inserção de arbustivas ajudando a estratificação da floresta, aumentaria as funções ecológicas da área em restauração.

Monitoramentos realizados em áreas restauradas com mais de 10 anos de plantio não encontraram, ou encontraram poucas formas de vida chegando de outros locais através de dispersão natural (SOUZA, 2000; SIQUEIRA, 2002). Nos estudos de Damasceno (2005) em áreas de restauração com seis e 11 anos havia ausência dos estratos inferiores da floresta, sendo que nas áreas de 11 anos ocorreu invasão de capim *Panicum maximum*. O mesmo ocorre na área de estudo de Souza e Batista (2004) em que após 10 anos de restauração poucas espécies ocupam o sub-bosque, facilitando a ocupação da gramínea *Panicum maximum*.

Em áreas de restauração da Usina Batatais de até sete anos, não são encontradas outras formas de vida fazendo parte da regeneração natural além das arbóreas plantadas e exóticas invasoras (Observação pessoal).

Com a utilização somente de espécies arbóreas, a área reflorestada tem uma oferta de alimento para manutenção de uma fauna permanente de polinizadores e frugívoros restrita à floração e frutificação destas espécies, o que ocasiona uma menor taxa de polinização e conseqüentemente uma menor chuva de sementes. Kageyama e Gandara (2000) enfatizam que os processos de predação, polinização

e dispersão, fatores essenciais na manutenção dos processos ecológicos das áreas já implantadas ainda são duvidosos.

Assim sendo, é importante a continuidade de estudos que sustentem teórica e tecnicamente a inserção de outras formas de vida nos projetos de restauração ecológica, pois todos os componentes da floresta estão intimamente ligados e apresentam variado grau de interdependência (BELLOTTO et al., 2009).

Presentes no início da sucessão, ervas, lianas e arbustos entram em floração e frutificação precocemente cobrindo o solo e atraindo animais. Estas formas de vida se reproduzem e se proliferam rapidamente, colonizando uma área toda com poucos indivíduos iniciais. Inserir essas espécies em projetos de restauração deve se tornar uma prática, já que, na maioria das vezes, essas espécies são negligenciadas. (BECHARA, 2006)

Muitas espécies de arbustos disponibilizam alimento para aves e morcegos, que funcionam dessa forma como seus dispersores (LORENZI, 1991; MIKICH; BIANCONI, 2005).

Os arbustos são formas de vida definidas pela presença de caule lenhoso e ramificação a partir da base, não formando um fuste definido. A altura não define a planta como arbusto, podendo ser mais alto que algumas árvores (GONÇALVES; LORENZI, 2007).

Diversos autores realizaram levantamentos que descreveram a comunidade florestal em relação às diferentes formas de vida (REIS, 1996; OLIVEIRA, 1999; IVANAUSKAS; RODRIGUES, 2001; MEIRA-NETO; MARTINS, 2003; ZIPARRO et al., 2005). Em Santa Catarina, Reis (1996) mostra que apenas 30% das espécies vegetais eram árvores, enquanto os outros 70% eram ervas, epífitas, arbustos e Lianas. Em Peruíbe (SP), em uma Mata Atlântica secundária, ao analisar a dinâmica de plântulas, Oliveira (1999) amostrou 137 morfo-espécies distribuídas em 53 famílias de diversas formas de vida (arbóreo, arbustivo, herbáceo, liana, etc.), sendo mais abundantes as herbáceas e epífitas, e com maior riqueza as árvores, arbustos e lianas. No Parque Estadual da Serra do Mar (S.P.), Tabarelli e Mantovani (1999) encontraram uma relação de 76 espécies arbóreas e 26 arbustivas e arvoretas.

As plantas herbáceo-arbustivas constituem um banco genético de valor inestimável, muitas vezes maior que o das formas de vida arbóreas, isso se dá devido à grande diversidade de espécies e variações nas formas de vida em que se

apresenta. As plantas comerciais, hoje utilizadas, são, em sua grande maioria, dos estratos herbáceo-arbustivos. Os elementos do estrato herbáceo-arbustivo apresentam uma grande plasticidade e estão sujeitos às condições impostas pelo estrato arbóreo. Assim, devido ao seu porte menor, são mais sensíveis a mudanças em seu ambiente, para as quais as árvores não manifestam reação. Podem, então, servir como indicadores das condições ambientais, caracterizando, inclusive, os estágios sucessionais (BERNACCI, 1992).

Por exemplo, uma *Psychotria* arbustiva no estudo de Sampaio (2011) ocorreu em maior densidade na borda do fragmento, enquanto que *Angostura petandra* (A. St. Hil.) Albuq. (espécie de sub-bosque), ocorreu em maior densidade no interior do fragmento, podendo essas espécies ser respectivamente indicadoras de borda e interior de fragmentos.

Existem poucos estudos com arbustos, principalmente em áreas restauradas. No entanto, em estudo avaliando a regeneração de áreas, PARROTA, em comunicação pessoal, citado por Souza e Batista (2004), atenta para a possibilidade de inserção destas formas de vida na tentativa de impedir que gramíneas exóticas invasoras voltem a colonizar o estrato herbáceo.

Dessa forma, este trabalho procurou estudar as espécies arbustivas, tanto em relação à germinação de suas sementes como em relação à recolonização de áreas em processo de restauração com diferentes idades.

OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar o comportamento das espécies arbustivas em sua germinação e na recolonização de ambientes em restauração com diferentes idades.

De forma mais específica, os objetivos foram:

- A. Verificar o potencial de germinação de sementes de 15 espécies arbustivas sem tratamentos prévios.
- B. Testar a quebra de dormência em sementes que tiveram baixa taxa de germinação

- C. Verificar a melhor condição para o armazenamento de sementes de *Conchocarpus pentandrus*.
- D. Avaliar a regeneração natural das espécies arbustivas em ambientes em restauração com diferentes idades de plantio na região oeste do estado de São Paulo.

Referências

BECHARA, F.C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**, 2006. 249p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BECHARA, F.C.; CAMPOS FILHO, E.M.; BARRETTO, K.D.; ANTUNES, A.Z.; REIS, A. Nucleação de diversidade ou cultivo de árvores nativas? Qual paradigma de restauração? In: SIMPÓSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO SOBRE ÁREAS DEGRADADAS, 6, 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 2005. p. 355-363.

BELLOTO, A.; VIANI, R.A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Inserção de outras formas de vida no processo de restauração. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 55-61.

BERNACCI, L.C. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta no Município de Campinas, com ênfase nos componentes herbáceo e arbustivo**. 1992. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

BOSSUYT, B.; HERMY, M. Restoration of the understory layer of recent forest bordering ancient forest. **Applied Vegetation Science**, Sweden, v.3, n.1, p.43-50, 2000.

CHAZDON, R.L. Beyond Deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, v. 320, n.5882, p.1458-1460, 2008.

COTTINGHAM, K.L.; BROWN, B.L.; LENNON, J.T. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. **Ecology Letters**, Hanover, v. 4, p. 72-85. 2001.

DAMASCENO, A.C.F. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema**. 2005. 108p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DAILY, G.C. **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**. Washington: Island Press, 1997. p. 392.

DIXON, K.W. Pollination and restoration. **Science**, Washington, v. 325, p. 571-573, 2009.

DOBSON, A.P.; BRADSHAW, A.D.; BAKER, A.J.M. Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. **Science**, Washington, v. 277, n. 5325, p. 515-522, 1997.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Tucson, v. 152, p.169-181, 2001.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definido a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F. B. (Org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, SP: FEPAF. 2003. p.1-26,

FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. **Foundations of restoration Ecology**. Tucson: Society for ecological restoration international, 2006. p. 364p.

Fundação SOS Mata Atlântica. **Mata Atlântica**. Disponível em:<<http://www.sosmatatlantica.org.br/index.php?section=info&action=mata>>. Acesso em: 4 mar. 2011.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA. I.G. **Atlantic forest hotspots status: an overview**. In: **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Carlos Galindo-Leal, Ibsen de Gusmão Câmara (Ed.); traduzido por Edma Reis Lamas. – São Paulo : Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte : Conservação Internacional, 2005. p. 3-11.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. **Center for Applied Biodiversity Science and Island Press**, Washington: v.21, p. 488, 2006.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, , 2007. p. 109-143.

GENTRY, A.H.; EMMONS, L.H. Geographical variation in fertility, phenology, and composition of the understory of neotropical forests. **Biotropica**, Washington, v. 19, n. 3, p. 216-227, 1987.

GONÇALVES, E.G.; LORENZI, E.G. **Morfologia Vegetal - Organografia e Dicionário Ilustrado de Morfologia das Plantas Vasculares**. Nova Odessa:Inst. Plantarum de Estudos da Flora, 2007. 416p.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of Seed Dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 3, p. 201-228, 1982.

HUTTI, R.F.; WEBER, E. **Forest ecosystem development in post-mining landscapes, a case study of the Lusatian lignite district.**

Naturwissenschaften, cidade, v. 88, p. 322-329, 2001.

LAMB, D.; GILMOUR, D. **Issues in Forest Conservation:** Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: WWF, 2003. 110p.

LE BOURLEGAT, J.M.G. **Lianas da Floresta Estacional Semidecidual: Ecofisiologia e Uso em Restauração Ecológica.** 2009. 104p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

IBGE. **Mapa de Vegetação do Brasil.** 2004 Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/vegetacao.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2011.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R. Levantamento florístico de trecho de Floresta Atlântica em Pariquera-Açu, São Paulo, Brasil. **Naturalia**, São Paulo, v. 26, p. 97-129, 2001.

JAKOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestais contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas.** 2007. 142p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade de Campinas, Campinas. 2007.

JOHNSON, S.D.; STEINER, K.E. Generalization versus specialization in plant pollination systems. **Trends in Ecology and Evolution**, England, v. 15, p. 140-143, 2000.

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

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Matas ciliares:** conservação e recuperação. São Paulo., 2000. p. 249–269.

LAMB, D.; ERKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, cidade, v. 310, p. 1628-1632, 2005.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P. **Biodiversity and Ecosystem Functioning – Synthesis and Perspectives**, New York, p. 294, 2002.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil:** terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. 2. ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1991. 440p.

MCCANN, K.S. The diversity-stability debate. **Nature**, London , v. 405, p. 228-233, 2000.

MEIRA NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da Mata da Silvicultura, uma floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa v. 27, n. 4, p. 459-471, 2003.

MORELLATO, L.P.C. **Estudo da Fenologia de Árvores, Arbustose Lianas de uma Floresta Semidecidual no Sudeste do Brasil**. 1991. 176p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1991.

MYERS, N. Threatened biotas: “Hotspots” in tropical forests. **The Environmentalist**, Lausanne, v. 8, p.178–208, 1988.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, J. KENTE, G. A. B. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p.853-858, 2000.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, Município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 218p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NOGUEIRA, J.C.B. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. **Boletim do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 24, p. 1-71, 1977.

PADOVEZI, A. **O processo de restauração ecológica de APPs na microbacia do Campestre, Saltinho – SP: uma proposta de diálogo entre conhecimentos**. 2005. 257p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba,2005.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

REIS, A. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues (Distribuição irregular), Santa Catarina, 1996

RIBEIRO, M.C. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, Boston, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROCCA, M.A.; SAZIMA, M.A Mata Atlântica de encosta: sub-bosque versus dossel. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 849-851, 2007.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica: Referencial dos Conceitos e Ações de Restauração Florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 256p.

SAMPAIO, R.C.N. **Efeito de borda em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no interior do estado de São Paulo**. 2011. 83p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2011.

SENGUPTA, M. **Environmental impacts of mining: Monitoring, Restoration and Control**. Boca Raton: Lewis Publishers, CRC Press, 1993.

SER – **Society for Ecological Restoration International**. Definição de Restauração Ecológica. Disponível em: <<http://www.ser.org/content/adoption.asp>>. Acesso em: 28 ago. 2010.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 116p. 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 Forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Cambridge, v. 196, p. 275-285, 2004.

SOUZA, F.M. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas**. 2000. 69p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

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

VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, 1990. Campos do Jordão. **Anais...** Curitiba: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade de Engenheiros Florestais, 1990. p.1130-1118.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and alóctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: New Science Publishers, 2007. p. 145-170.

VIDAL, C.Y. **Transplante de plântulas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas**. 2008. 172p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2008.

VIEIRA, N.K. **O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm.** 2004. 77p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2004.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-554, 2006.

WALKER, L.R., J. WALKER; R. DEL MORAL. **Forging a new alliance between succession and restoration**. Chap. 1 In: linking restoration and succession in theory and practice. New York: Springer. 2007.

WRIGHT, J.P. Linking populations to landscapes: richness scenarios resulting from changes in the dynamics of an ecosystem engineer. **Ecology**, v. 90, p. 3418-3429, 2009.

WOODWARD, F.I. How many species are required for a functional ecosystem? In: SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. (Ed.). **Biodiversity and Ecosystem Function**, Berlin, v.99, p.271-291,1994.

YOUNG, T.P.; PETERSEN, D.A.; CLARY, J.J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, London, , v.8, p. 662–673, 2005.

ZANETI, B.B. **Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial no município de Registro, SP**. 2008. 98p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2008.

ZIPPARRO, V.B.; GUILHERME, F.A.G.; ALMEIDA-SCABBIA, R.J.; MORELLATO, L.P. Levantamento florístico de floresta Atlântica no sul do estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, p. 147-170, 2005.

2 GERMINAÇÃO DE 15 ESPÉCIES ARBUSTIVAS DO OESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO E ARMAZENAMENTO DE *CONCHOCARPUS PENTANDRUS* (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani.

Resumo

A necessidade de conservação aliada ao fortalecimento da legislação ambiental, levou a um aumento da demanda de sementes de espécies florestais nativas, que constituem material necessário básico nos projetos de restauração. A utilização de sementes de espécies arbustivas ainda é algo não explorado pelos restauradores florestais, sendo as espécies arbustivas importantes componentes da floresta, principalmente em áreas após distúrbios. A finalidade deste estudo foi avaliar a capacidade de germinação de 15 espécies arbustivas nativas do estado de São Paulo e o armazenamento de *Conchocarpus pentandrus* (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani, sob diferentes condições, para subsidiar o planejamento e a utilização das mesmas em projetos de restauração. As espécies estudadas foram: *Conchocarpus pentandrus*, *Solanum oocarpum* Sendtn. , *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schtdl., *Hybanthus atropurpureus* (A. St.-Hil) Taub. , *Piper mollicomum* Kunth, *Cestrum mariquitense* Kunth, *Pavonia communis* A.St.-Hil. , *Solanum schwackeanum* L.B.Sm. & Downs, *Psychotria warmingii* Müll. Arg. , *Tournefortia paniculata* Cham. , *Piper ovatum* Vahl, *Miconia pusilliflora* (DC.) Naudin, *Lippia brasiliensis* (Link) T.R.S.Silva, *Palicourea marcgravii* A. St.-Hil. e *Piper amalago* L.. Todas foram colocadas para germinar em gerbox utilizando vermiculita como substrato. Deixadas sob luz constante e temperatura de 25°C. Os parâmetros analisados foram porcentagem de germinação, velocidade de germinação e índice de velocidade de germinação. O armazenamento foi feito utilizando-se 100 sementes para cada tratamento, sendo os tratamentos: T1 – embalagem impermeável a 6°C, T2 – embalagem permeável a 6°C, T3 – embalagem impermeável em temperatura ambiente, T4 – ambiente embalagem permeável em temperatura ambiente. Durante 5 meses. As espécies com maior germinação foram *Conchocarpus pentandrus*, *Solanum oocarpum*, *Psychotria leiocarpa*, *Hybanthus atropurpureus* e *Piper mollicomum*. O melhor tratamento para armazenamento foi em embalagem permeável independente da temperatura durante 3 meses no máximo.

