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

**Regeneração natural de *Pinus spp.* ao redor de populações experimentais e
fatores envolvidos no processo de invasão**

Magda Paula dos Santos

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

**Piracicaba
2020**

Magda Paula dos Santos
Tecnóloga em Silvicultura

Regeneração natural de *Pinus spp.* ao redor de populações experimentais e fatores envolvidos no processo de invasão

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Prof. Dr. **PAULO HENRIQUE MÜLLER DA SILVA**

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

Piracicaba
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Santos, Magda Paula dos

Regeneração natural de *Pinus* spp. ao redor de populações
experimentais e fatores envolvidos no processo de invasão / Magda Paula
dos Santos. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de
2011. - - Piracicaba, 2020.

46 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz
de Queiroz”.

1. Biodiversidade 2. Cerrado 3. Conservação 4. Ecologia de invasão 5.
Espécies exóticas invasoras 5. Regeneração I. Título

DEDICATÓRIA

Aos meus amados pais e sobrinhos: Ana e Darlei, Hellen e Kauan.
A todas as pessoas acometidas por dores crônicas e por qualquer doença relacionada a saúde
mental.
À linda e futura flor que não abriu.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

À Deus pelo dom da vida.

Aos meus amados pais, Ana Rosa (a mais cheirosa do meu jardim) e Darlei, por acreditarem em mim e me dar forças quando as minhas haviam se esgotado.

À minha estimada irmã Dalvana, meu cunhado Emerson e meus queridos sobrinhos; Hellen e Kauan.

Ao pessoal do Laboratório de Silvicultura Urbana e do LMQ por me acolher.

À Kalita, Cris e Amanda pelos cafés, reclames, risadas e amizade.

Ao Jeff pelos cafés de petróleo e ajudas tecnológicas.

Ao Junior pela amizade, companheirismo e pela força na reta final.

Ao meu orientador Paulo Henrique.

Ao IPEF pela cooperação com a pesquisa.

Ao pessoal do GPEIM pela ajuda em campo, especialmente ao Diego pela amizade e irmandade.

Aos estagiários que passaram pela EECF de Itatinga, principalmente o Will, Junior e Mariana que me ajudaram muito nas coletas de dados.

Ao Rildo, João Carlos, Elaine e Seu Lori.

À Estação Ecológica de Angatuba, em especial ao Dr. Cláudio Monteiro (*in memoria*) que veio a falecer um mês antes do início das coletas na estação; ao Jaime, José Carlos, Vanderlei, Agnaldo e Mauro.

Ao Marcio pela ajuda com o R.

À Aninha pela ajuda estatística, pela amizade e pelos cuidados nos meus dias de repouso.

À Alexandra Elbakyan pela ajuda nas pesquisas.

À Sara e a Luana pela companhia de casa e pelas comidinhas.

Aos profissionais da saúde; amigo, médico e psicoterapeuta Dr. Marcelo, Psicóloga Marileide e professora e psicóloga Silva Mollina que me deram suporte nesses dois anos para que eu pudesse suportar as crises e novos diagnósticos.

Ao grupo terapêutico de base Junguiana pelo crescimento e troca.

À Gi por todo profissionalismo, cuidado e amizade.

Ao PPG Recursos Florestais.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela concessão de bolsa. – Código de financiamento 001.

EPIÍGRAFE

Se não houver frutos, valeu a beleza das flores;
se não houver flores, valeu a sombra das folhas;
se não houver folhas, valeu a intenção da semente.

Henfil

“Agora, portanto, permanecem estas três coisas: a fé, a esperança e o amor. A maior delas, porém, é o amor.”

1 Coríntios 13:13

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 INTRODUÇÃO	9
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3 MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1 Localização e caracterização da área	21
3.2 Área de estudo.....	24
3.3 Coleta dos dados	24
3.4 Análise estatística.....	26
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Plântulas	27
4.2 Mudas.....	28
4.3 Árvores.....	31
5 CONCLUSÃO	41
REFERÊNCIAS	42

RESUMO

Regeneração natural de *Pinus* spp. ao redor de populações experimentais e fatores envolvidos no processo de invasão

O gênero *Pinus* abrange espécies produtivas e cultivadas no mundo todo, em regiões tropicais e temperadas. As espécies mais cultivadas no Brasil são nativas da América do Norte e da América Central, e foram introduzidas no país para suprir a demanda madeireira. Atualmente, são fonte de matéria-prima para o setor florestal industrial. No entanto, algumas espécies podem ser uma ameaça à conservação dos biomas brasileiros. A invasão biológica por espécies exóticas é uma das principais causas de perda da biodiversidade, sendo que as espécies do gênero *Pinus* tem se tornado dominantes de ambientes antes ocupados por vegetação nativa. Conhecer a dinâmica de estabelecimento e potencial de invasão das espécies, além dos facilitadores para que a invasão ocorra são fundamentais para tomadas de decisão sobre o manejo de áreas afetadas. Esse trabalho avaliou a densidade de regenerantes de *Pinus* spp. em três diferentes locais do estado de São Paulo. As avaliações contemplaram vegetação vizinha aos povoamentos de pinus com ocupação de vegetação nativa, área aberta e plantio de eucalipto. Foram avaliadas 35 populações do gênero nas estações experimentais de Anhembi e Itatinga, que pertencem à Universidade de São Paulo e na Estação ecológica de Angatuba, que pertence ao Instituto Florestal. Foi realizado o censo dos regenerantes em um gradiente de 100 m de distância da borda do talhão em cada margem onde a cobertura da vegetação vizinha variou, (norte, sul, leste e oeste). Para tanto, foram instalados quatro transectos de 25m de largura para área de amostragem. Em cada transecto, os regenerantes foram quantificados em três classes estratificadas: plântulas (≤ 30 cm), mudas (≥ 30 cm ≤ 100 cm) e árvores (> 100 cm). Os resultados indicam a espécie *Pinus elliottii* como a espécie com maior potencial de invasão nas áreas estudadas, adaptando-se em ambientes diferentes. *Pinus oocarpa* também apresentou comportamento como invasor em uma das áreas amostradas. A condição ambiental que mais favoreceu o estabelecimento do pinus foi a área sem vegetação estabelecida. Foi observado um maior número de regenerantes próximo a fonte de sementes, sendo observada queda significativa no número de regenerantes entre 50 e 100 m de distância

Palavras-chave: Biodiversidade, Cerrado, Conservação, Ecologia de invasão, Espécies exóticas invasoras, Regeneração

ABSTRACT

Spontaneous regeneration of *Pinus* spp. from experimental stands and factors involved in the invasion process

The *Pinus* genus comprises productive and cultivated species worldwide, in tropical and temperate regions. The most cultivated species in Brazil are native from North America and Central America, species of this genus were introduced in the country to supply the timber demand. Currently, they are a source of raw material for the industrial forestry sector. However, some species can be a threat to the conservation of Brazilian biomes because the biological invasion by alien species is one of the central causes of biodiversity loss, and the species of the genus *Pinus* have become dominant in environments previously occupied by native forests. Knowing the dynamics of establishment and invasion potential of species, as well as the facilitators for the invasion to occur, are fundamental for decision making on the management of affected areas. This study evaluated the *Pinus* spp. density in three different locations in the state of São Paulo. The evaluations included neighboring vegetation to the *Pinus* stands with the occupation of native forest, open area, and eucalyptus populations. Thirty-five populations of the genus were evaluated in the experimental stations of Anhembi and Itatinga, belonging to the University of São Paulo and in the ecological station of Angatuba, belonging to the Forestry Institute. The census of the regenerants was carried out on a gradient of 100 m distance from the edge of the stand on each bank where the coverage of neighboring vegetation varied (north, south, east and west). For this purpose, four transects of 25 m width each were installed for the sampling area. In each transect, the regenerants were stratified into small seedlings (≤ 30 cm), seedlings (≥ 30 cm ≤ 1 m), and trees (> 100 cm). The results indicate the *Pinus elliottii* as the species with the highest potential for invasion of the studied areas, invading different environments. *Pinus oocarpa* also behaved as an invader in one of the sampled areas. The environmental condition that most favored the pine establishment was the area without established vegetation. A greater number of regenerants occur close to the seed source, with a significant reduction in the number of regenerants between 50 and 100 m away.

Keywords: Biodiversity, Brazilian savanna, Conservation, Invasion ecology, Invasive alien species, Regeneration

1. INTRODUÇÃO

A invasão biológica é uma das pautas mais discutidas sobre a perda da biodiversidade. Invasão por espécies exóticas é a quarta maior causa da extinção de plantas, sendo associada a quase 30% do total de espécies classificadas como extintas, na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) (BELLARD et al., 2016; DECHOUM, 2018).

A Convenção sobre Diversidade Biológica (2002) define como “espécie exótica” toda espécie introduzida fora de sua distribuição natural. Essa introdução pode ser por sementes ou propágulos de tais espécies que podem sobreviver e se reproduzir. Quando a espécie exótica é estabelecida e passa a ameaçar a diversidade biológica, é denominada então, como “espécie exótica invasora”.

Em alguns casos, a invasão biológica apresenta ameaças ao modificar a estrutura das comunidades nativas e, alterando processos hidrológicos as propriedades do solo (ARMSTRONG, 1995; D’ANTONIO *et al.*, 1999; EHENFELD, 2010; LE MAITRE *et al.*, 1996; MCKINNEY e LOCKWOOD, 1999; PYSEK e RICHARDSON, 2010; ROSENZWEIG, 2001; SIMBERLOFF e REJMÁNEK, 2011; DURIGAN et al., 2013). Segundo Zenni e Dechoum (2008), em ecossistemas abertos espécies florestais substituem vegetação de pequeno porte, resultando na homogeneização e alteração da paisagem (LEDGARD, 2001; ZILLER e GALVÃO, 2002; ZENNI e DECHOUM, 2008).

Um dos impactos ecológicos da invasão biológica é a homogeneização da Biota, que ocorre devido ao estabelecimento de espécies exóticas e à extinção de espécies nativas e endêmicas (OLDEN, 2006; ROSENBLAD e SAX, 2016; DECHOUM et al., 2018). Quando ocorre aumento da homogeneização da biota em diferentes regiões, a diversidade diminui em escala mundial (OLDEN, 2006; DECHOUM et al., 2018). Segundo Pysek et al. (2012) e Simberloff et al. (2013), impacto ecológico consiste em qualquer mudança significativa em um padrão ou processo ecológico.