Palavras-chave: Sementes; Armazenamento; Porcentagem de germinação

Abstract

The need for conservation allied to environmental legislation strengthening lead to an increase in the demand for native species seeds, which are basic vital material in restoration projects. Forest restorationists have not explored the use of shrub species seeds, even though they are important components of forests, mainly after disturbance. This study was performed to evaluate germination capacity of 15 shrub species native from the state of São Paulo and to evaluate the storage of *Conchocarpus pentandrus* (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani under different conditions in order to support planning and use in restoration projects. Species studied were: *Conchocarpus pentandrus*, *Solanum oocarpum* Sendtn. , *Psychotria leiocarpa* Cham.

& Schltl., *Hybanthus atropurpureus* (A. St.-Hil) Taub. , *Piper mollicomum* Kunth, *Cestrum mariquitense* Kunth, *Pavonia communis* A.St.-Hil. , *Solanum schwackeanum* L.B.Sm. & Downs, *Psychotria warmingii* Müll. Arg. , *Tournefortia paniculata* Cham. , *Piper ovatum* Vahl, *Miconia pusilliflora* (DC.) Naudin, *Lippia brasiliensis* (Link) T.R.S.Silva, *Palicourea marcgravii* A. St.-Hil. e *Piper amalago* L.. All species were germinated in gerbox using vermiculite as substrate and kept under constant light and temperature of 25°C. Parameters analyzed were germination percentage, germination velocity and germination velocity index. Storage was evaluated using 100 seeds for each treatment, as follows: T1 – impermeable package at 6°C, T2 – permeable package at 6°C, T3 – impermeable package on environment temperature, T4 – permeable package on environment temperature. Assays were done monthly during 5 months with stored seeds. Species which showed greater germination were *Conchocarpus pentandrus*, *Solanum oocarpum*, *Psychotria leiocarpa*, *Hybanthus atropurpureus* and *Piper mollicomum*. The best way to store seeds was found to be in permeable containers independently of temperature for 3 months the longest.

Keywords: Seeds; Storage; Germination percentage

2.1 Introdução

A necessidade de conservação aliada ao fortalecimento da legislação ambiental levou a um aumento da demanda de sementes de espécies florestais nativas, que constituem material necessário básico nos projetos de restauração.

As espécies arbustivas são importantes constituintes do sub-bosque florestal, pois produzem flores e frutos disponíveis à fauna em uma época diferente da produção de frutos das espécies arbóreas.

O banco de semente do solo de um fragmento florestal da Mata atlântica é composto principalmente por espécies arbóreas e arbustivas pioneiras capazes de colonizar ambientes abertos (GARWOOD, 1989), tendo papel fundamental na recolonização de ambientes pós distúrbios (SCHIMTZ, 1992). Porém, em locais onde há histórico de cultivo de espécies de subsistência, o banco de sementes é dominado por espécies herbáceas pioneiras, as quais inibem o crescimento das espécies arbóreas e arbustivas por competição, inibindo assim a sucessão natural (MARTINS, 2007).

Essas espécies arbustivas poderiam ser usadas nos projetos de restauração na tentativa de aumentar a diversidade das áreas restauradas, formar mais estratos florestais e até inibir a proliferação de gramíneas exóticas invasoras.

Apesar da importância dessas espécies, pouco se sabe a respeito de uma característica muito importante para que sua utilização nos projetos se torne viável: sua germinação.

Uma das fases mais críticas do ciclo de vida de uma planta e que provavelmente mais sofre seleção e pressão demográfica é a germinação, sendo um dos principais componentes do filtro fisiológico (HARPER, 1977; WHITMORE, 1996).

Locais chamados de “sítios seguros” (HARPER, 1977), possuem um conjunto de características e condições que tornam viável a germinação de uma espécie, influenciando desta maneira sua distribuição e abundância (BASKIN; BASKIN, 1998)

A germinação tem como definição “a retomada do crescimento do embrião de uma semente em condições favoráveis de hidratação, temperatura e oxigênio”. Este processo é iniciado pela absorção de água pela semente terminando com o alongamento do eixo embrionário, geralmente a radícula (LABOURIAU, 1983).

Fatores bióticos e abióticos como predação, dispersão, temperatura, luz e água atuam em conjunto no processo de germinação, assim como eventos bioquímicos de síntese de proteínas, alongamento celular, respiração e hidratação. Características da própria semente como tamanho, espessura da testa, viabilidade, conteúdo de água, tolerância à dessecação e dormência também influenciam nesse processo (BASKIN; BASKIN, 1998; FENNER; THOMPSON, 2005).

Estudos sobre a biologia e germinação das sementes são importantes no entendimento do funcionamento das comunidades vegetais e da regeneração de florestas (VÁZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA 1993). As informações geradas também são úteis para a utilização em projetos de recuperação de áreas degradadas (LABOURIAU, 1983).

Para as espécies florestais, existe uma lacuna de conhecimento em relação a estudos de germinação de espécies herbáceo arbustivas, sendo as pesquisas centralizadas nas espécies arbóreas (AGUIAR; PIÑA-RODRIGUES; FIGLIOLIA, 1993; HIGA; SILVA, 2006).

Muitas técnicas vêm sendo utilizadas na tentativa de reduzir o tempo entre a semeadura e a germinação, já que a maioria das exigências de espécies silvestres ainda não é conhecida, sendo necessário o investimento em pesquisas.

As maiores influências na germinação de uma semente estão relacionadas à luz, temperatura e umidade do solo (BASKIN; BASKIN 1988), sendo que estas variáveis

diferenciam enormemente entre as espécies e populações (PONS, 1992; BEWLEY; BLACK 1994). A porcentagem de germinação e a velocidade é afetada pela temperatura pois interfere na embebição e nos processos metabólicos da semente (CASTRO; HILHORST, 2004).

A ausência da germinação em situações ideais de água, temperatura e oxigênio de uma semente saudável é denominada dormência. A dormência ocorre devido a um ou mais bloqueios inerentes à semente, os quais precisam ser superados para que a germinação ocorra (BASKIN; BASKIN, 1998). Pode-se dizer que a germinação está relacionada a uma característica evolutiva selecionada onde a plântula enfrenta melhores condições de sobrevivência (FENNER; THOMPSON, 2005), uma vez que distribui a germinação das sementes ao longo do tempo e em sítios mais favoráveis ao seu desenvolvimento (BEWLEY; BLACK, 1994).

Os diversos tipos de tratamento de quebra de dormência baseiam-se principalmente em formar estrias e perfurações no tegumento da semente ou na dissolução da camada cuticular cerosa, pois o processo germinativo se inicia com a embebição, que ocorre após a ruptura do tegumento (BIANCHETTI; RAMOS, 1981).

Três tipos de dormência são reconhecidas: dormência devido a substâncias promotoras e inibidoras, dormência imposta pelo tegumento ou devido ao embrião subdiferenciado ou subdesenvolvido (BEWLEY; BLACK; 1994).

Para uniformizar e acelerar a germinação, alguns dos tratamentos utilizados com sucesso para superação da dormência tegumentar de espécies florestais são: imersão em água quente, escarificação mecânica e escarificação química. A eficiência e o modo de aplicação desses tratamentos dependem do grau de dormência (variável entre as espécies) idade das sementes e procedência.

Outro aspecto importante que, a partir da década de 90, devido à necessidade de recuperação e conservação de ecossistemas, vem sendo estudado é comportamento de sementes de espécies nativas durante o armazenamento (CUNHA; EIRA; REIS, 1993; REIS; CUNHA, 1997; SALOMÃO; MUNDIN, 1997; VARELA; FERRAZ; CARNEIRO, 1999; DAVIDE; CARVALHO; CARVALHO, 2003). No entanto, como a flora brasileira é muito rica, as informações disponíveis ainda são relativamente escassas.

O estudo do armazenamento de espécies nativas se faz necessário, uma vez que, para a produção de mudas e utilização de sementes em projetos de

restauração, o planejamento do tempo é um fator muito importante, sendo que a logística da coleta ou compra da semente não é imediatamente seguida de sua utilização. Assim, é necessário o armazenamento adequado dessas sementes de maneira que não percam sua capacidade germinativa. Para que isso ocorra, são necessários estudos que investiguem qual a melhor maneira e durante quanto tempo essas sementes devem ser armazenadas (HONG; ELLIS, 1996).

A finalidade deste estudo foi avaliar a capacidade de germinação de 15 espécies arbustivas nativas da Floresta Estacional Semidecidual no estado de São Paulo e o armazenamento de *Conchocarpus pentandrus* sob diferentes condições para subsidiar o planejamento e a utilização das mesmas em projetos de restauração.

2.2 Material e métodos

Procedência das sementes

A maior parte das espécies foi coletada na Fazenda Rio Claro (22° 27' S, 48° 57' W), com uma área total de 21.854 ha, no município de Lençóis Paulista, de propriedade da Duratex Florestal S.A. (Duraflora). A fazenda localiza-se a 570 m de altitude e possui uma cobertura vegetal natural de aproximadamente quatro mil ha (DURAFLORE, 1999).

Palicourea marcgravii foi coletada no sub-bosque de uma plantação de eucalipto, enquanto que *Conchocarpus pentandrus*, *Psychotria leiocarpa*, *Piper ovatum* e *Miconia pusilliflora* foram coletadas no fragmento mais relevante, o qual foi transformado em uma Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual (RPPN “OLAVO EGYDIO SETÚBAL”) (Figura 1), também conhecida como “Reserva do Matão”.

Estando protegida desde a compra da fazenda Rio Claro em 1970, a reserva com 615,50 ha é considerada uma das mais ricas do interior do Estado de São Paulo, abrigando espécies de alto valor para a conservação (DURATEX, 2013). A reserva apresenta um grande histórico de perturbações, incluindo extração de madeira até o começo da década de 70 (principalmente peroba, *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg.), desmatamentos que cederam lugar para agricultura e

pecuária em áreas que foram posteriormente abandonadas e vários relatos de incêndios.

A perturbação mais recente se deu pela passagem de um tornado em parte da reserva (Fig. 2). A ocorrência foi datada em 25 de maio de 2004 (HELD *et al.*, 2005; ANTONIO; ANTONIO; FIGUEIREDO, 2005). Atingindo velocidades entre 180 e 251 km/h o tornado permaneceu no solo de Lençóis Paulista por 16 minutos segundo as observações dos dados dos sistemas de radar Doppler de Bauru (ANTONIO; ANOTNIO; FIGUEIREDO, 2005).

Devido a esses fatores, foram formados diferentes ambientes dentro da reserva. Trechos mais conservados (3 estratos bem definidos e dossel por volta de 25 m) e áreas em regeneração com presença de gramíneas, cipós e lianas em desequilíbrio e pouca estratificação do dossel.

Piper amalago e *Hybanthus artropurpureus* foram coletados no campus da ESALQ-USP, localizado no município de Piracicaba, São Paulo (22°42'30"S e 47°38'00"W). A altitude é, em média, de 546 m e o clima, segundo a classificação de Koppen, do tipo Cwa, tropical de altitude, com inverno seco e temperatura do mês mais quente maior que 22°C (SENTELHAS 2001). O campus é uma área contínua de aproximadamente 1.050 ha e é considerado hoje a principal área verde da cidade de Piracicaba (ESALQ, 2013).

Cestrum mariquitensis foi coletado na fazenda Edgardia (Botucatu) e em Iracemópolis.

A Fazenda Experimental Edgardia pertence ao Campus da Universidade Estadual Paulista (UNESP), município de Botucatu, SP, cujas coordenadas geográficas são: 22°49'S e 48°23'W. O local onde foi coletado o fruto situa-se a uma altitude de 540m e apresenta classe de solo latossolo vermelho-amarelo (LVA), álico, de textura arenosa e relevo plano à suave ondulado. O fragmento, de aproximadamente de 53,31 ha, é representado por mata secundária em estágio médio de regeneração, tendo como perturbações além da extração seletiva de madeira, a passagem de fogo e entrada de gado até um passado recente (CAES, 2009). O clima da região é do tipo Cfa, segundo os critérios adotados por Köeppen e baseados em dados metereológicos de 1971 a 2009 da estação metereológica da faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP.

Iracemápolis se localiza no estado de São Paulo (22°34'37"S, 47°30'31"W), com a altitude de 609 m acima do nível do mar (Figura 3.1). O clima, de acordo com Köppen, é classificado como Cwa (SETZER, 1966). O município conta com cerca de 1.360 mm de chuva por ano.

A temperatura média anual é de 21,5°C, variando entre médias de 17,9°C e 24,4°C em meses diferentes (CEPAGRI, 2012). O local de coleta é uma área de preservação permanente em processo de restauração, de largura de 50 m, ao redor de reservatório responsável pelo abastecimento de água do município.

Piper mollicomum foi coletado na fazenda Cananéia, no município de Cândido Mota, SP, possui uma área de 640 ha, existindo dentro desta uma área restaurada desde 1972. Situa-se entre os paralelos 22°46' e 22°28'S e os meridianos 50°27' e 50°29'W, a uma altitude média de 430m (PULITANO; DURINGAN; DIAS, 2004). O clima na região é de transição entre os tipos Cwa e Cfa, segundo a classificação de Köppen, ou seja, mesotérmico, com inverno mais ou menos seco e verão chuvoso, com temperatura dos meses mais frios inferiores a 18°C e dos meses mais quentes superiores a 22°C. A precipitação anual gira em torno de 1550 mm, com base nos registros pluviométricos da própria fazenda.

Todas as áreas de coleta são caracterizadas por formação florestal do tipo Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1988).

Coleta do Material

Para a coleta do material, foi feita uma busca dentro dos fragmentos visitados por espécies arbustivas que estavam em fase reprodutiva. Os indivíduos que estavam com flores ou frutos verdes eram anotados e sua localização marcada para posterior visita em busca de frutos maduros. Nos indivíduos encontrados já com os frutos maduros era realizada a colheita de 2/3 do total de frutos. Colhia-se as sementes de todos os indivíduos encontrados de cada espécie, para que se obtivesse o maior número de sementes possível.

Procedimento experimental

Após a coleta, as sementes eram levadas ao laboratório para beneficiamento. Devido às características dos frutos das espécies coletadas (maioria fruto carnosos) as sementes foram despulpadas com o auxílio de uma peneira de metal final e água corrente, raspando o fruto contra a peneira, de modo que as sementes ficassem sobre a peneira e a polpa dos frutos levada pela água. A granulometria da peneira variou de acordo com o tamanho da semente.

Apenas *Conchocarpus pentandrus*, por se tratar de um fruto seco autocórico, foi deixado no sol para secar em bandeja plástica envolta por rede de "tuli" durante 2 dias. Depois de aberto o fruto, a semente era separada da casca manualmente.

Todas as sementes foram armazenadas em ambiente refrigerado (6°C) até a montagem do experimento.

O experimento foi realizado no Laboratório de Reprodução e Genética de Espécies Arbóreas (LARGEA), localizado no Departamento de Ciências Florestais da ESALQ-USP, em Piracicaba-SP.

Em um primeiro momento, todas as espécies foram colocadas para germinar sem nenhum tratamento para saber se havia necessidade de quebra de dormência.

Foram colocadas 25 sementes por gerbox, sendo utilizados de 3 a 4 gerbox por espécie, dependendo da quantidade de semente disponível.

As sementes foram colocadas em 250 ml de vermiculita de granulometria fina esterilizada na estufa de secagem (a 80°C por 24 horas). A vermiculita esterilizada mais as sementes foram colocadas dentro de caixa acrílica transparente tipo gerbox (11x11x3 cm) esterilizada com algodão umedecido por hipoclorito de sódio (concentração 10%). Todos os gerbox receberam umidade inicial de 80 ml de água destilada. Em seguida, cada gerbox recebeu uma etiqueta de identificação, contendo nome da espécie e data. Foram acondicionados em câmaras de germinação do tipo B.O.D esterilizadas com *lisoform* (concentração 10%). A câmara de germinação foi mantida a 25°C e fotoperíodo de 24 horas. Foi feito o controle da umidade e controle de possíveis fungos.

Para as espécies que não obtiveram taxa de germinação superior a 30% foram realizados testes de quebra de dormência com água quente e ácido (H₂SO₄).

O teste com água quente foi organizado na câmara de germinação através do delineamento inteiramente casualizado, onde se obtêm os lugares dos tratamentos nas prateleiras através do sorteio.