Estudos evidenciam que nas duas últimas décadas algumas espécies florestais e agroflorestais de importância comercial podem causar problemas como invasoras de ecossistemas à medida que se tornam estruturalmente dominantes (BLACKBURN et al., 2014). A maioria das culturas agronômicas e florestais de importância econômica são cultivadas fora de sua região de origem e, portanto, são espécies exóticas (ZILLER, 2000).

No Brasil, as espécies florestais de valor comercial que mais se destacam pertencem aos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, que são importantes fontes de matéria-prima para o setor industrial

florestal. Esse setor é representado principalmente pelas indústrias de celulose e papel, de chapas de madeira e pela siderurgia à base de carvão vegetal (BOGNOLA et al., 2018). Houve um longo período de trabalho no país de introdução e domesticação das espécies florestais exóticas, que segundo Loefgren (1906) citado por Ferreira (2001), antecedeu as políticas de incentivo fiscal. Em 1948, por meio do Serviço Florestal do Estado de São Paulo, foram introduzidas as espécies americanas conhecidas nas origens como “pinheiros amarelos”, que incluem *Pinus palustris*, *P. echinata*, *P. elliottii* e *P. taeda* (SHIMIZU e SEBBENN, 2008). A implantação intensiva de *Pinus* spp. no Brasil surgiu como alternativa para assegurar o suprimento de madeira para diversos setores, dado o esgotamento das reservas comercialmente viáveis de madeira de *Araucaria angustifolia*. Impulsionado pelos incentivos fiscais concedidos pelo Governo Federal para o reflorestamento no período de 1966 a 1986, a implantação de pinus ocorreu majoritariamente nas regiões Sul e Sudeste do país (SHIMIZU et al., 2018).

Essas espécies apresentam crescimento rápido e grande disponibilidade de sementes, em geral, oriundas de seleção e melhoramento genético, (RICHARDSON, 1999; ZANCHETTA e PINHEIRO, 2007; ZILLER, 2000; LOCKWOOD et al., 2009; SIMBERLOFF et al., 2010; BOGNOLA et al., 2018). Entretanto, as mesmas características que as fazem economicamente viável (e.g., elevado potencial de germinação e resistência ao fogo) (ZANCHETTA e SOUZA, 2007) podem torná-las invasoras de ambientes se estiverem “ecologicamente” adaptadas (ZILLER; ZALBA, 2007).

Há grande diversidade ecológica dentro das 105 espécies que compõem o gênero *Pinus* (RICHARDSON e BOND, 1991). Desse total, pelo menos 19 são invasoras em larga escala no hemisfério sul (RICHARDSON, 1999; ZANCHETTA e SOUZA, 2007). Além do Brasil, o gênero está registrado como invasor em diversas partes do mundo, como Nova Zelândia, Austrália, África do Sul, Argentina e Chile. O gênero tem sido registrado como potencial invasor de áreas abertas, sejam elas degradadas ou naturalmente ocupadas por vegetação herbáceo-arbustiva (ZILLER, 2001; ZANCHETTA e DINIZ, 2006).

De forma geral, as espécies de *Pinus* apresentam tolerância à seca e são capazes de sobreviver em solos com baixa disponibilidade de nutrientes (ZILLER, 2000; ZANCHETTA e SOUZA, 2007). Suas sementes são pequenas e aladas fazendo com que atinjam distâncias de até 8 km da matriz de acordo com a posição no relevo e da direção do vento (POMEROY e KORSTIAN 1949; TOMAZELLO FILHO et al., 2017).

As invasões descritas no Brasil são principalmente ocasionadas pelas duas espécies mais difundidas do gênero, *P. taeda* e *P. elliottii*, que invadem ambientes naturais e alterados (ZILLER, 2000; 2001; BECHARA et al., 2013; RAMOS et al., 2019). No Estado de São Paulo,

as invasões por *Pinus* representam um problema à conservação de áreas com vegetação nativa, principalmente nas regiões cobertas por fisionomias savânicas e campestres do Cerrado (ZANCHETA e SOUZA, 2007), inclusive, existem relatos desses problemas nas Unidades de Conservação das Estações Ecológicas de Angatuba, Assis, Itapeva, Itirapina e Santa Bárbara (MIASHIKE, 2015).

O manejo de espécies exóticas invasoras é parte fundamental das estratégias de conservação da biodiversidade e requer uma abordagem multidisciplinar e integrada (ZENNI e ZILLER, 2011; INSTITUTO HÓRUS, 2016; BOGNOLA et al., 2018). Um dos primeiros passos para entender o nível de invasão em que o ambiente se encontra é conhecer a densidade populacional dos regenerantes e quais os “fatores” envolvidos nesse processo (espécie, clima, velocidade e direção do vento, relevo e cobertura). A regeneração natural das espécies exóticas constitui importante indicador para essa compreensão, bem como a capacidade de disseminação das espécies exóticas e sua dinâmica na ocupação do ambiente (HOSOKAWA et al. 2008; DE FREITAS e MAGALHÃES, 2012). Sem o monitoramento e o correto manejo, as árvores de *Pinus* spp. tendem a se tornar elementos permanentes da paisagem e os agrupamentos podem se tornar povoamentos homogêneos (VERSFELD; VAN WILGEN, 1986; ZANCHETA e SOUZA, 2007).