Esse delineamento deve ser empregado quando as condições experimentais são consideradas homogêneas. Às vezes, a heterogeneidade existente no local de trabalho não é controlável, como exemplo as variações de irradiância e de temperatura em uma mesma prateleira da câmara de germinação. O erro experimental cresce quando há o aumento da heterogeneidade, levando à perda da precisão. Assim, dois tratamentos podem ser considerados iguais quanto à característica estudada em decorrência das condições não controláveis do ambiente (erro experimental), e não dos tratamentos (FERREIRA e BORGHETTI, 2004).

Os tratamentos foram estabelecidos de acordo com o protocolo “Métodos para quebra de dormência em sementes” (FERREIRA e BORGHETTI, 2004).

Foram realizados os seguintes tratamentos: escarificação química por ácido sulfúrico nos tempos 0,5, 1 e 5 minutos e imersão em água à 70°C durante 1, 5 e 10 minutos.

Concluído os tratamentos as sementes que passaram pelo tratamento da água quente foram colocadas para germinar seguindo o mesmo padrão do teste de germinação inicial, enquanto que as colocadas para escarificar no ácido foram dipostas no gerbox sob 16 folhas de papel filtro acomodadas no fundo do gerbox, recebendo uma umidade inicial de 30 ml.

O único delineamento feito de forma diferente foi o realizado com H_2SO_4 , que foi feito na forma de blocos inteiramente casualizados dentro do germinador.

Armazenamento

O armazenamento foi realizado utilizando 4 situações diferentes de armazenagem, as quais foram: temperatura ambiente em embalagem impermeável ; temperatura ambiente em embalagem permeável ; geladeira a 6°C em embalagem impermeável ; geladeira a 6°C em embalagem permeável.

Em cada situação foram utilizadas 100 sementes de *Conchocarpus pentandrus*, que após o armazenamento eram distribuídas em 3 gerbox com 25 sementes cada. As 25 que restavam eram utilizadas para testes de umidade.

O tempo máximo determinado para se avaliar o armazenamento foi de 6 meses, sendo colocado mensalmente as sementes para germinar. A coleta de dados foi realizada até o quinto mês, pois o resultado da germinação já estava muito próximo de zero.

A germinação foi feita do mesmo modo descrito para a germinação inicial das espécies coletadas.

Características avaliadas

Em cada experimento, foi avaliado o número de sementes germinadas duas vezes por semana.

A partir desses dados, foi calculado o índice de velocidade de germinação (IVG). Segundo Ferreira e Borghetti (2004), dado por:

$$IVG = G1/N1 + G2/N2 + \dots G_n/N_n$$

Onde:

G = número de sementes;

N = número de dias após a semeadura.

Com base nos resultados finais foi obtida a taxa de germinação (%G), representando a porcentagem de sementes germinadas em relação ao número de sementes dispostas a germinar sob determinadas condições experimentais:

$$\%G = (n_i \cdot N^{-1}) \cdot 100$$

Onde:

n_i = número total de sementes germinadas;

N = número de sementes dispostas a germinar.

Análise estatística

Para a análise dos resultados, utilizou-se os programas computacionais SAS e Statística 6.0.

A diferença entre as médias foi indicada pelo teste *t* ou pela análise de variância (ANOVA), com comparação entre médias pelo teste de Tukey.

2.3 Resultados

Germinação de espécies arbustivas

A porcentagem de germinação apresentou diferença significativa entre as espécies estudadas ($p < 0,05$; $F = 40,60$).

A espécie que apresentou maior porcentagem de germinação (%G) foi *Conchocarpus pentandrus* (87%), com diferença significativa em relação às demais espécies (tabela 2.1). *Solanum oocarpum* e *Psychotria leiocarpa* também apresentaram altos valores (82,5 e 78%, respectivamente), mas não se diferenciaram estatisticamente de *Hybanthus atroporpureus* (58%) e *Piper mollicomum* (56,25%). *Cestrum mariquitense* (36,5%) e *Pavonia communis* (34,86%) pertencem ao mesmo grupo de *Hybanthus atroporpureus* e *Piper mollicomum*, porém não se diferenciam estatisticamente dos demais grupos que possuem os valores mais baixos.

Tabela 2.1 – Tukey das médias de Porcentagem de germinação, Velocidade de germinação e Índice de velocidade de germinação, sendo N o número de amostras (gerbox com 25 sementes cada)

Porcentagem de Germinação (%)			Velocidade de Germinação (n° sementes germinadas / dia)			Índice de velocidade de Germinação		
Espécie	N	Média	Espécie	N	Média	Espécie	N	Média
Ap	8	87,000 ^a	HA	8	0,068 ^a	Ha	8	1,668 ^a
Sg	8	82,500 ^{ab}	Ap	8	0,060 ^a	Ap	8	1,650 ^a
PI	12	78,000 ^{ab}	Tf	4	0,047 ^{ab}	Sg	8	0,904 ^b
Ha	8	58,000 ^{bc}	Sg	8	0,035 ^{bc}	Pc	8	0,826 ^b
Pc	8	56,250 ^{bc}	Pc	8	0,031 ^{bc}	PI	12	0,559 ^{bc}
Cm	8	36,500 ^{dc}	PI	12	0,025 ^{bcd}	Cm	8	0,366 ^{cd}
Cx	7	34,857 ^{dce}	Sr	11	0,024 ^{bcd}	Cx	7	0,250 ^{cde}
Sr	11	25,091 ^{dfe}	Cx	7	0,022 ^{cdef}	Sr	11	0,227 ^{cde}
Br	4	11,000 ^{dfe}	Mh	8	0,021 ^{cdef}	Tf	4	0,127 ^{de}
Tf	4	8,000 ^{fe}	Br	4	0,017 ^{cdef}	Br	4	0,047 ^{de}
Ott	11	6,182 ^f	Cm	8	0,016 ^{cdef}	Mh	8	0,033 ^{de}
Mh	8	3,000 ^f	Ott	11	0,006 ^{def}	Ott	11	0,020 ^{de}
La	11	0,364 ^f	La	23	0,002 ^{fe}	La	11	0,002 ^e
Pm	12	0,000 ^f	Pm	12	0,000 ^f	Pm	12	0,000 ^e
Pg	8	0,000 ^f	Pg	8	0,000 ^f	Pg	8	0,000 ^e

Sendo que: Pc: *Piper mollicomum*; Cx: *Pavonia communis*; Ha: *Hybanthus atropurpureus*; PI: *Psychotria leiocarpa*; Tf: *Tournefortia paniculata*; Br: *Psychotria warmingii*; Cm: *Cestrum mariquitense*; Mh: *Miconia pusilliflora*; Sr: *Solanum schwackeanum*; Ott: *Piper ovatum*; Ap: *Conchocarpus pentandrus*; Sg: *Solanum oocarpum*; La: *Lippia brasiliensis*; Pg: *Piper amalago*; Pm: *Palicourea marcgravii*.

Solanum schwackeanum, *Psychotria warmingii*, *Tournefortia paniculata*, *Piper ovatum* e *Miconia pusilliflora* não se diferenciam entre si e possuem baixos valores de porcentagem de germinação (25,09%; 11%; 8%; 6,18% e 3% respectivamente), enquanto *Lippia brasiliensis*, *Palicourea marcgravii* e *Piper amalago* apesar de não diferenciarem estatisticamente das demais espécies de baixos valores, apresentam valores de porcentagem de germinação próximos de zero.

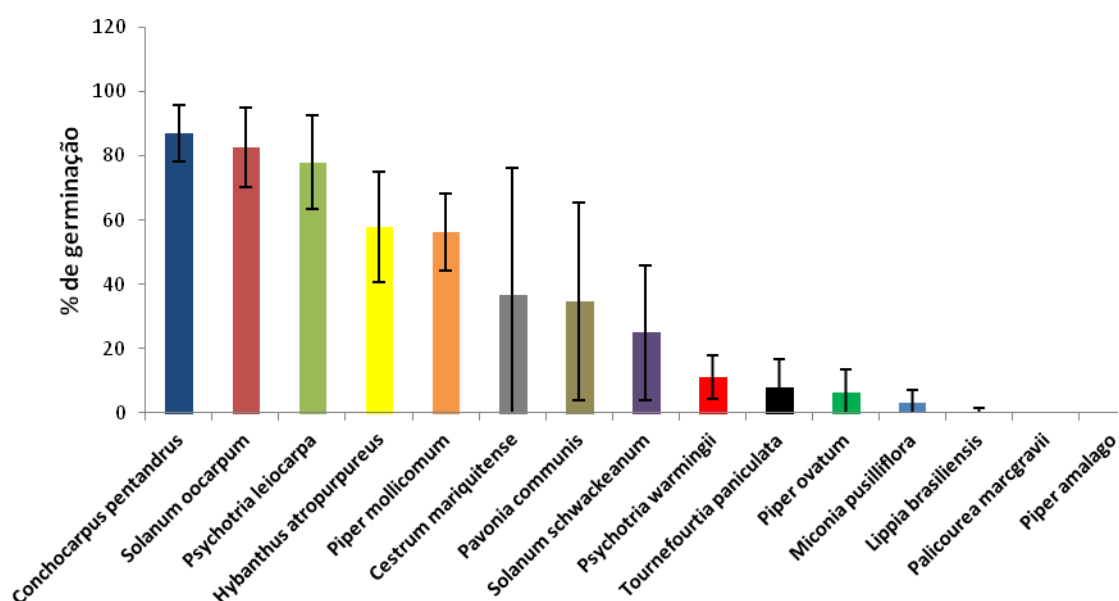


Figura 2.1 – Porcentagem de germinação para diferentes espécies

A velocidade de germinação também apresentou diferenças significativas ($p < 0,05$ e $F = 21,21$).

No caso da velocidade de germinação, *Hybanthus atropurpureus*, *Conchocarpus pentandrus* e *Tournefortia paniculata* formam o grupo com maiores velocidades de germinação (Tabela 2.1), porém apenas *Hybanthus atropurpureus* e *Conchocarpus pentandrus* são diferentes estatisticamente dos demais, com valores de velocidade de germinação de 0,068 e 0,060 (%G/dia). Consequentemente os valores que foram próximos de zero em %G resultaram em zero na velocidade de germinação.

O índice de velocidade de germinação (IVG) assim como %G e VG obteve diferença significativa ($p < 0,05$ e $F = 63,66$).

Hybanthus atropurpureus e *Conchocarpus pentandrus* possuem os maiores índices de velocidade de germinação com 1,67 e 1,65 (nº plântulas normais/dia) respectivamente (Tabela 2.1). Seguido de *Solanum oocarpum*, *Piper mollicomum* e *Psychotria leiocarpa* (0,9; 0,82; 0,56 respectivamente, formando um novo grupo), sendo *Psychotria leiocarpa* não diferente estatisticamente das espécies com valores menores.

Armazenamento

As diferentes formas de tratamento em relação ao tempo de armazenamento apresentaram relação significativa ($p < 0,05$), havendo, portanto, interação entre eles.

Em relação ao Índice de Velocidade de Germinação (IVG), foram obtidos os mesmos resultados, tanto os diferentes tipos de armazenamento quanto a passagem dos meses são significativamente diferentes ($p < 0,05$) e apresentam interação.

Por existir a interação, os dados devem ser analisados conjuntamente.

Nos resultados referentes à porcentagem de germinação, o teste de Tukey mostra os melhores grupos nos quais as formas de armazenamento ao longo do tempo obtiveram as melhores taxas de germinação e se são estatisticamente independentes uns dos outros (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Médias de Porcentagem de germinação e suas diferenças estatísticas em relação ao tratamento e ao tempo. Sendo: T1 6°C impermeável; T2 6°C permeável; T3 temperatura ambiente impermeável; T4 temperatura ambiente permeável

Armazenamento	Tempo (meses)	Germinação (%)
T4	2	76 ± 4,00 ^a
T3	3	74,67 ± 16,17 ^{ab}
T2	1	69,33 ± 6,11 ^{abc}
T4	1	68 ± 0,00 ^{abc}
T2	2	57,33 ± 4,62 ^{abc}
T4	3	53,33 ± 9,24 ^{bcd}
T2	3	52 ± 17,44 ^{cd}
T1	1	33,33 ± 10,07 ^d
T2	4	10,67 ± 6,11 ^e
T2	5	8 ± 10,58 ^e
T3	1	4 ± 4,00 ^e
T3	4	1,33 ± 2,31 ^e
T3	5	1,33 ± 2,31 ^e
T1	2	- ^e
T1	3	- ^e
T1	4	- ^e
T1	5	- ^e
T3	2	- ^e
T4	4	- ^e
T4	5	- ^e

A menor germinação aconteceu no armazenamento em embalagem impermeável a 6°C, pois em qualquer um dos meses avaliados este tratamento apresentou as piores médias de %G.

O armazenamento que apresenta maior germinação ao longo do tempo é o realizado em embalagem permeável, tanto a 6°C (T2) quanto na temperatura ambiente (T4), pois apenas no quarto e quinto mês, as médias de germinação obtidas ficaram com menores médias.

Os dados mostram que o armazenamento foi eficiente até os 3 meses, sendo que a partir do quarto mês, as variáveis mostram mudanças significativas. Em relação ao índice de velocidade de germinação, o tratamento 2 e 4 no primeiro mês apresentaram os maiores índices de velocidade de germinação, diferenciando-se estatisticamente de todos os outros tratamentos em relação ao tempo (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 – Médias de índice de velocidade de germinação e suas diferenças estatísticas em relação ao tratamento e ao tempo . Sendo: T1 6°C impermeável; T2 6°C permeável; T3 temperatura ambiente impermeável; T4 temperatura ambiente permeável

Armazenamento	Tempo (meses)	IVG
T4	1	1,79 ± 0,16 ^a
T2	1	1,65 ± 0,30 ^a
T3	3	1,02 ± 0,18 ^b
T2	3	0,84 ± 0,36 ^{bc}
T4	2	0,78 ± 0,04 ^{bc}
T1	1	0,77 ± 0,21 ^{bc}
T4	3	0,65 ± 0,06 ^{bc}
T2	2	0,59 ± 0,06 ^c
T3	1	0,14 ± 0,14 ^d
T2	5	0,08 ± 0,10 ^d
T3	5	0,01 ± 0,02 ^d
T2	4	0,01 ± 0,05 ^d
T3	4	0,01 ± 0,01 ^d
T1	2	- ^d
T1	3	- ^d
T1	4	- ^d
T1	5	- ^d
T3	2	- ^d
T4	4	- ^d
T4	5	- ^d

O índice de velocidade de germinação apresenta os melhores resultados nos três primeiros meses. Após esse tempo, os resultados se diferenciam dos demais na maioria dos tratamentos.

A velocidade de germinação obteve diferença estatística tanto em relação ao tipo de embalagem e temperatura utilizado ($p < 0,05$; $F = 6,34$) como em relação ao tempo de armazenamento ($p < 0,05$; $F = 25,92$), porém, não apresentaram interação entre os diferentes tipos de armazenamento em relação ao tempo ($p > 0,05$).

As embalagens permeáveis obtiveram resultados diferentes estatisticamente da embalagem impermeável deixada a 6°C. O tratamento com embalagem impermeável deixado à temperatura ambiente, no entanto, não se diferenciou dos demais tratamentos.

Com relação ao tempo de armazenamento, a velocidade de germinação apresenta diferença apenas no 1º mês, sendo que após um mês de armazenamento a velocidade decai. Portanto, o vigor da semente após um mês de armazenamento reduz significativamente.

2.4 Discussão

Germinação de espécies arbustivas

Conchocarpus pentandrus apresentou altos valores em todos os parâmetros analisados, obtendo o melhor valor de %G e o segundo melhor em VG e IVG. Laurito (2010) faz uma suposição de que essa espécie necessita de condições ideais de umidade e temperatura para germinar, pois observou a germinação de suas sementes em campo apenas na estação chuvosa. Portanto, é de se entender a alta germinação uma vez que o experimento foi deixado a 25°C e umidade constante. Essa espécie possui alto potencial para ser usada em projetos de restauração, pois suas sementes apresentam bons parâmetros germinativos para reprodução em viveiros. Suas características ecológicas observadas em campo também são interessantes para sua utilização em restauração de áreas degradadas. Visto que é uma espécie de sub-bosque e poucas espécies formadoras de sub-bosque são utilizadas na restauração ecológica.