Diante do exposto, o objetivo do trabalho foi levantar a densidade dos regenerantes de *Pinus* spp. em três localidades do Estado de São Paulo, no entorno de plantios homogêneos em fase reprodutiva, a fim de identificar os fatores envolvidos no processo de regeneração, e que podem caracterizar o potencial de invasão dessas espécies.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O conceito de espécies exóticas invasoras refere-se a espécies introduzidas e estabelecidas que reproduzem-se de modo consistente de forma a manter uma população viável e que se propagam a distâncias significativas da planta-mãe (RICHARDSON et al., 2000, PYŠEK e RICHARDSON, 2008; DAVIS, 2009; FALLEIROS et al., 2010). Esse processo é chamado de invasão biológica (ESPÍNOLA e FERREIRA, 2007; FABRICANTE et al., 2017). Desse modo, devido aos impactos que pode ocasionar, a invasão biológica tem sido considerada a segunda causa mundial de perda de biodiversidade, podendo tornar-se a principal responsável pela degradação ambiental (CHAPIN et al., 2000; SIMBERLOFF et al., 2013; MAGALHÃES et al., 2016).

O reconhecimento desse desafio promoveu o crescimento do campo da ecologia da invasão (RICHARDSON, 2010; SIMBERLOFF et al., 2013). Com a expansão desse campo da ciência, houve uma crescente confusão sobre os termos e conceitos utilizados na literatura (DE FREITAS e MAGALHÃES, 2012). Richardson et al. (2000) sugeriram uma unificação destes conceitos para melhor descrever o estágio da invasão de espécies exóticas (Quadro 1). Ademais, o processo de invasão biológica é interpretado como uma sequência de estágios (Figura 1) e não como um evento discreto, ou seja, uma espécie precisa superar uma série de barreiras bióticas e abióticas antes de se tornar um invasor bem sucedido (BLACKBURN et al., 2014).

Quadro 1. Recomendação de Richardson et al. (2000) sobre terminologias de ecologia de invasão de plantas.

Plantas Exóticas	Plantas em uma determinada área cuja presença ocorre devido a introdução intencional ou acidental como resultado da atividade humana. Sinônimos: plantas exóticas, plantas não nativas, plantas não indígenas, plantas alienígenas.
Plantas Exóticas Casuais	Plantas exóticas que podem florescer e até se reproduzir ocasionalmente em uma área, mas que não formam populações que se regeneram e que dependem de várias introduções para se estabelecer.
Plantas Naturalizadas	Plantas exóticas que se reproduzem consistentemente e sustentam populações ao longo de muitos ciclos de vida (com ou sem intervenção direta do ser humano). Geralmente dispersam sementes próximas as plantas adultas, e não necessariamente invadem ecossistemas naturais, seminaturais ou alterados pelo homem.
Plantas Invasoras	Plantas naturalizadas que geram descendentes reprodutivos geralmente em números muito grandes e em escalas consideráveis (>100m de distância) das plantas progenitoras com idades até 50 anos e, portanto, podem se espalhar por uma década considerável.

Figura 1. Modelo conceitual de estágios necessários de invasão de plantas. Adaptado de Richardson et al. (2000).

Mesmo com o crescimento de pesquisas na área da ciência da invasão, os impactos originados por esta temática têm recebido pouca atenção (PARKER et al., 1999; MAGALHÃES; SILVA-FORSBERG, 2016). Oliveira e Oliveira (2018) discorrem sobre os impactos sociais, ambientais e econômicos das florestas plantadas destinadas ao uso econômico e comercial no Brasil, entretanto, não são mencionados os impactos causados pelas invasões biológicas.

Por possuírem grande capacidade de se estabelecer, as plantas exóticas invasoras têm a tendência de aumentar suas populações com o passar do tempo, ampliando sua área de ocupação em locais que antes apresentavam outros usos, incluindo aqueles anteriormente ocupados por florestas naturais (ZILLER, 2000; LOCKWOOD et al., 2009; SIMBERLOFF et al., 2010; BOGNOLA et al., 2018). Há evidências de que para a disseminação de espécies arbóreas a presença de apenas um indivíduo pode ser suficiente para que o processo de invasão ocorra (KOLAR e LODGE 2002; LEUNG et al. 2002; SANTANA e ENCINAS 2013). Um dos impactos ecológicos dessa invasão biológica é a homogeneização da Biota, que ocorre devido ao estabelecimento de espécies exóticas e à extinção de espécies nativas e endêmicas (OLDEN, 2006; ROSENBLAD e SAX, 2016; DECHOUM et al., 2018). Quando ocorre aumento da homogeneização da biota em diferentes regiões, a diversidade diminui em escala mundial (OLDEN, 2006; DECHOUM et al., 2018).

A capacidade de invasão, ou invasibilidade, é compreendida pelas características da espécie invasora, enquanto que a suscetibilidade à invasão, ou invasividade, refere-se às características de um habitat receptor, capaz de promover ou impedir o processo de invasão (Figura 2) (DINIZ-FILHO, 2015). A interação das características das espécies com as características do ambiente são cruciais para determinar o processo de invasão (DAVIES, 2009; SAMPAIO e SCHMIDT, 2014).