Outra espécie que apresentou bons resultados de VG e IVG foi *Hybanthus atropurpureus*. É uma espécie comum em borda de mata (MORELLATO 1991) que

forma grandes populações (observação pessoal), mantendo uma boa cobertura, talvez até impossibilitando a invasão de gramíneas exóticas.

As espécies que apresentaram melhores resultados de IVG assim como em VG também foram *Hybanthus atropurpureus* e *Conchocarpus pentandrus*.

Os melhores resultados de porcentagem de germinação foram atribuídos às espécies *Conchocarpus pentandrus*, *Solanum oocarpum* e *Psychotria leiocarpa*. Já os valores de Velocidade de Germinação e Índice de Velocidade de Germinação foram atribuídos a *Hybanthus atropurpureus* e *Conchocarpus pentandrus* com os valores de VG 0,068 e 0,060 respectivamente. *Hybanthus atropurpureus* apesar de não estar entre os maiores valores de %G apresentou alta VG. Porém, em uma recomendação de utilização de espécies, deve-se levar em conta a alta germinação. A não ser que queira espécies que colonizem rapidamente, essa é uma espécie de alta velocidade de germinação, mas teria de se utilizar mais sementes para compensar sua baixa taxa de germinação.

Psychotria leiocarpa apresenta alta %G, porém em VG e IVG está como quinto valor mais alto. Esta espécie apesar de não ter alta velocidade de germinação apresenta alta %G, indicando que, com sua utilização, pode-se obter um grande número de plântulas. Segundo Correâ, Soares e Fett-Neto (2008), as sementes de *Psychotria leiocarpa* levam um longo tempo para germinar, aproximadamente 3 meses na maioria dos casos, isso em ótimas condições e *in vitro*. Acrescentam ainda que esse tempo parece ser uma estratégia de ocupação bem sucedida no solo da floresta. Nos resultados obtidos o tempo de germinação de *Psychotria leiocarpa* foi em média de um mês.

Da Rosa e Ferreira (2001) alcançaram maiores taxas de germinação em temperaturas constantes de 20°C ou 25°C. Ao escuro, com temperatura de 20°C, obtiveram 57% de germinação e com temperatura de 25°C, 66% de germinação. Na luz, com temperatura de 25°C, germinou 62% do lote de sementes. A taxa de germinação obtida no presente experimento foi de 78% em luz constante e temperatura de 25°C. Estudos de sementes de *Eremanthus* (Asteraceae) observaram que a viabilidade de sementes da mesma espécie variou significativamente em diferentes populações e anos de coleta (VELTEN e GARCIA, 2005)

Solanum oocarpum apresenta alta %G (82%), mas 0,03 de VG. Assim como *Psychotria leiocarpa* são espécies de lenta germinação, porém produzem grande quantidade de indivíduos.

Tournefortia paniculata apresentou baixa %G, alta VG e baixo IVG. Essa espécie, porém, segundo Lorenzi (1991) apresenta brotação também através de suas raízes. Talvez a utilização de suas raízes como propágulo proporcionaria maior eficiência para produzir mudas.

Miconia pusilliflora, *Lippia brasiliensis*, *Psychotria warmingii*, *Piper ovatum* e *Palicourea marcgravii* são espécies que apresentaram em todos os índices valores próximos de zero. Isso pode ser devido a algum mecanismo de dormência que não foi superado.

As sementes de *Piper amalago* utilizadas no experimento provavelmente foram um lote ruim, pois a média dos resultados de porcentagem de germinação foi igual a zero, porém, um experimento paralelo, realizado com outro lote, obteve 81,33% de germinação em papel filtro. Francis (1997) recomenda a germinação na superfície do solo ou turfa molhada. E em sua pesquisa em papel filtro úmido obteve germinação de 77% entre 8 e 37 dias após a semeadura.

Foram realizados tratamentos de quebra de dormência com as espécies *Piper ovatum*, *Lippia brasiliensis*, *Solanum schwackeanum*, *Palicourea marcgravii*, *Piper amalago*, *Psychotria warmingii* e *Miconia pusilliflora* e em sequência a análise da germinação, todos em papel filtro.

Piper ovatum, *Lippia brasiliensis* e *Solanum schwackeanum* foram imersas em água à 70°C durante 30 segundos, 1, 5 e 10 minutos. Porém, em todos os tratamentos quando a taxa de germinação não foi zero, foi muito próxima.

Lippia brasiliensis, *Piper ovatum*, *Palicourea marcgravii*, *Piper amalago*, *Psychotria warmingii* e *Miconia pusilliflora* foram submetidas a tratamento com ácido sulfúrico. Os tratamentos foram: 30 segundos, 1 e 5 minutos imerso em ácido sulfúrico.

Novamente nenhum dos tratamentos foi eficaz na quebra de dormência, sendo que a imersão em ácido provavelmente matou algumas sementes de *Piper amalago*, uma vez que a testemunha germinou muito mais que os tratamentos.

As sementes de *Miconia ligustroides* (DC.) Naudin, apresenta dormência física considerada complexa de superar. O recomendável é embeber os diásporos

em ácido sulfúrico diluído a 75% durante 5 minutos, lavá-lo e em seguida, embebê-lo em uma solução de 400 mg L⁻¹ de GA3, durante 12 horas (CHAVES *et al.*, 2011). Esse mesmo autor afirma que estas sementes preferem substratos com baixa retenção de água, como papel (55%), e com relação à temperatura, obteve acima de 70% de germinação a 25°C. Talvez seguido este tratamento as sementes de *Miconia pusilliflora* apresentem maior germinação.

Com relação à temperatura, Silva e Aguiar (2004), em sua revisão, observaram que as sementes de várias espécies apresentam exigências variáveis. Para cada espécie existe uma faixa de temperatura ótima na qual se observa a maior porcentagem de germinação em menor intervalo de tempo. Entretanto, essa temperatura pode variar de acordo com a condição fisiológica da semente (SILVA; RODRIGUES; AGUIAR, 2002).

Muitas espécies nativas e ainda não cultivadas necessitam de uma flutuação diária de temperatura para sua germinação. Assim, a flutuação térmica pode quebrar a dormência ou alterar a taxa de germinação de espécies não dormentes (Silva; RODRIGUES; AGUIAR, 2002). Em algumas espécies, o efeito de alternância de temperatura pode substituir o efeito da luz e alterar a estrutura da casca (ZAIDAN; BARBEDO, 2004).

Não foram realizados testes de alternância de temperatura ou de luz, não sendo possível inferir sobre possíveis mudanças nas espécies estudadas. A espécie *Solanum schwackeanum* após dois meses sem apresentar resultados no germinador foram colocadas sobre a bancada deixando assim as sementes expostas à temperatura e claridade ambiente. Após um curto período de tempo as sementes germinaram. No entanto, não é possível saber, sem mais testes, se a germinação foi devido à alternância de luz e/ou temperatura ou se foi devido ao maior tempo de espera pela germinação (em torno de 3 meses no total).

Armazenamento

Em relação ao armazenamento tanto na porcentagem de germinação quanto no índice de velocidade de germinação os melhores tratamentos foram o T2 e T4 com os valores de médias mais altos até o terceiro mês.

Segundo o estudo de Eira et al (1992) estudando a germinação de Jaborandi (*Pilocarpus microphyllus* Stapf.), também uma Rutaceae, na armazenagem de suas

sementes encontrou que o armazenamento por 3 meses em condições ambientais diminuiu a germinação de 82% para 48%, assim como *Conchocarpus pentandrus* que após 3 meses ocorre uma queda na germinação. Magalhães et al. (1992) também encontrou uma queda rápida na taxa de germinação de Jaborandi, relatando uma taxa de 50% a cada 30 dias. Porém diferente do que ocorreu no presente estudo, as sementes de Jaborandi armazenadas a 10°C e em embalagem hermeticamente fechada, em um ano de armazenamento não teve sua taxa de germinação alterada. Isso porque Jaborandi é uma espécie ortodoxa. Possivelmente *Conchocarpus pentandrus* é uma espécie que possui sementes em um grau intermediário a ortodoxas e recalcitrantes. Mas para afirmar isso seria necessário realizar um experimento seguindo o protocolo de Hong e Elis (1996).

Estudos de sementes de espécies da mesma família podem ajudar a obter informações sobre o armazenamento de outras espécies, no entanto deve-se tomar cuidado para não generalizar. Por exemplo, o Eucalipto é uma espécie de sementes ortodoxas, apesar da família das mirtáceas possuírem a maior parte de suas espécies recalcitrantes (CARVALHO; SILVA; DAVIDE, 2006).

De acordo com Roberts (1973) as sementes podem ser agrupadas em duas categorias. Intolerantes à dessecação, curta longevidade e intolerantes a baixas temperaturas, chamadas de recalcitrantes e as sementes ortodoxas, que se mantêm viáveis após dessecação até um grau de umidade em torno de 5% e podem ser armazenadas sob baixas temperaturas por um longo período (ROBERTS, 1973). No entanto, existem sementes que apresentam um comportamento de armazenamento intermediário ao ortodoxo e ao recalcitrante (ELLIS; HONG; ROBERTS, 1990). De acordo com Hong e Ellis (1996) as sementes que apresentam comportamento intermediário toleram a desidratação de 7,0% a 10% de umidade e não toleram baixas temperaturas durante um período de tempo prolongado. Exemplo, Jenipapo (SEMEANDO O BIOMA CERRADO, 2011).

As sementes de *Conchocarpus pentandrus* apresentaram umidade em média de 8% e não toleraram muito tempo o armazenamento em baixas temperaturas, sendo o pior resultado para um tratamento a 6°C. Baixas temperaturas geram um atraso na germinação e uma diminuição da porcentagem de germinação, pois reduzem o metabolismo da semente devido dentre outros fatores a

inativação de enzimas (Probert, 2000; Zaidan; Barbedo, 2004, SEMEANDO O BIOMA CERRADO, 2011).

Sementes que apresentam umidade entre 9 e 12% normalmente são armazenadas em embalagens permeáveis (CARNEIRO; AGUIAR, 1993; SCREAMIN-DIAS et al, 2006). Porém sementes com 8% de umidade podem ser armazenadas em embalagens impermeáveis, tanto no ambiente (desde que não haja calor excessivo) como em ambientes refrigerados (CARNEIRO & AGUIAR, 1993; SCREAMIN-DIAS et al, 2006).

A intenção deste estudo é obter resultados frente a tratamentos simples de armazenamento, que qualquer viveiro possa realizar.

2.5 Conclusão

As espécies com maior germinação foram *Conchocarpus pentandrus*, *Solanum oocarpum*, *Psychotria leiocarpa*, *Hybanthus atropurpureus* e *Piper mollicomum*. Essas espécies possuem grande chance de apresentar resultados positivos em um teste de semeadura direta por não possuírem mecanismos de dormência. Porém os resultados foram obtidos em condições de laboratório.

A melhor maneira de armazenar as sementes de *Conchocarpus pentandrus* é utilizando embalagem permeável, sendo o armazenamento recomendável até 3 meses. O ideal para conseguir os melhores resultados de germinação e velocidade de germinação é realizar o plantio assim que beneficiado o fruto após a colheita.

É ideal que próximos trabalhos realizados com essas espécies testem sua germinação com variações de temperatura ao longo do dia.

Referências

AGUIAR, I.B.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B. **Sementes florestais tropicais**. Brasília: ABRATES, 1993. 350p.

ANTONIO, M.A.; ANTONIO, C.A.A.; FIGUEIREDO, J.C. Tornados do outono de 2004 no Interior Paulista. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. 2819-2826p.

BASKIN, C.C ; BASKIN, J.M . Greenhouse and laboratory studies on the ecological life cycle of *Dalea foliosa* (Fabaceae), a federal endangered species. **Natural Areas Journal**, v.18, p. 54-62, 1998.

BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. Germination ecophysiology of herbaceous plant species in a temperate region. **American Journal of Botany**, Lexington, v. 75, p. 286-305, 1988.

BEWLEY, J.D.; BLACK, M. **Seeds: physiology of development and germination**, New York: Plenum Press, 1994. 445p.

BIANCHETTI, A.; RAMOS, A. quebra de dormência de sementes de canafístula *Peltophorum dubium* (Spreng) Taubert. Resultados preliminares. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 3, p. 87-95, 1981b.

CAES, B.R.M. **Mastofauna terrestre associada a áreas em processo de restauração na Fazenda Experimental Edgárdia, Botucatu – SP**. 2009. 71p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2009.

CARNEIRO, J.G.A.; AGUIAR, I.B. Armazenamento de Sementes. In: AGUIAR, I. B.de; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B. **Sementes florestais tropicais**. Brasília, DF: ABRATES,. 1993. p. 303- 331.

CASTRO R.D.; HILHORST H.W.M. Embebição e reativação do metabolismo. In: FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed. 2004. p.149-162.

CEPAGRI. Disponível em: < http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_562.html >. Acesso em: 09 fev. 2012.

CARVALHO, L.R.; SILVA, E.A.A.; DAVIDE, A.C. Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. **Revista Brasileira de Sementes**, Brasília, v. 28, n. 2, p.15-25, 2006.

CORRÊA, L.R.; SOARES, G.L.G.; FETT-NETO, A.G. Allelopathic potential of *Psychotria leiocarpa*, a dominant understorey species of subtropical forests. **South African Journal of Botany**, Pretoria, v. 74, n. 4, p. 583-590, 11// 2008. ISSN 0254-6299. Disponível em:< <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0254629908001920> >. 12 fev.2013.

CUNHA, R.; EIRA, M.; REIS, A. Comportamento fisiológico da semente de *Virola surinamensis* (Rol.). Warh.-Myristicaceae-para fins de conservação. **Informativo ABRATES**, Brasília, v.3, p.122, 1993.

DA ROSA, S.G.; FERREIRA, A.G. Germinação de sementes de plantas medicinais lenhosas. **Acta Botânica Brasileira**, v. 15, n. 2, p. 147-154, 2001.

DAVIDE, A.C.; CARVALHO, L.R.; CARVALHO, M.L.M.; GUIMARÃES, R.M. Classificação fisiológica de sementes de espécies florestais pertencentes à família Lauraceae quanto à capacidade de armazenamento. **Cerne**, Lavras, v. 9, p. 29-36, 2003.

DURAFLORA. **Identificação, mapeamento e quantificação de vegetação natural**. São Paulo: Duratex, Documento interno n. 1620631/01, p. 9, 1999.

DURATEX. Institucional. 2010. Disponível em: <http://www.duratex.com.br/pt/Sustentabilidade/Conceito_Sustentabilidade.aspx>. Acesso em: 2 abr. 2013.

ELLIS, R.H.; HONG, T.D.; ROBERTS, E.H. An intermediate category of seed storage behaviour? I. Coffee. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v.41, n.230, p.1167-1174, 1990.

ESALQ. Disponível em: <<http://www.esalq.usp.br/trilhas/apres.htm>>. Acesso em: 27 mai. 2013.

FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. EDIÇÃO. Cambridge: Cambridge University Press 2005. 260p.

FERREIRA, A.G; BORGHETTI, F. **Germinação do básico ao aplicado**. São Paulo: ARTMED, 2004. 323p.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T. ; SIMPSON, R.L. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press. , 1989. 149-209p.

HARPER J.L. **Population biology of plants**, London: Academic Press, 1977.

HELD, G. GOMES, A.M; NACCARATO, K.P; PINTO Jr, O; NASCIMENTO, E.L. . Tornado Signatures for Nowcasting Using Radar and Lightning Observations in Brazil. **Geophysical Research Abstracts**, Vienna. EGU General Assembly, v. 7, p. 6, 2005.

HIGA, A.R.; SILVA, L.D. **Pomar de sementes de espécies florestais nativas**, Curitiba: FUFPEF do Paraná, , 2006. 266p.

HONG, T.D.; ELLIS, R.H. A protocol to determine seed storage behaviour. International Plant Genetic Resources Institute, **Technical Bulletin**, n.1, p. 55, 1996.

LABOURIAU, L.G. **A germinação das sementes**. Washington: Secretaria Geral da Organização dos Estados Americanos, 1983.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. 2. ed. Nova Odessa: Plantarum, 1991. 440p.

MARTINS, L.A. **Estrutura e dinâmica sucessional de um fragmento de floresta estacional semidecidual com diferentes históricos de perturbação**. 2010. 121p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" , Botucatu, 2010.

MORELLATO, L.P.C. **Estudo da Fenologia de Ávores, Arbustoses Lianas de uma Floresta Semidecídua no Sudeste do Brasil**. 1991. 176p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

PONS, T.L. Seed responses to light. In: FENNER, M. **Seeds - The ecology of regeneration in plant communities**. New York: CAB International, 1992. 259-284p.

PROBERT, R.J. The role of temperature in the regulation of seed dormancy and germination. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds - Ecology of regeneration of plant communities**. Wallingford: CABI Publishing, 2000. p. 261-292.

PULITANO, F.M.; DURIGAN, G.; DIAS, L.E. **A Mata Ciliar da Fazenda Cananéia: Estrutura e Composição Florística em Dois Setores Com Idades Diferentes. Pesquisas em Conservação e Recuperação Ambiental no Oeste Paulista**. Páginas & Letras, São Paulo., 2004. p. 419-445.

ROBERTS, E.H. Predicting the storage life of seeds. **Seed Science and Technology**, Zürich, v.1, n.4, p.499-514,1973.

SALOMÃO, A.; MUNDIN, R. Efeito de diferentes graus de umidade na viabilidade de sementes de 11 espécies arbóreas durante a criopreservação. **Informativo ABRATES**, v. 7, n.1/2,p. 224. 1997

SCHIMTZ, M.C. Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna. In: KAGEYAMA, P.Y. **Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. SÉRIE IPEF**, Piracicaba,v. 8, p. 7-8, 1992.

SCREMIN-DIAS, E.; BATTILANI, J.L.; SOUZA, A.L.T.; PEREIRA, S.R.; KALIFE, C.; SOUZA, P.R.; JELLER, H. **Produção de sementes de espécies florestais nativas: manual**. Campo Grande:Ed UFMS. 2006. 43p.

SEMEANDO O BIOMA CERRADO. **Beneficiamento, embalagens e armazenamento de sementes**. Ed. Brasília, 2011. 35p.

SENTELHAS, P.C. 2001. **Tipo de clima em Piracicaba**. Disponível em: pcsentel@carpa. ciagri.usp.br Acesso em:5 set. 2001).

SETZER, J. Atlas Climático e Ecológico do Estado de São Paulo. **Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí**, São Paulo, p.61, 1966.

SILVA, L.M.M.; AGUIAR, I.B. Efeito dos substratos e temperaturas na germinação de sementes de *Cnidoscus phyllacanthus* Pax & K.Hoffm. (Faveleira). **Revista Brasileira de Sementes**, Brasília, v.26, n.1, p.9-14, 2004.

SILVA, L.M.M.; RODRIGUES, T.J.D.; AGUIAR, E.B. Efeito da luz e a temperatura na germinação de sementes de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*). **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, p.691-7, 2002.

VARELA, V.P.; FERRAZ, I.D.K.; CARNEIRO, N.B. Efeito da temperatura na germinação de sementes de sumaúma (*Ceiba pentandra* L. Gaertn.- Bombacaceae). **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 21, p. 170-174, 1999.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. **Annual Review of ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 24, p. 69-87, 1993.

VELTEN, S.B.; GARCIA Q.S. Efeitos da luz e da temperatura na germinação de sementes de *Eremanthus* (Asteraceae), ocorrentes na Serra do Cipó, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v.19, p. 735-761, 2005.

WHITMORE, T.C. A review of some aspects of tropical rain forests seeding ecology with suggestions for further enquiry. In: Swaine, MD (Ed.). **The Ecology of tropical Forest Tree Seedings**, Paris, v. 17, p. 3 – 39, 1996.

ZAIDAN, L.B.P.; BARBEDO, C.J. Quebra de dormência em sementes. In: FERREIRA, A.G. ; BORGHETTI, F. (Org.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre:Editora rtmed, 2004. p. 135-146.

3 REGENERAÇÃO DE SUB-BOSQUE EM ÁREAS RESTAURADAS DE DIFERENTES IDADES.

Resumo

Avaliações de projetos em áreas em processo de restauração são muito recentes, pois os estudos normalmente se restringiam à sobrevivência e crescimentos das mudas plantadas. Recentemente, alguns trabalhos começaram, então, a visar questões mais ecológicas como dispersão, banco e chuva de sementes e regeneração natural. Estudar a regeneração natural permite realizar previsões sobre o desenvolvimento e comportamento futuro da floresta, pois fornece a relação e quantidade de espécies no estoque da floresta, tal qual sua distribuição e dimensões na comunidade vegetal. Neste trabalho, ao realizar a avaliação da regeneração natural de áreas em processo de restauração, buscou-se encontrar as espécies arbustivas que fazem parte da regeneração local, e comparar com áreas de referência. Fornecer indícios de quais espécies são melhores para ser inseridas em áreas recentes de restauração e quais possuem dificuldade de chegar nessas áreas, sendo necessário reintroduzi-las. O levantamento foi feito através de 6 parcelas de 6x8m inseridas em áreas nativas e restauradas, sendo as áreas restauradas de 4, 7, 12, 15 e 20 anos. O levantamento foi dividido em 4 classes de altura: 0,5 a 1m; 1 a 1,5m; 1,5 a 2,0m e maior que 2,0m e menor que 5cm de DAP (diâmetro a altura do peito). Como resultado encontramos que as áreas restauradas aumentaram seu índice de diversidade, abundância e riqueza conforme a idade, mas comparadas a área nativa, o índice de diversidade, inclusive das áreas mais velhas (15 e 20 anos) é muito menor. As espécies arbustivas estão presentes, porém em pequena densidade, encontrando mais espécies arbustivas de pequeno porte nas áreas de menor idade e as de maior porte nas áreas mais velhas.

Palavras-chave: Levantamento; Classes de altura; Diversidade

Abstract

Evaluations of restoration areas are quite recent, once studies usually focused on survival and growth of seedlings. Recently, some research started to target other ecological questions as dispersion, seed rain and seed banks and natural regeneration. Studying natural regeneration allows one to predict development and the future behavior of a forest, since it shows composition and structure of young forest community, as well as its distribution and dimensions. In this work, while evaluating natural regeneration in restoration areas, focus was given to shrub species that are part of local regeneration compared to reference sites. We tried to understand what species are more easily recruited in young restoration areas and which ones are not and need to be reintroduced. Measurements were made in six plots, 6x8m each, in native and restored forests of different ages (4, 7, 12, 15 and 20 year-old). Plants were classified according to height in four categories (0.5 to 1m; 1 to 1.5m; 1.5 to 2.0m; and <2.0m and <5cm DBH (diameter at breast height). Results show that restored forests have increasing values for diversity index, abundance and richness the older the area. However, compared to the reference site, diversity index is much lower even for the older restored forests (15 and 20 year-

old). Shrub species are present, although in small density, being more common as small shrubs in younger restored forests and as taller shrubs in the older forests.

Keywords: Assessment; Height categories; Diversity

3.1 Introdução

As florestas naturais sofreram muita fragmentação, desconexão entre remanescentes e perda de área florestal para o crescimento de centros urbanos e atividades agropecuárias, dificultando o fluxo biológico entre as áreas e a regeneração natural de locais desflorestados (PARROTTA; TURNBULL; JONES, 1997).

Nesses locais degradados a sucessão secundária encontra barreiras e limitantes como microclima, solo desfavorável, herbivoria, predação de sementes e diminuição da dispersão de propágulos (COLEY; BARONE, 1996; HOLL; LULOW, 1997; CLARK et al. 1999; TABARELLI; PERES, 2002; ENGEL; PARROTTA, 2003).

O reflorestamento através do plantio de mudas procura ultrapassar as barreiras impostas pela degradação sendo as espécies plantadas fornecedoras de propágulos para a colonização de novas áreas (KAGEYAMA, CASTRO, CARPANEZZI, 1989). O plantio de espécies nativas pioneiras e não pioneiras visa catalisar a sucessão e devolver ao ambiente alguns processos que favorecem a germinação de sementes e chegada de propágulos de áreas vizinhas através da reposição de espécies existentes previamente aumentando a diversidade do subbosque (DURIGAN; DIAS, 1990) e a complexidade estrutural do ambiente (LAMB et al., 1997), além disso, quando comparadas às plantações homogêneas, apresentam um maior valor da conservação da biodiversidade (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002). A deposição das folhas das árvores plantadas forma a serapilheira e conseqüentemente húmus, melhorando a qualidade do solo através da ciclagem de nutrientes (WUNDERLE JR., 1997). A fisionomia florestal forma microclimas favoráveis a regeneração de espécies climáticas (DURIGAN et al. 2004) devido ao sombreamento e atrai dispersores, como pássaros e morcegos. Objetiva criar um ambiente que possibilite o reestabelecimento não só das diversas formas vegetais (árvores, arbustos, ervas, lianas e epífitas) como os diferentes grupos da fauna (vertebrados e invertebrados) (DAMASCENO, 2005).

A regeneração em uma área degradada esta relacionada ao grau de perturbação e à forma que ocorreu o desmatamento. Nos casos em que a perturbação é intensa e constante o banco de sementes pode ser dizimado. Desta forma a rebrota e a regeneração pode se tornar muito lenta ou até mesmo inexistente (GANDOLFI; LEITÃO-FILHO; BEZERRA, 1995; KAGEYAMA; CASTRO; CARPANEZZI, 1989).

Após a ocorrência de um distúrbio se inicia um processo de cicatrização no qual um aumento e substituição de espécies ao longo do tempo provocam mudanças na disponibilidade de nutrientes, recursos de luz e umidade, caracterizando um processo de sucessão ecológica (ENGEL; PARROTA, 2003; SWAINE, 1996; RODRIGUES, 1995; MATTHES; MARTINS, 1997). Não se deve pensar em sucessão como uma simples substituição de espécies ao longo do tempo mas sim como uma substituição de grupos ecológicos das espécies ou categorias sucessionais (RODRIGUES; GANDOLFI, 2001). Por este processo, que é influenciado pela estocasticidade ambiental, interações positivas e negativas entre as plantas, interações diretas e indiretas entre níveis tróficos e tolerância das espécies às condições do ambiente (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; LORTIE; BROOKER; CHOLER, 2004) as florestas se auto-renovam, fechando também as clareiras que ocorrem em momentos e pontos diferentes no interior da mata (GÓMEZ-POMPA, 1971).

De modo geral, a sucessão florestal é um contínuo que nos estágios iniciais são governados pela germinação do banco de sementes, dispersão de espécies e substrato (fatores de colonização) e depois pelos fatores de competição nos estágios finais (principalmente luz, água e nutrientes) (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A proximidade de fragmentos florestais pode acelerar o processo de sucessão através da chegada de propágulos, assim como o histórico de perturbação pode influenciar negativamente estes processos (RODRIGUES et al., 2009). Devido a tudo que foi discutido acima, a sucessão não possui um início propriamente dito, muito menos um final convergente.

Através da fragmentação, atual principal causa de destruição de habitats devido ao efeito de borda, espécies generalistas (dispersas por meios abióticos e intolerantes à sombra) se sobressaem em relação às especialistas (dispersas por animais e geralmente espécies clímax) (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999) .

Áreas de pastagens abandonadas, por exemplo, são favorecidas quando encontradas próximas a fragmentos florestais (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000; GÜNTER et al., 2007). Enquanto áreas mais distantes, devido a dificuldade de chegada de propágulos tem sua restauração de forma mais custosa (PARROTTA, 1995; LAMB et al., 1997; WUNDERLE JR., 1997; HOLL et al., 2000; ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000; MESQUITA et al., 2001; ZANNE; CHAPMAN, 2001) .

A restauração ecológica objetiva acelerar o processo da sucessão florestal, onde ocorrem mudanças em estrutura e composição ao longo do tempo, sendo áreas com plantios mais antigos apresentem maior complexidade e diversidade. A análise dessas áreas através do monitoramento é fundamental pra se garantir que no futuro a floresta se torne autossustentável, pois o componente arbóreo fornece informações a respeito da estrutura da floresta enquanto a regeneração natural, dos processos ocorridos (NAVES, 2013).

Avaliações de projetos em áreas em processo de restauração são muito recentes, pois os estudos normalmente se restringiam à sobrevivência e crescimentos das mudas plantadas (SILVEIRA; DURIGAN, 2004), sendo os mais estudados diâmetro à altura do peito e altura (parâmetros estruturais) (SOUZA, 2000; ASPERTI, 2001; SILVEIRA, 2001; MOREIRA, 2002; PULITANO, 2003). Começam então alguns trabalhos a visar questões mais ecológicas como dispersão, banco e chuva de sementes e regeneração natural (MELO, 1997; SORREANO, 2002; SIQUEIRA, 2002; SOUZA; BATISTA, 2004).

Muitas definições são encontradas para a regeneração natural. Existe a abordagem dinâmica, onde é considerado o processo no qual uma floresta perturbada atinge características de floresta madura (KLEIN,1980; SALDARRIAGA; UHL, 1991) e a estática, na qual é levado em conta classes de tamanho e idade das plantas. Em relação a abordagem estática Poggiani et al. (1996) definem regeneração natural o conjunto de indivíduos arbóreos em desenvolvimento em uma floresta, desde plântula até o estágio juvenil. Volpato (1994) define como sendo todos indivíduos com DAP inferior a 5 cm enquanto Finol e Lamprecht (1990) como os indivíduos com alturas entre 30cm e DAP até 10 cm.

Estudar a regeneração natural permite realizar previsões sobre o desenvolvimento e comportamento futuro da floresta, pois fornece a relação e quantidade de espécies no estoque da floresta, tal qual sua distribuição e dimensões

na comunidade vegetal (CARVALHO, 1982), avaliando a dinâmica da regeneração através da mortalidade, crescimento e ingresso dos indivíduos é possível avaliar quais espécies terão maior importância, assim como aquelas que tendem diminuir sua participação na estrutura (SCHORN; GALVÃO, 2006).

O estrato da regeneração apresenta alta mortalidade de espécies, porém as plantas que sobreviverem deste estágio, por exemplo, as arbóreas, formarão o futuro dossel da floresta (GRUBB, 1977). O estrato regenerante é variável, pois através de catástrofes naturais e abertura de clareiras ocorre um novo recrutamento de espécies (SWAINE; HALL, 1988)

É comum a estratificação em alturas para que se realize estudos de regeneração natural. A FAO (1971), por exemplo adotou para seus estudos as seguintes classes: i) Classe R, representada pelos indivíduos com altura inferior a 0,30m; ii) Classe U1, indivíduos com altura entre 0,30m e 1,5m; iii) Classe U2, entre 1,50m e 3m; iv) Classe E, indivíduos com altura superior a 3,00m e DAP (diâmetro à altura do peito ou 1,30m) inferior a 5,00 cm.

A regeneração natural fornece indicativos sobre a dinâmica dos reflorestamentos. Fatores como idade do plantio, qualidade do ambiente, intensidade do manejo, escolha de espécies, tamanho do plantio e paisagem inserida influenciam o processo da regeneração na paisagem (POWERS; HAGGAR; FISHER, 1997).

Para Martins (2001), as análises da regeneração natural são essenciais para se avaliar o sucesso dos reflorestamentos, já que o monitoramento da comunidade jovem do ponto de vista estrutural estático e dinâmico propicia identificar o estágio seral da mesma. Essas avaliações são feitas em parcelas lançadas na floresta, tomando a altura das plantas jovens.