Figura 2. Descrição das características consideradas para Invasividade e Invasibilidade.

O manejo de espécies exóticas invasoras é parte fundamental das estratégias de conservação (ZENNI e ZILLER, 2011; INSTITUTO HÓRUS, 2016; BOGNOLA et al., 2018). O Brasil é detentor de aproximadamente 20% de toda diversidade biológica do planeta (BIZERRIL, 2001; POMBO, 2013) e de dois *hotspots* de diversidade reconhecidos como prioritários na conservação; o Cerrado e a Mata Atlântica (MYERS et al., 2000; RAMOS et al., 2019). Essas características fazem com que o manejo de espécies invasoras seja ainda mais importante no país.

A Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica, a qual o Brasil é signatário, determina que é de responsabilidade de cada país “[...] controlar e erradicar espécies exóticas que possam interferir nos ecossistemas naturais e diminuir a biodiversidade local, além da adoção de medidas preventivas” (VITULE e PRODOCIMO, 2012). Dentro desse contexto, as unidades de conservação (UCs) no Brasil estão pautadas nestas metas, cujo objetivo básico

dessas áreas é a de proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (POMBO, 2013).

A invasão por espécies exóticas é considerada a primeira causa de perda de biodiversidade em UCs (ZILLER e ZALBA, 2007; COSTA-JÚNIOR et al., 2013) e a presença de espécies exóticas invasoras nessas áreas é incompatível com a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais (LEÃO et al., 2011; COSTA-JÚNIOR et al., 2013).

Pelo menos 103 Unidades de Conservação do Brasil enfrentam problemas de contaminação biológica. As espécies do gênero *Pinus* são as que vem causando maiores preocupações dentre as espécies invasoras, uma vez que tais espécies foram detectadas em cerca de 35 Unidades de Conservação, nas regiões Sul e Sudeste do país (GUIMARÃES, 2005; ZANCHETTA e DINIZ, 2006). Richardson (2006) ressalta a importância do estudo de invasões de plantas exóticas pelo gênero *Pinus*, visto que são amplamente cultivados dentro e fora de suas áreas naturais, contém um grande número de espécies, e sua introdução geralmente é bem documentada. Ainda para o autor, muitas das ideias que surgem de estudos sobre invasões de *Pinus* podem ser transferíveis para outros grupos de plantas.

No Brasil, o gênero *Pinus* possui elevada produtividade comparada a de outros países, devido às características edafoclimáticas somadas ao aprimoramento das práticas silviculturais e ao melhoramento genético (IPEF, 2016). Instituições de pesquisa florestal e universidades atuam de forma conjunta no desenvolvimento e difusão de materiais genéticos melhorados. A Universidade de São Paulo (USP) e o Instituto Florestal de São Paulo colaboraram, e ainda colaboram, intensamente com empresas florestais em programas de melhoramento (SHIMIZU, 2001). Devido à grande preocupação em conservar material genético de coníferas, Shimizu (2001a) discute o papel das UCs na conservação de recursos genéticos florestais. Entretanto, o manejo dessas unidades deve levar em consideração a ameaça da invasão por espécies que modificam o funcionamento dos ecossistemas (ZILLER, 2004; AZEVEDO e ARAÚJO, 2004), reforçando a importância de conhecer o potencial invasor das espécies com utilização comercial (SILVA et al., 2011).

A sociedade brasileira passou a conviver mais intensamente com o gênero *Pinus* a partir dos anos 1960, quando extensas áreas começaram a ser plantadas com *P. elliottii* e *P. taeda*, nas regiões Sul e Sudeste (KRONKA et al., 2005). O período de 1966 a 1986 teve a silvicultura brasileira marcada pelos incentivos fiscais (SHIMIZU et al., 2018), momento em que espécies dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* tornarem-se amplamente cultivadas no país BOGNOLA et al., 2018). Os plantios de *Eucalyptus* e *Pinus* se destacam como fonte de matéria prima para o setor industrial florestal brasileiro, sendo responsável por aproximadamente 1,1% do produto interno

bruto (PIB). Em termos de área cultivada, os reflorestamentos de *Pinus* abrangem cerca de 1,6 milhões de ha no Brasil (INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES, 2017; BOGNOLA et al., 2018)

Ao menos 19 das 105 espécies de *Pinus* são invasoras em larga escala no hemisfério sul (RICHARDSON, 1999; ZANCHETTA e SOUZA, 2007). Os primeiros registros de invasão biológica de *Pinus* em ecossistemas naturais ocorreram na África do Sul em 1855, na Nova Zelândia em 1880 e na Austrália em 1950 (SIMBERLOFF et al., 2009; FALLEIROS et al., 2010). A introdução e o estabelecimento de extensas plantações de *Pinus* na América do Sul é relativamente recente (MATTEWS e BRAND, 2005; RICHARDSON et al. 2008; SIMBERLOFF et al., 2010) e tem sido registrado como potencial invasor de áreas abertas, sejam elas degradadas ou naturalmente ocupadas por vegetação herbáceo-arbustiva (ZILLER, 2001; ZANCHETTA e DINIZ, 2006).

Espécies do gênero *Pinus* são caracterizadas pela grande produção de sementes pequenas e aladas (RICHARDSON, 2006; SIMBERLOFF, 2009; LOCKWOOD et al., 2009; SIMBERLLOFF et al., 2010; ZENNI e ZILLER, 2011; ZENNI e SIMBERLOFF, 2013; INSTITUTO HÓRUS, 2016; TOMAZELLO et al., 2017) com excelente dispersão anemocórica, capazes de atingir longas distâncias (ZILLER, 2000). Muitas espécies apresentam grande percentual de germinação, resistência ao fogo e longevidade, atingindo a maturidade precocemente e passando a produzir sementes aos 5-7 anos de idade (JANKOVSKI, 1996; ZANCHETTA e PINHEIRO, 2007).

A dispersão das sementes de *Pinus* spp. ocorre logo após a maturação dos cones. Algumas espécies apresentam um período de dormência, enquanto outras a exemplo de *Pinus elliottii*, germinam logo após a disseminação. Se as condições forem favoráveis, a germinação ocorre em um período de duas semanas (JANKOVSKI, 1996). Todas as sementes viáveis no solo ou associadas à serapilheira em uma determinada área num dado momento, constituem o banco de sementes no solo (SCHORN et al., 2013) A densidade de sementes no solo varia de acordo com a região, o histórico da área, o tipo de vegetação e a profundidade, sendo observada uma maior proporção de sementes nos primeiros 5 cm do solo (PUTZ, 1983; GARWOOD, 1989; SCHORN et al., 2013), enquanto que o período de tempo em que as sementes permanecem no banco é determinado por fatores fisiológicos (germinação, dormência e viabilidade) e ambientais (umidade, temperatura, luz, presença de predadores de sementes e patógenos) (GARWOOD, 1989; SCHORN et al., 2013)

A dispersão de sementes de *Pinus* ocorre em condição de baixa umidade relativa do ar, situação em que as brácteas lenhosas dos cones se abrem (JEMISON e KORSTIAN, 1944;

BECHARA, 2003). Alterações climáticas vem promovendo diminuição no período de “florescimento-polinização-maturação das pinhas”, fazendo com que a produção de sementes esteja se tornando maior num período cada vez mais curto de tempo (RICHARDSON; BOND, 1991; ZANCHETTA e PINHEIRO, 2007). Muitas espécies são tolerantes à seca e conseguem sobreviver em solos com baixa disponibilidade de nutrientes (ZANCHETTA e PINHEIRO, 2007). Segundo ZILLER (2000), essas características são observadas na grande maioria das espécies do gênero e justificam sua capacidade de adaptação em novos ambientes.

O Instituto Florestal do Estado de São Paulo mantém Estações Experimentais com plantações de *Pinus* spp., com a finalidade de pesquisa. Em certas situações, os povoamentos manejados próximos a unidades de conservação atuam como fonte de propágulos levando à contaminação biológica de ecossistemas naturais (ZANCHETTA e DINIZ, 2006; ZANCHETTA e PINHEIRO, 2007; ALMEIDA et al., 2010). A contaminação biológica de ecossistemas naturais por *Pinus* também ocorre fora das unidades de conservação, afetando remanescentes naturais de expressiva biodiversidade (ZILLER e GALVÃO, 2001; SCARAMUZZA, 2006; ALMEIDA et al., 2010).

Ainda no Estado de São Paulo, as invasões por *Pinus* representam um grave problema para a conservação das áreas com vegetação nativa, principalmente nas regiões cobertas por fisionomias savânicas e campestres do Cerrado (ZANCHETTA; PINHEIRO, 2007). Apesar da perda de vastas extensões territoriais devido ao avanço da fronteira agrícola, atualmente a maior ameaça ao Cerrado é a invasão biológica (GORGONE-BARBOSA et al., 2015). Sem manejo adequado, as contaminações biológicas são um problema ambiental com tendência a se agravar a longo prazo, de modo que os ecossistemas afetados dificilmente se recuperam de forma natural (WESTBROOKS, 1998; ZANCHETTA e PINHEIRO, 2007).

ESPÉCIES SELECIONADAS

Nesse estudo, foram observados 34 povoamentos de 11 espécies. Assim, apresenta-se a seguir, as principais características das espécies consideradas relevantes para este trabalho.

A espécie *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* é de origem subtropical, ocorre naturalmente na costa leste dos Estados Unidos. É tolerante a solos úmidos, geadas e um grau moderado de deficiência hídrica, características que justificam o seu cultivo nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, ocupando às regiões da Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e nas zonas de transição destas para o Cerrado e em Florestas Semi-decíduais dos estados do Paraná e São Paulo (SHIMIZU e SEBBENN, 2008). A produção de sementes se inicia a partir

dos 4 anos. Invade preferencialmente ecossistemas abertos como campos, cerrados e restingas, áreas degradadas, pastagens e áreas agrícolas. Pode invadir clareiras em ambientes florestais ou áreas florestais em fase sucessional inicial. Além do Brasil, é invasora também na África do Sul, Austrália, Argentina, Uruguai e Paraguai. Pode substituir a vegetação nativa por dominância e sombreamento; aumento da acidez do solo; alteração do regime hídrico em ecossistemas abertos, onde substitui a vegetação de pequeno porte; deposição de serapilheira de lenta decomposição, dificultando a germinação de espécies nativas e redução na disponibilidade de água em ambientes de baixa pluviosidade ou sazonalidade pluviométrica (INSTITUTO HÓRUS, 2004).