A regeneração pode ainda ser usada para a definição de estratégias de manejo e conservação através do levantamento florístico e estrutural de remanescentes tropicais e suas alterações ao longo do tempo (MARTINS; RODRIGUES, 2002). O manejo de áreas naturais pode ser favorecido por estes estudos uma vez que a compreensão dos mecanismos da composição florística se torna uma ferramenta para aumentar a qualidade da composição florestal e a densidade das espécies desejadas (OLIVEIRA, 1995).

Os jovens regenerantes representam a composição e estrutura da chuva de sementes do passado, dado importante na avaliação de restaurações florestais (SIQUEIRA, 2002).

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

Esses ecossistemas são usados para definir metas, o potencial de áreas e avaliar os sucessos da restauração (WHITE; WALKER, 1997). É necessário ser cauteloso ao fazer afirmações em relação aos ecossistemas de referência e as áreas restauradas, pois estes apresentam variações no espaço e no tempo. Eles podem ser de quatro tipos, podem em locais e tempos diferentes, mesmo tempo e local, mesmo local e tempos diferentes e locais diferentes com mesmo tempo. Todos apresentam aplicabilidade e falhas. Mesmo utilizando apenas um ecossistema de referência é possível fazer implicações e previsões, principalmente se estiver em uma mesma área e tenha sofrido perturbações similares (WHITE; WALKER, 1997).

A SER (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION, 2004) dispõe sobre o ecossistema de referência como um modelo para a restauração e parâmetro para avaliações ao longo do processo.

Não é esperado, no entanto que as áreas restauradas apresentem similaridade florística com os ecossistemas de referência, uma vez que estas seguirão caminhos aleatórios próprios. Também as áreas em restauração dependendo da escolha de espécies, arranjo das mudas, época de plantio etc podem diferenciar-se entre si (NAVES, 2012).

Não se pode esperar que as áreas restauradas com idade recente apresentem composição florística semelhante ao ecossistema de referência, mas através das análises da estrutura, diversidade e densidade espera-se ter panorama da evolução das áreas e seu papel em catalisar a sucessão e resgatar a biodiversidade.

3.2 Material e métodos

Localização geográfica e caracterização física

O estudo foi realizado em áreas de reflorestamentos de espécies nativas às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica de Três Irmãos – SP. O reservatório pertence à bacia do rio Tietê, localizado na região do baixo-Tietê, no planalto ocidental paulista a noroeste do estado de São Paulo. A Usina Hidrelétrica de Três Irmãos foi inaugurada em 1991 e é a 4^a maior usina da CESP, com cinco unidades geradoras. Sua barragem têm 3.640 m de comprimento e seu reservatório mede 785 km² com duas eclusas para navegação.

Está localizado no rio Tietê, a 28 km da confluência do rio Paraná. O rio Tietê é um dos principais rios do estado, atravessando o estado de sudeste a noroeste, estando sua nascente no município de Salesópolis/SP na serra do mar (1.120 m de altitude) e desaguando no rio Paraná, na divisa com o estado de Mato Grosso do Sul, no município de Três Lagoas/MS (300 metros altitude) (COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO - CESP, 2012).

Os reflorestamentos estudados estão distribuídos entre os municípios de Pereira Barreto e Araçatuba– SP, entre as latitudes 20°37' e 21°03' **S** e longitudes 50°15' e 51°17' **W** conforme Figura 3.1.

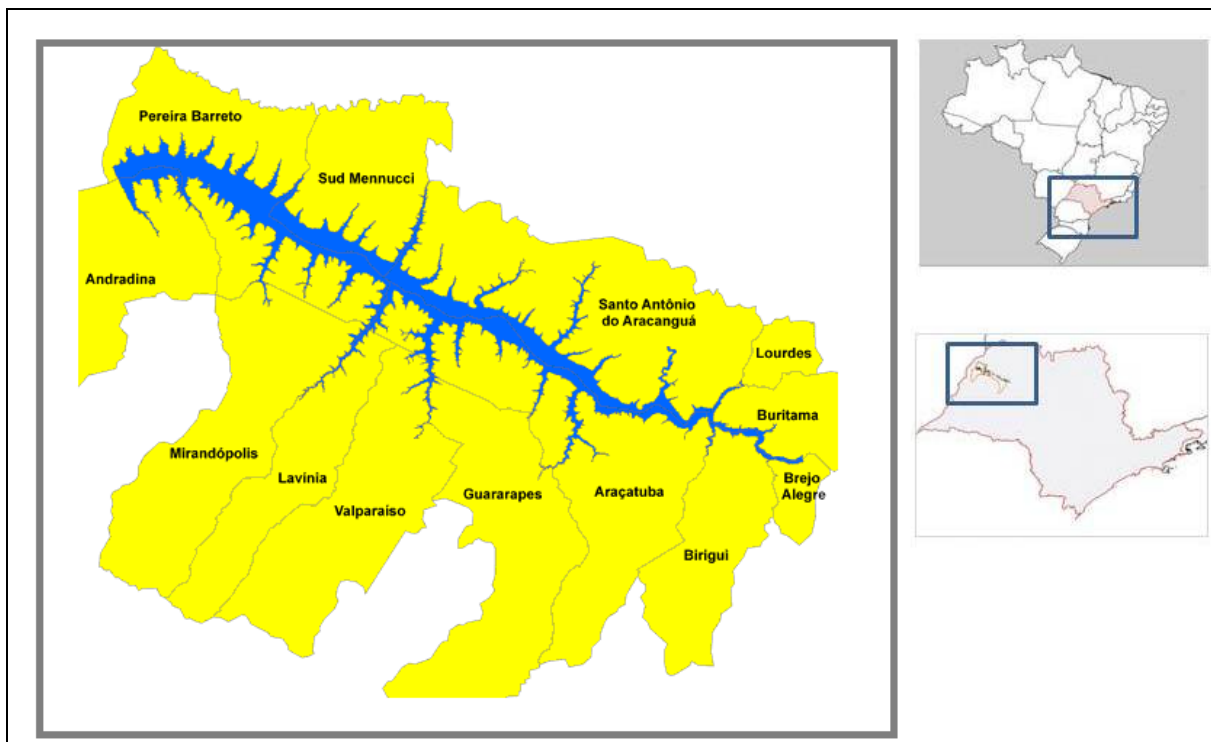


Figura 3.1 - Localização geográfica do reservatório da UHE Três Irmãos no estado de São Paulo
Fonte: ANEEL, 2013.

O clima na região, segundo a classificação de Köppen é do tipo Aw, tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18°C. O mês mais seco tem precipitação inferior a 60 mm e com período chuvoso que se atrasa para o outono. A altitude na área amostrada varia de 328 a 330/331 metros acima do nível do mar, a pluviosidade média anual na região é em torno de 1.350 mm e temperatura média de 23,5 °C (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2012).

A vegetação original na região está dentro do domínio do Bioma Mata Atlântica, classificada como Floresta Estacional Semidecidual (CESAR, 1988).

Reflorestamentos da CESP

A partir da década de 70, a Companhia Energética de São Paulo – CESP iniciou um programa de restauração de suas margens visando mitigar os impactos ambientais decorrentes da construção dos reservatórios, barragens e usinas hidrelétricas. O programa de recuperação das margens ciliares dos reservatórios da CESP teve como objetivo garantir a regularização hidrológica, estabilização

geológica, proteção do solo, a não contaminação dos recursos hídricos, retenção de eventuais poluentes, a conservação de espécies vegetais e animais, além da manutenção da diversidade genética (ANTIQUERA, 1992).

Por meio de um convênio firmado com o Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais – IPEF a CESP e a Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ, no final da década de 80, desenvolveram pesquisas em modelos de restauração a serem aplicados no entorno dos reservatórios da empresa, permitindo o avanço dos modelos de plantios de espécies nativas.

Em 1991 foram iniciadas as atividades de reflorestamento nas margens do reservatório da UHE Três Irmãos pela CESP, com o plantio de 200 ha no município de Pereira Barreto – SP. A partir dessa data, diversos avanços ocorreram na silvicultura de espécies nativas e a CESP acompanhou esse desenvolvimento investindo em pesquisa na área de silvicultura de nativas e implantação de reflorestamentos.

Em 2010 foi concluído o plantio de 2.860 hectares de reflorestamentos nas margens do reservatório da UHE Três Irmãos, conforme firmado no compromisso expresso no Relatório de Impacto Ambiental (CESP, 1990).

A Figura 3.2 ilustra algumas áreas de reflorestamento amostradas no estudo, com idades variando de 4 a 20 anos de idade de plantio.



a)



b)



c)



d)



e)



f)

Figura 3.2 - áreas de reflorestamento amostradas com diferentes idades. a) 4 anos; b) 7 anos; c) 12 anos; d) 15 anos; e) 20 anos; f) Floresta nativa

Atualmente, são reflorestados em média 500 hectares por ano de áreas de preservação permanente, às margens dos reservatórios sob gestão da CESP no estado de São Paulo.

A restauração florestal atual realizada pela CESP é feita com base no plantio de alta diversidade (80 espécies) e manejo intensivo, com preparo de solo mecanizado e/ou manual, adubação de base e cobertura, combate à formiga e mato competição até o estabelecimento da floresta (36 meses). Nos plantios mais antigos (16-20 anos) porém, foi usado uma menor quantidade de espécies por hectare e a tecnologia usada nos plantios e manutenção das áreas também era menor.

Os lotes reflorestados são cercados para minimizar a invasão de gado ou outras atividades que possam prejudicar o desenvolvimento inicial das mudas e a regeneração das áreas. Em geral, possuem 50 m de largura por 400 m de comprimento, sendo que ao final destes é deixado um corredor de 20 m entre os lotes para minimizar os focos de incêndio e permitir o acesso à água aos proprietários rurais lindeiros.

Nas áreas reflorestadas um trabalho de parcelas permanentes foi instalado para que seja possível determinar o estoque e incremento de carbono na biomassa arbórea de cada reflorestamento implantado, além de acompanhar os processos de sucessão florestal e fazer projeções, bem como definir estratégias à longo prazo para os plantios de restauração das áreas da CESP.

As parcelas dos reflorestamentos são de 6 linhas x 12 plantas, com formato retangular, de área aproximada de 432m², com dimensões de 18m (no sentido perpendicular ao reservatório) x 24m no sentido paralelo à água (Figura 3.3), uma vez que os reflorestamentos eram plantados no espaçamento 3m x 2m. Nas matas ciliares as parcelas também tiveram formato retangular de área de 432m², sendo instaladas somente nos remanescentes com tamanho mínimo de 3 ha, visando eliminar os efeitos de borda.



Figura 3.3 - Alocação das parcelas permanentes no campo
Fonte: Google Earth, 2013.

Alocação das parcelas e coleta de dados

As parcelas foram alocadas no interior das parcelas permanentes já existentes nas áreas. Sendo as parcelas já existentes de 18 x 24 m (432 m²). Foi feita uma parcela menor em seu interior de 6x8, totalizando 48m² por parcela (Figura 3.4). O acesso às parcelas se deu por meio fluvial e terrestre.

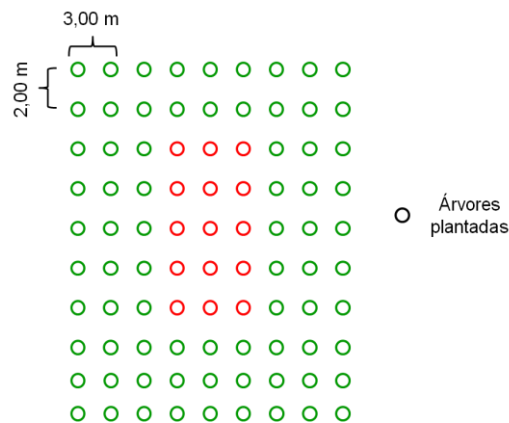


Figura 3.4 - Esquema das parcelas de regeneração montadas no interior das parcelas permanentes

Foram selecionadas 5 idades de plantios diferentes, 4; 7; 12; 15 e 20 anos. Em cada idade foram alocadas 6 parcelas. Também foram alocadas 6 parcelas em áreas de florestas nativas.

Desta forma foram amostrados 288m² em cada idade e 288m² em área de florestas nativas.

A amostragem foi dividida em 4 classes de tamanho, sendo elas Classe 1: 0,5 à 1m; Classe 2: 1 à 1,5m; Classe 3: 1,5 à 2m e Classe 4: maior que 2m. Foram amostrados somente indivíduos com DAP menor que 5 cm. Para auxiliar no levantamento da regeneração natural foi utilizada uma vara graduada com as classes de tamanho demarcadas. As espécies não identificadas foram coletadas, prensadas e posteriormente identificadas em herbário.

Análise de dados

Foram analisadas a densidade absoluta, riqueza e índice de diversidade de Shannon de todas as áreas.

3.3 Resultados

Os resultados de diversidade de Shannon da regeneração natural em diferentes classes ao longo das idades nos mostra que nos primeiros anos a diversidade é maior nas primeiras classes de tamanho (Tabela 3.1). A quantidade de indivíduos que atingiu altura superior a 1,5m é pequena, sendo que, analisando áreas com idades maiores observa-se que a diversidade é mais homogênea ao longo das classes de tamanho (Figura 3.5). Isso devido às plantas que estão em crescimento.

Tabela 3.1 - Índice de Diversidade de Shannon ao longo das idades e classes de tamanho com o número de indivíduos ao lado esquerdo de cada índice de diversidade.

Classe de tamanho	Idade											
	4		7		12		15		20		Nativa	
	N	H'	N	H'	N	H'	N	H'	N	H'	N	H'
1	40	2,08	33	2,08	157	1,66	261	1,43	342	1,9	173	3,56
2	19	1,94	7	1,74	70	1,56	138	1,49	120	1,76	64	3,31
3	12	1,09	4	1,38	13	1,33	48	1,36	60	1,81	31	2,81
4	7	1,35	3	0,63	7	0,79	50	1,45	57	1,93	47	3,24

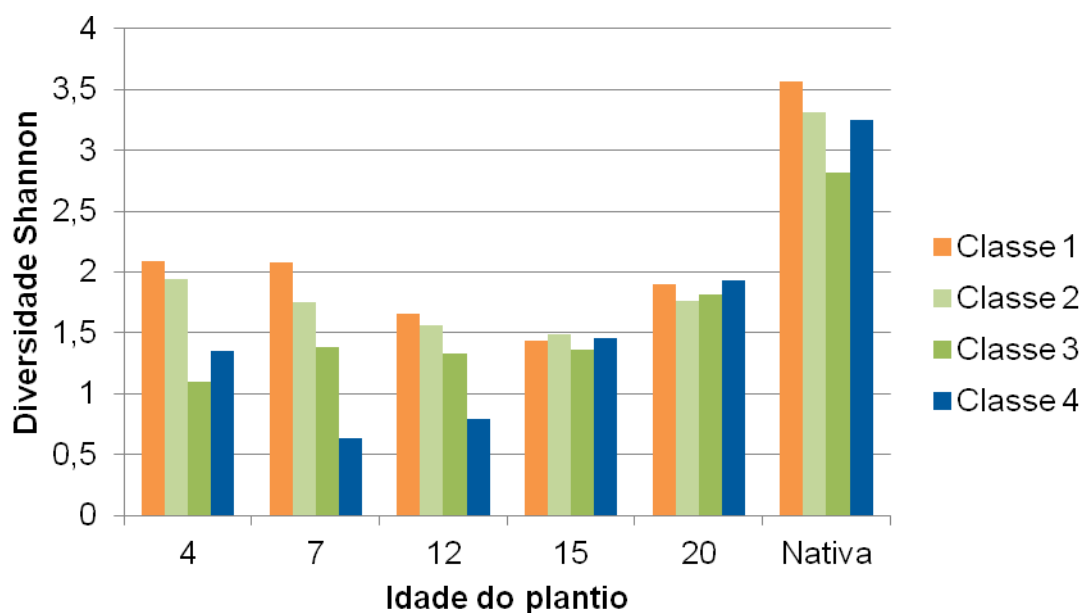


Figura 3.5 – Índice de Diversidade de Shannon em relação as classes de tamanho dos plantios de diferentes idades, sendo sendo as classes: 1 – 0,5 a 1 m; 2 – 1 a 1,5 m; 3 – 1,5 a 2 m; 4 – maior que 2 m e DAP menor que 5 cm

A diversidade das áreas de floresta natural no entanto, é muito superior a todas áreas, independente da idade, sendo que em plantios de 15, 20 anos já é de se esperar uma maior diversidade.