Já a distribuição natural do *Pinus taeda* L. abrange a região sudeste dos Estados Unidos. Essa espécie é cultivada em várias partes do mundo para produção de madeira para processamento industrial (SHIMIZU e SEBBENN, 2008). No Brasil, os principais plantios encontram-se no planalto das regiões Sul e Sudeste (KRONKA et al., 2005; SHIMIZU e SEBBENN, 2008). A facilidade para colonizar áreas abertas é um atributo da espécie e em ecossistemas fora da sua região de origem, é considerado com o caráter invasivo e danoso (SCHULTZ, 1997; SHIMIZU e SEBBENN, 2008). O início da produção de sementes se dá entre os cinco e sete anos de idade. Invade preferencialmente ecossistemas abertos como campos ou áreas degradadas de vegetação florestal, margens de rodovias e outras áreas antropizadas (INSTITUTO HÓRUS, 2004). É invasora no Paraguai, Equador, Estados Unidos, África do Sul, Nova Zelândia e Austrália (RANDALL, 2002; INSTITUTO HÓRUS, 2004).

O *Pinus patula* Cham. et Schlecht é de origem mexicana, de grande valor como produtor de madeira para processamento mecânico e de alto rendimento em celulose. Uma das características marcantes e úteis para a sua identificação é o formato das acículas que são finas e tenras, dispostas de forma pendente. É cultivada com sucesso em alguns países andinos e na África. No Brasil, o seu plantio comercial é restrito aos pontos mais altos do sul de Minas Gerais e no planalto catarinense, em altitudes maiores que 1.000 m. Quando plantada em baixas altitudes, *P. patula* tende a produzir árvores de estatura média a baixa. Em condições favoráveis ao seu desenvolvimento, a espécie apresenta crescimento em altura maior do que *P. elliottii* ou *P. taeda* (SHIMIZU e SEBBENN, 2008).

Pinus caribaea Morelet é uma espécie que abrange três variedades naturais: *caribaea*, *bahamensis* e *hondurensis*. É originária da América Central, sendo encontrada, naturalmente em Belize, Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicarágua e México (PERRY JÚNIOR, 1991; SHIMIZU e SEBBENN, 2008). Plantios comerciais de *P. caribaea* var. *hondurensis* são encontrados em toda a região tropical brasileira, exceto no Semi-árido (GOLFARI, 1967;

SHIMIZU e SEBBENN, 2008), sendo a variedade mais plantada no mundo que se deve a grande amplitude de condições ambientais nas quais se originou, que abrange altitudes desde o nível do mar até 1.000 m de altitude (HODGE; DVORAK, 2001; SHIMIZU e SEBBENN, 2008), favorecendo a ocorrência de variabilidade genética ligada à adaptação a variadas condições ecológicas. A variedade bahamensis destaca-se como uma das mais importantes para a produção de madeira e resina na Região Sudeste brasileira é cultivada na mesma faixa de ambientes indicada para a variedade hondurensis (GOLFARI, 1967; SHIMIZU e SEBBENN, 2008). A variedade caribaea é cultivada em regiões quentes, tanto para a produção de madeira quanto de resina, mas apresenta dificuldade para produzir sementes no Brasil (SHIMIZU e SEBBENN, 2008). Invadem preferencialmente ambientes abertos, sejam desmatados ou ambientes arbustivos e herbáceos. É invasora nas Ilhas Cook, Estados Unidos (Havaí) e França (Nova Caledônia e Polinésia Francesa). Provoca a supressão de espécies nativas por dominância e sombreamento (INSTITUTO HÓRUS, 2004).

Pinus oocarpa Schiede está entre as espécies de Pinus tropicais mais difundidas nos trópicos. Ela é originária do México e América Central, com ampla distribuição natural no sentido noroeste-sudeste. O melhor desempenho desta espécie é observado no planalto, especialmente no Cerrado, dada a sua tolerância à seca. Esta espécie produz muitas sementes, facilitando a expansão dos seus plantios, tolera geadas moderadas após a fase inicial de plantio e tem sido cultivada em uma ampla área do Brasil (GOLFARI, 1967; SHIMIZU e SEBBENN, 2008). A produção de sementes ocorre no sétimo ou oitavo ano (MORA et al., 1981; MORI, 1988). Invade preferencialmente ambientes abertos e áreas degradadas. É documentada como invasora em Bangladesh. Pode formar aglomerados densos e impedir o crescimento de espécies nativas do ambiente invadido, além de impacto sobre recursos hídricos e alteração de características químicas dos solos (INSTITUTO HÓRUS, 2004).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização e caracterização da área

O estudo foi conduzido em três locais: duas estações experimentais da Universidade de São Paulo (USP) e uma área do Instituto Florestal de São Paulo (IF), na região sudoeste do Brasil, como apresentado na Figura 3.

Figura 3. Locais do estudo no estado de São Paulo.