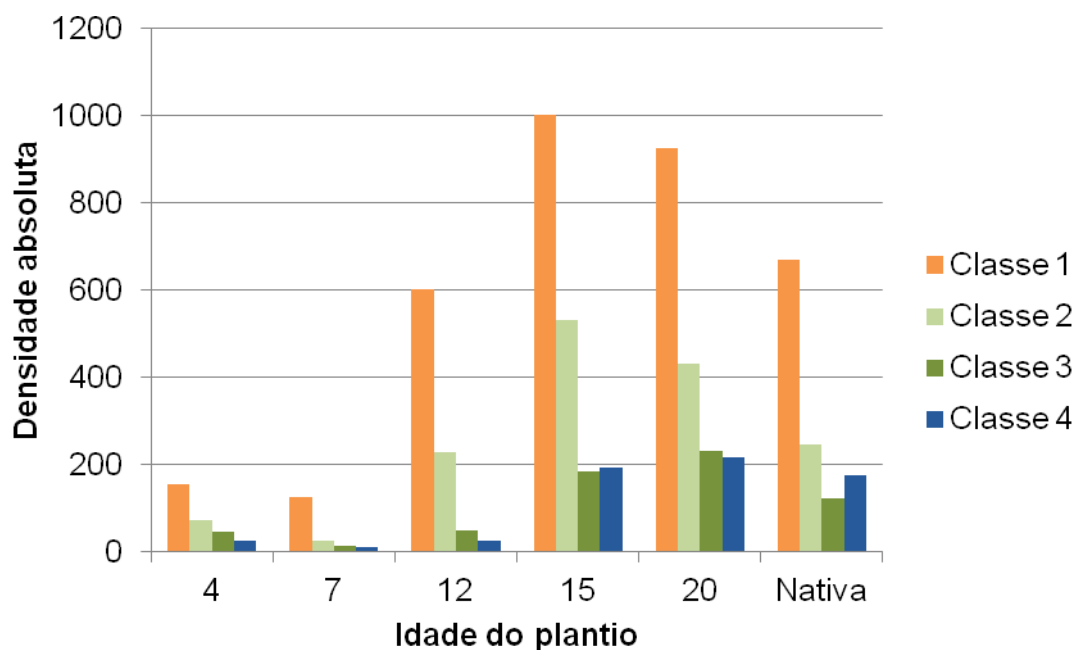


Figura 3.6 – Densidade absoluta das classes de tamanho em diferentes idades de plantio e floresta nativa, sendo as classes: 1 – 0,5 a 1 m; 2 – 1 a 1,5 m; 3 – 1,5 a 2 m; 4 – maior que 2 m e DAP menor que 5 cm

A densidade absoluta é crescente em relação à idade. Na análise de variância, os resultados de densidade absoluta foram diferentes estatisticamente ($p < 0,05$) em relação às classes de tamanho e em relação às idades. Mas não apresentou interação entre idades e classes de tamanho ($p > 0,05$).

Segundo o teste de Tuckey, as idades que apresentaram densidades absolutas diferentes estatisticamente foram os plantios de idade 15 e 20 anos, enquanto a floresta nativa se diferenciou apenas do plantio de 7 anos. Essa diferença ocorre principalmente porque nas idades de 15 e 20 anos as populações de *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan var. colubrina foram muito grandes.

Em relação às classes de tamanho, apenas a classe 1 foi diferente estatisticamente das outras classes. Isso devido à grande quantidade de indivíduos jovens que estavam entre 0,5 e 1 metro.

Pode-se observar que o número total de espécies aumenta conforme a idade das áreas (Figura 3.7). No entanto, mesmo na maior idade, o número de espécies é menos da metade que o encontrado na floresta natural.

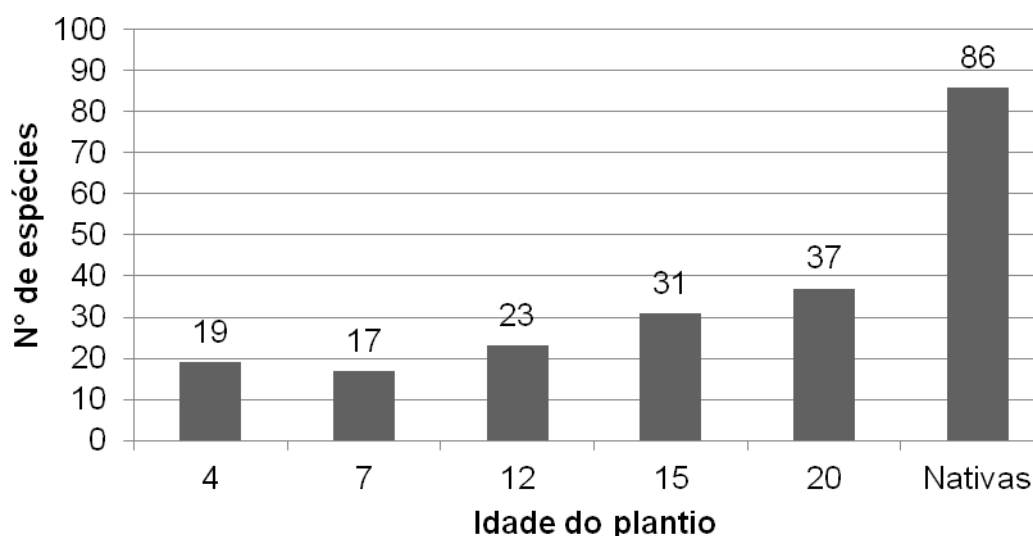


Figura 3.7 – Número de espécies encontradas na regeneração natural por idade de plantio

Quando se analisa somente as espécies arbustivas, nas análises de diversidade de Shannon se obtém a figura 3.8.

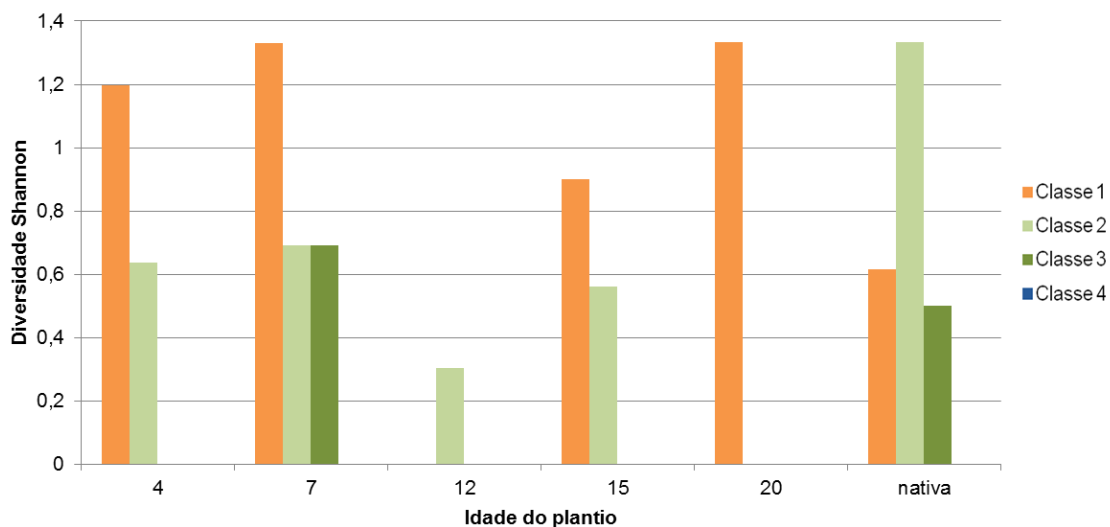


Figura 3.8 – Índice de diversidade de Shannon em relação às classes de tamanho e idade de plantio utilizando-se somente as espécies arbustivas encontradas. Sendo as classes: 1 – 0,5 a 1 m; 2 – 1 a 1,5 m; 3 – 1,5 a 2 m; 4 – maior que 2 m e DAP menor que 5 cm

A classe 1 obteve os maiores resultados de diversidade. Com o aumento da classe de tamanho, a ocorrência das espécies fica mais rara. A classe 4 não foi significativa em nenhuma idade.

Nos resultados de densidade absoluta, levando em consideração somente as espécies arbustivas, novamente a área mais nova e classe 1 apresenta alto valor. A classe 4 esteve presente apenas nos plantios de 7, 12 e 15 anos (Figura 3.9).

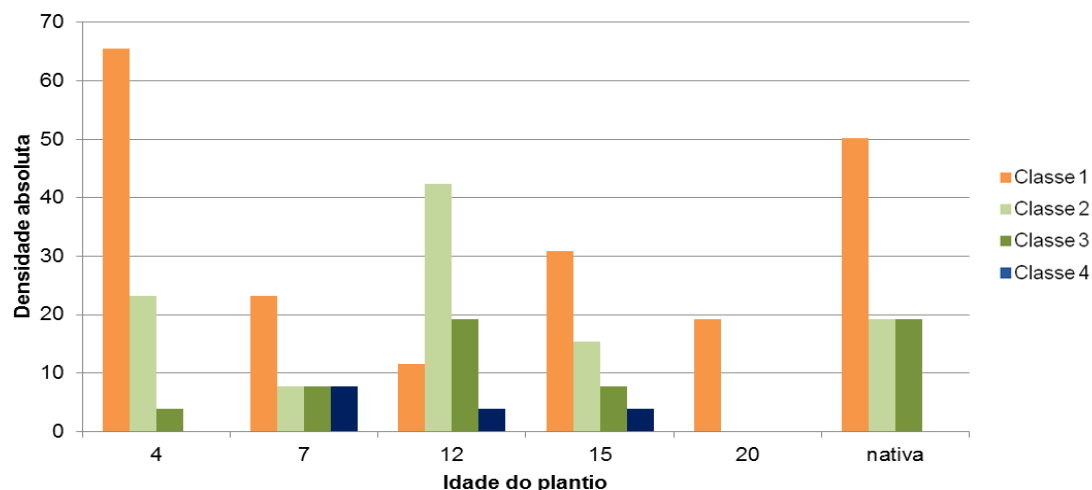


Figura 3.9 – Densidade absoluta das espécies arbustivas encontradas distribuídas por idade do plantio e classes de tamanho, sendo as classes: 1 – 0,5 a 1 m; 2 – 1 a 1,5 m; 3 – 1,5 a 2 m; 4 – maior que 2 m e DAP menor que 5 cm

Foram encontradas ao todo 25 espécies arbustivas. Um total de nove famílias, sendo Asteraceae a família mais representativa.

As espécies arbustivas encontradas estão presentes na tabela 3.2, diferenciando em qual local foi encontrada.

Tabela 3.2 – Espécies arbustivas encontradas na regeneração natural e em quais idades estão presentes. Sendo A.R. área em restauração e A.N. área natural. (continua)

Família	Espécie	A.R.	A.N.
Asteraceae	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	15	X
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrud. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	15	X
Asteraceae	<i>Chromolaena</i> sp		X
Asteraceae	<i>Chromolaena</i> sp2	12	
Asteraceae	<i>Chromolaena</i> sp3	7	
Asteraceae	<i>Chromolaena</i> sp4	7	
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	12	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.		X
Euphorbiaceae	<i>Manihot caerulea</i> Pohl	15	
Fabaceae	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	7; 12	
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	4; 20	
Malvaceae	<i>Hibiscus mutabilis</i> L.	20	
Malvaceae	<i>Sida paniculata</i> L.	4; 7; 12	
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	4; 7; 12	
Myrtaceae	<i>Psidium australe</i> Cambess.	4	X
Rubiaceae	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.		X
Rubiaceae	<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.		X
Rubiaceae	<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	4; 20	X
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		X
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	12	
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.	7	
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L	12; 15; 20	X
Verbenaceae	<i>Lantana fucata</i> Lindl.	4; 15	
Verbenaceae	<i>Lantana</i> sp	4; 15	
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	15; 20	X

3.4 Discussão

Nos primeiros anos a colonização por plantas de pequeno porte é maior, o que ocasiona um aumento nos números de diversidade das primeiras classes dos primeiros anos de plantio. Dos 12 aos 15 anos neste estudo é possível ver a homogeneização da diversidade ao longo das classes de tamanho e aumento da diversidade com o passar dos anos.

A densidade das áreas como esperado, aumenta com o decorrer do tempo.

Apesar do índice de diversidade baixo nos plantios mais antigos (12, 15, 20 anos), segundo os gráficos, essas áreas estão caminhando para um aumento de diversidade. E futuramente pode ser que atinja um estado de autossustentação, com funções ecológicas variadas.

Nos resultados obtidos apenas com as espécies arbustivas a diversidade é maior nas primeiras classes de tamanho porque foram encontrados muitos arbustos de pequeno porte. A classe 2 ainda é presente em praticamente todas as idades pois em geral as espécies arbustivas possuem um tamanho de até 1,5 metros, acima desses valores já decaí muito as espécies encontradas, isso pode ser devido a essas áreas em restauração ainda ter a intensidade luminosa elevada, não levando os arbustos a crescer em altura. E acima dos 2 metros de altura (classe 4) foram encontrados apenas jovens indivíduos arbóreos.

A densidade absoluta das arbustivas também é maior nas primeiras classes de altura, isso porque nos reflorestamentos muitos arbustos considerados ruderais foram encontrados, principalmente no plantio de 4 anos .

A classe de tamanho 4 nos plantios de 7, 12 e 15 anos, foram representados por espécies arbustivas de cerrado de grande porte.

As áreas de 20 anos não apresentaram arbustos de forma significativa.

Um aspecto muito importante a ser analisado é que o local onde foram feitas as restaurações é uma grande área de transição entre FES e cerrado. Possivelmente nas margens do rio originalmente existia uma FES, com a inundação deste e das áreas adjacentes devido a construção da Usina hidrelétrica as margens do reservatório agora estão em uma área de transição. Essa observação se fez devido ao levantamento das áreas nativas, que se caracterizaram como cerradão, sendo que em uma área nativa visitada o aspecto era de uma FES. No entanto, as espécies utilizadas no plantio de restauração são apenas espécies de FES. Talvez se junto às espécies de FES fossem plantadas espécies de cerrado, principalmente zocóricas, as áreas apresentariam melhor regeneração.

Em relação às famílias encontradas na regeneração a família que apresentou maior riqueza foi a Fabaceae, assim como em alguns estudos recentes de regeneração natural (SOUZA, 2000; PREISKORN, 2011; CASTANHO, 2009; MÔNICO, 2012; NAVES, 2013).

Não apareceram espécies exóticas nos levantamentos. Nem em áreas em restauração nem nas áreas de referência. Isso se caracteriza como bom para o reflorestamento futuramente, pois a invasão por espécies exóticas degradam o ambiente e é apontado hoje como uma das principais causas da perda de biodiversidade dos ecossistemas (VIEIRA, 2009). Mesmo os reflorestamentos mais antigos de 20 anos, onde as técnicas de restauração não eram tão bem fundamentadas e estudadas.

Nos estudos de Naves 2013 para áreas em restauração de 12 anos foi encontrado um índice de diversidade de Shannon para espécies nativas de 1,89. Para uma área de 8 anos um índice de Shannon de 1,23 (nativas) e para o ecossistema de referência 2,72. A medição incluiu indivíduos maiores ou iguais a 50cm e CAP<10cm. No presente estudo as áreas de 12 anos apresentaram em uma classe de altura Índice de diversidade de Shannon de 1,66 e em uma área de 7 anos índice de 2,08. A área nativa utilizada como ecossistema de referência apresentou em uma das classes de tamanho Índice de diversidade de 3,56. Em geral os resultados encontrados para as áreas em restauração estão abaixo do intervalo de diversidade encontrado por Naves (2013) em sua revisão, onde as áreas em processo de restauração apresentaram resultados entre 2,18 e 3,94. Já a área nativa está dentro do intervalo encontrado para ecossistemas de referência, que é de 2,41 a 4,01.

Desde que a paisagem seja permeável é esperado que a riqueza aumente com o passar do tempo (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A riqueza é uma variável que se recupera relativamente rápido, podendo em áreas de 15 a 70 anos ser encontrados valores semelhantes a áreas de floresta madura, porém, não com a mesma composição de espécies (TABARELLI; MANTOVANI, 1999; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; NORDEN et al., 2009).

A densidade varia muito entre os estudos de florestas plantadas, não sendo possível estabelecer uma relação entre idade e densidade (SOUZA, 2000; PREISKORN, 2011; CASTANHO, 2009; MÔNICO, 2012; NAVES, 2013).

Assim como nas áreas de 12 e 15 anos Sansevero (2008) encontra maiores densidades em áreas em restauração de estágios intermediários de sucessão.

Não foi encontrado nenhum piper nas áreas em restauração, gênero normalmente disperso por morcegos, o que indica a falta de conectividade e visita

de espécies da fauna (MÔNICO, 2012) uma vez que a dispersão dessas espécies está ligada a presença de remanescentes florestais e indivíduos arbóreos isolados (GUEVARA; LABORDE, 1993).

3.5 Conclusões

Apesar do índice de diversidade baixo nos plantios mais antigos (12, 15, 20 anos), segundo os gráficos, essas áreas estão caminhando para um aumento de diversidade e riqueza. Futuramente pode ser que atinja funções ecológicas variadas, mas comparado à área nativa o índice de diversidade, inclusive das áreas mais velhas (15 e 20 anos), é muito menor. Sendo que na maior idade, o número de espécies é menos da metade que o encontrado na floresta natural.

As espécies arbustivas estão presentes, porém em pequena densidade, encontrando mais espécies arbustivas de pequeno porte nas áreas de menor idade e as de maior porte nas áreas mais velhas.

Referências

ANTIQUERA, L.R. Ensaio de espécies pioneiras para a região de Paraibuna. In: KAGEYAMA, P. Y.; Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. **IPEF Série Técnica**, Piracicaba, v. 8, n. 25, p. 1-43, 1992.

ASPERTI, L.M. **Monitoramento e avaliação de um repovoamento florestal implantado com espécies nativas no entorno de uma várzea em Santa Cruz das Palmeiras (SP)**. 2001. 84p. Dissertação (Mestrado em Análise Geoambiental, com opção em Conservação em Ecossistemas Florestais) - Universidade de Guarulhos, Guarulhos, 2001.

CARNEVALE, N.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 163, p. 217-227, 2002.

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

CASTANHO, G.G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. O. CESAR, O. **Composição florística, fitosociológica e ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua (Fazenda Barreiro Rico, Município de Anhembi, SP)**. 1988. 223p. Tese (Livre-Docência) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 1988.

CESP - Companhia Energética de São Paulo. Disponível em:<<http://www.cesp.com.br>>. Acesso em: 20 abr. 2012.

CESP. UHE Três Irmãos. **Relatório de Impacto Ambiental/RIMA. SP. AR. 1990.** 72p.

Brasil. 2009. 111p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais. - Área de Concentração: Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

COLEY, P.D. ; BARONE, J.A. Herbivory and plant defenses in tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 305-335, 1996.

DAMASCENO, A.C.F. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema.** 2005. 108p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais Área de Concentração; Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. de; CONTIEIR, W.A.; NAKATA, H. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob florestas plantadas com espécies nativas e exóticas. In: DURIGAN, G. e VILLAS-BOAS, O. (Org.) Pesquisas em Conservação e Recuperação Ambiental no Oeste Paulista. **Resultados da Cooperação Brasil/Japão. Instituto Florestal/Secretaria do Meio Ambiente**, São Paulo: Páginas e Letras Editora e Gráfica., 2004. cap. 20, p.349-362.

DURIGAN, G; DIAS, H.C.S. Abundância e diversidade da regeneração natural sob mata ciliar implantada. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. Campos do Jordão, **Anais...** São Paulo: SBS/SBEF, v. 3, 1990. p.308-312.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Disponível em:<www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados/index.php?UF=sp>. Acesso em: 21 jan. 2012.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: Tendências e perspectivas mundiais. In : KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E. de; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B.(Org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, cap.1, p. 1-26, 2003.

FAO. Silvicultural research in the Amazon. Roma: **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 192p.. 1971. (Technical Report, 3)

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

GÓMEZ-POMPA, A. Posible papel de la vegetación secundaria em la evolución de la flora tropical. **Biotropica**, Washington, v. 3, p. 125-135, 1971.

GRUBB, P.J. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 52, p. 107-145, 1977.

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

GUNTER, S.; WEBER, M.; ERREIS, R.; AGUIRRE, N. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research**, v.126, p. 67-75, 2007.

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

HOLL KD, LULOW ME, Lin EH, SAMUELS IA. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, p. 339-349, 2000.

HOLL, K.D.; LULOW, M.E. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rain forest. **Biotropica**, Washington v. 29, n. 4, p. 459-468, 1997.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.E.A; CARPANEZZI, A.A. Implantação de matas ciliares: estratégia para auxiliar a sucessão secundária. IN: SIMPÓSIO SOBRE MATAS CILIARES, 1., Campinas, SP, 1989. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, 1989. p. 130-143.

KLEIN, R.M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 32, p. 165-389, 1980.

LAMB, D.; PARROTTA, J.; KEENAN, R.; TUCKER, N. Rejoing Habitat Remnants: Restoring Degraded Rainforest Lands. In: Laurance JWF, Bierregaard Jr. **Tropical forest remnants: ecology management, and conservation of fragmented communities**. Chicago e London: The University of Chicago Press, 1997. 366p.

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

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 163, p. 51-62, 2002.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**, Viçosa:Aprenda Fácil, 2001. 143p.

MATTHES, L.A.F.; MARTINS, F.R. Conceitos em sucessão ecológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, Campinas, v. 2, p. 19-32, 1997.

MELO, V.A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no Estado de Minas Gerais**. 1997. 40p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa 1997.

MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G.B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 89, p. 528-537, 2001.

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

MOREIRA, M.A. **Modelos de plantio de florestas mistas para recomposição de mata ciliar**. 2002. 99p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal. Área de concentração em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

NAVES, R.P. **Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência**. 2013. 100p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais. Área de Concentração em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

NORDEN, N.; CHAZDON R. L.; CHAO A.; JIANG Y.H.; VÍLCHEZ-ALVARADO B. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, Oxford, v.12, n.5, p.385-394, 2009.

OLIVEIRA, L.C. **Dinâmica de crescimento e regeneração natural de uma floresta secundária no Estado do Pará**. 1995. 126p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Pará, Belém, 1995.

PARROTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native Forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 1-7, 1997.

PARROTTA, J.A. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta. v. 6, p.627-636, 1995.

POGGIANI, F.; OLIVEIRA, R.E.; CUNHA, G.C. Práticas de ecologia florestal. **Documentos Florestais IPEF**, Piracicaba, n. 16, p. 1-44, 1996.

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

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

PULITANO, F.M. **Análise da estrutura e funcionamento de reflorestamentos de mata ciliar aos 18 e 28 anos após o plantio, no município de Cândido Mota – SP**. 2003. 152p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

RODRIGUES, R.R. A Sucessão Florestal. In: MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO FILHO, H.F. (Org.) **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana**. Campinas: Editora da UNICAMP, 1995. 136p.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H. de F.(Ed.). **Matas ciliares, conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: FAPESP, cap. 15.1, p.235-247, 2001.

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

SALDARRIAGA, J.G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. (Ed.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

SCHORN, L.A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de um floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Floresta**, Curitiba, v. 36, p.59-74, 2006.

SILVEIRA, E.R. da; DURIGAN, G. Recuperação de matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos dez anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. In: VILAS-BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista – resultados da cooperação Brasil/Japão/Instituto Florestal**. Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2004.p.325 – 347.

SILVEIRA, E.R. **Recuperação da mata ciliar do córrego Tarumã (Tarumã, SP):** aspectos ambientais de quatro modelos florestais dez anos após o plantio. 2001. 82p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

SIQUEIRA, L.P. de; **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil.** 2002. 128p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER international primer on ecological restoration.** 2nd ed. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004. 13 p. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 11 set. 2013.

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

SOUZA, F.M. de; BATISTA, J.L.F. Retoration 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. de; **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas.** 2000. 69p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

SWAINE, M.D. (Ed.) The ecology of tropical forest tree seedlings., UNESCO, **The Parthenon Publishing Group**, Paris: Man and Biosphere Serie, 1996. v. 18 p. 323p.

SWAINE, M.D.; HALL, J.B. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4 p. 253 –269, 1988.

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

TABARELLI, M.; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, Essex, v.106, n.2, p.165-176, 2002.

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

VOLPATO, M.M.L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica**. 1994. 123p. Dissertação (Mestrado em Engenharia em Florestal)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1994.

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

WUNDERLE, Jr. JM. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam. v.99, p.223-235, 1997.

ZANNE, A.E.; CHAMPAN, C.A. Expediting reforestation in tropical grasslands: distance and isolation from seed sources in plantations. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, p.1610-1621, 2001.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Malden.v. 8, p.350-360, 2000.

ANEXO

Tabela geral de espécies com indicação das arbustivas. (continua)

Família	Espécie	Arbustiva
Amaranthaceae	<i>Amaranthaceae</i>	
Amaranthaceae	<i>Amaranthus sp</i>	
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius Raddi</i>	
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis Aubl.</i>	
Annonaceae	<i>Annona coriacea Mart.</i>	
Annonaceae	<i>Annona dioica A.St.-Hil.</i>	
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica (Lam.) Mart.</i>	
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpor Müll.Arg.</i>	
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum Müll.Arg.</i>	
Asteraceae	<i>Chromolaena sp</i>	
Asteraceae	<i>Chromolaena sp2</i>	
Asteraceae	<i>Chromolaena sp3</i>	
Asteraceae	<i>Chromolaena sp4</i>	
Asteraceae	<i>Chromolaena laevigata (Lam.) R.M.King & H.Rob.</i>	X
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani (Schrud. ex DC.) R.M.King & H.Rob.</i>	X
Asteraceae	<i>Duguetia furfuraceae (A.St.-Hil.) Saff.</i>	
Asteraceae	<i>Terminalia argentea Mart.</i>	
Asteraceae	<i>Terminalia glabrescens</i>	
Asteraceae	<i>Vernonanthura brasiliensis (cf)</i>	
Asteraceae	<i>Vernonanthura sp</i>	
Asteraceae	<i>Vochysia tucanorum</i>	
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides L.</i>	X
Asteraceae	<i>Asteraceae sp</i>	
Asteraceae	<i>Asteraceae sp1</i>	
Asteraceae	<i>Asteraceae sp2</i>	
Asteraceae	<i>Bidens pilosa L.</i>	
Bignoniaceae	<i>Handroanthus</i>	
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus (Mart. ex DC.) Mattos</i>	
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ocraceus (Cham.) Mattos</i>	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda sp</i>	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia Mart.</i>	
Boraginaceae	<i>Cordia americana (L.) Gottschling & J.S.Mill.</i>	
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand</i>	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum buxus Peyr.</i>	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum A.St.-Hil.</i>	X
Euphorbiaceae	<i>Croton sp</i>	
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera Mart.</i>	
Euphorbiaceae	<i>Manihot caeruleascens Pohl</i>	X
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum (L.) Morong</i>	
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis Spreng.</i>	
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan var. colubrina</i>	
Fabaceae	<i>Bauhinia pentandra(Bong.) D.Dietr.</i>	

Tabela geral de espécies com indicação das arbustivas. (continuação)

Família	Espécie	Arbustiva
Fabaceae	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	X
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	
Fabaceae	<i>Crotalaria</i> sp	
Fabaceae	<i>Crotalaria incana</i> L.	
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	X
Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	
Fabaceae	<i>Indigofera</i> sp	
Fabaceae	<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	
Fabaceae	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	
Fabaceae	<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	
Fabaceae	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	
Fabaceae	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	
Fabaceae	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	
Fabaceae	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	
Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	
Fabaceae	<i>Senegalia</i> sp	
Fabaceae	<i>Sesbania marginata</i> Benth	
Fabaceae	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	
Fabaceae	<i>Vvachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	
Fabaceae	<i>Zornia latifolia</i> Sm.	
Lamiaceae	<i>Hyptis</i> sp	
Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	
Malpighiaceae	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	
Malpighiaceae	<i>Malpighiaceae</i>	
Malvaceae	<i>Corchorus hirtus</i> L.	
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	
Malvaceae	<i>Helicteres Ihotzkyana</i> (Schott & Endl.) K.Schum.	
Malvaceae	<i>Hibiscus mutabilis</i> L.	X
Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	
Malvaceae	<i>Malvaceae</i>	
Malvaceae	<i>Melochia</i> sp	
Malvaceae	<i>Melochia</i> 2	
Malvaceae	<i>Pavonia communis</i> A.St.-Hil.	

Tabela geral de espécies com indicação das arbustivas. (continuação)

Família	Espécie	Arbustiva
Malvaceae	<i>Sida sp</i>	
Malvaceae	<i>Sida sp2</i>	
Malvaceae	<i>Sida sp3</i>	
Malvaceae	<i>Sida cordata (Burm.f.) Bors. Waalk.</i>	
Malvaceae	<i>Sida paniculata L.</i>	X
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia L.</i>	X
Malvaceae	<i>Sterculia striata A.St.-Hil. & Naudin</i>	
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla Vahl</i>	
Meliaceae	<i>Trichilia catigua A.Juss.</i>	
Moraceae	<i>Maclura tinctoria (L.) D.Don ex Steud.</i>	
Myrtaceae	<i>Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.</i>	
Myrtaceae	<i>Campomanesia pubescens(DC.) O.Berg</i>	
Myrtaceae	<i>Eugenia sp</i>	
Myrtaceae	<i>Eugenia aurata O.Berg</i>	
Myrtaceae	<i>Eugenia myrcianthes Nied. Antiga (Hexachlamys edulis)</i>	
Myrtaceae	<i>Myrcia uberavensis O.Berg</i>	
Myrtaceae	<i>Psidium australe Cambess.</i>	X
Myrtaceae	<i>Psidium guajava L.</i>	
Myrtaceae	<i>Eugenia hiemalis Cambess.</i>	
Ochnaceae	<i>Ouratea spectabilis (Mart.) Engl.</i>	
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa Griseb.</i>	
Phyllanthaceae	<i>Savia dictyocarpa Müll.Arg.</i>	
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis Casar.</i>	
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata Mart.</i>	
Proteaceae	<i>Roupala montana Aubl.</i>	
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum Reissek</i>	
Rubiaceae	<i>Chomelia obtusa Cham. & Schtdl.</i>	X
Rubiaceae	<i>Chomelia pohliana Müll.Arg.</i>	X
Rubiaceae	<i>Cordia sessilis (Vell.) Kuntze</i>	X
Rubiaceae	<i>Manettia cordifolia Mart.</i>	
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis Jacq.</i>	X
Rubiaceae	<i>Randia calycina Cham.</i>	
Rubiaceae	<i>Tocoyena formosa (Cham. & Schtdl.) K.Schum.</i>	
Rutaceae	<i>Esenbeckia pilocarpoides Kunth</i>	
Rutaceae	<i>Helietta apiculata Benth.</i>	
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium Lam.</i>	
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum Engl.</i>	
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma Briq.</i>	
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides Radlk.</i>	
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis Aubl.</i>	

Tabela geral de espécies com indicação das arbustivas. (conclusão)

Família	Espécie	Arbustiva
Sapindaceae	<i>Maytenus robusta</i> Radlk.	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp	
Sapotaceae	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	X
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp	
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.	X
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	
Verbenaceae	<i>Lantana</i> sp	
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	
Verbenaceae	<i>Lantana fucata</i> Lindl.	X
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	X
Vochysiaceae	<i>Qualea</i> sp	