A Estação Experimental de Ciências Florestais (EECF) Itatinga (Figura 4a) situa-se no município de Itatinga–SP, possui área total de 2.118 hectares e está localizada entre os paralelos 23°00' – 23°05' latitude sul e os meridianos 48°37' – 48°39' longitude oeste (GONÇALVES et al., 2012). O relevo apresenta pouca variação de declividade (2% a 10%) (MENDES, 2012). O solo é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico A moderado textura média (LVAd) de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006; GONÇALVES et al., 2012). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é caracterizado como Cwa: úmido e quente no verão e inverno frio e pouco seco (ROLIM et al., 2007; GONÇALVES et al., 2012). A temperatura média anual é de 20,4°C, com mínima de 8,9°C em julho e máxima de 28,8°C em janeiro. A precipitação média anual é de 1.400 mm, com 48% das chuvas concentradas no verão, não apresentando déficit hídrico em nenhuma estação (GONÇALVES et al., 2012).

Essa estação é ocupada por plantações florestais experimentais que majoritariamente são de espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, enquanto que a vegetação nativa é composta por vegetação de brejo e florestas ciliares (STAPE et al., 1998; IF, 2002; GONÇALVES et al., 2012) de formação principal do tipo savana em contato com Floresta Estacional (IBGE, 2016).

A Estação Experimental de Ciências Florestais (EECF) Anhembi (Figura 4b) situa-se no município de Anhembi–SP, possui área total de 942,2 ha, divididos em duas glebas banhadas pela barragem de Barra Bonita no Rio Tietê, próxima às coordenadas geográficas de 22°43' de latitude sul e 48°10' de longitude oeste e sua altitude é de 500 metros (SCHUMACHER e POGGIANI, 1993). O relevo é plano e o solo é predominantemente latossolo e neossolo quartzarênico (BARTRA, 2016). Segundo classificação de Köppen o clima é definido como Cwa: úmido e quente no verão e inverno frio e seco, temperatura média anual de 23°C e temperatura máxima média do mês mais quente de 34°C. A precipitação média anual é de 1.100 mm. (BARTRA, 2016). Há déficit hídrico de 20 mm no período seco que varia de maio a agosto (FEREZ et al., 2015; RASERA, 2019).

A área é composta predominantemente por reflorestamento feito com espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, áreas de regeneração natural, plantios de espécies nativas e remanescentes florestais (LITHOLDO, 2018) com formação do tipo savana em contato com floresta estacional (IBGE, 2016).

Estação Ecológica (EEc) e Floresta Estadual (FE) de Angatuba (Figura 4c) situa-se entre os municípios de Angatuba e Guareí, com sede situada no município de Angatuba–SP. A EEc de Angatuba possui 1.394,15 ha e o domínio da FE de Angatuba ocupa 1.196,21 ha. Estão localizadas próximas às coordenadas geográfica 23°24' de latitude sul e 48°21' de longitude oeste. O relevo é caracterizado por colinas médias e o solo é classificado como Latossolo Vermelho-amarelo hidromórfico e litossolo (SMA/IF, 2009). O clima é do tipo Cwa pela classificação de Köppen; clima úmido, quente, inverno seco e com pequena deficiência hídrica. A temperatura média anual é de 19°C, com máximas entre 26°C e 30°C no verão e mínimas em julho entre 8°C e 10°C. As chuvas se concentram no verão e as menores precipitações ocorrem no inverno quando a pluviosidade é inferior a 60 mm (SMA; IF, 2009).

A Estação Ecológica é ocupada por vegetação remanescente de floresta estacional semidecidual em diversos estágios de sucessão em contato com Savana Gramíneo-Lenhosa com floresta-de-galeria (IBGE, 2016). Já a Floresta Estadual dominantemente entronizada destina 80% da área para plantio experimental de espécies exótica e nativas (SMA; IF, 2009).

Figura 4. Mapa das unidades experimentais A) EECF Itatinga, B) EECF Anhembi e C) EF e EEC Angatuba. Em destaque os talhões de *Pinus* spp. estudados. Os talhões delimitados em vermelho correspondem aos talhões experimentais de *Pinus* spp. O ícone correspondem aos talhões relevantes nesse estudo.

3.2. Área de estudo

Foram selecionadas 35 populações como fonte de sementes com idade mínima de 10 anos, garantindo que todas já estejam em idade reprodutiva, mesmo sendo superior a idade de corte comercial para alguns usos industriais, que realizam o corte raso aos 12 anos.

Na EECF de Itatinga, foram selecionadas 14 populações com mais de 25 anos (implantados entre novembro de 1992 a maio de 1998) com as espécies de *P. taeda*, *P. elliottii*, *P. caribaea* (var. *bahamensis* e var. *caribaea*), *P. patula* (var. *tecunumanii*), *P. oocarpa* e híbridos (*P. oocarpa* × *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. caribaea* var. *hondurensis* × *P. caribaea* var. *caribaea* e *P. caribaea* var. *hondurensis* × *P. taeda*).

Na EECF de Anhembi, foram selecionadas 17 populações implantadas entre os anos de 1977 e 1993 com as espécies *P. merkussi*, *P. pseudstrobis*, *P. kesiya*, *P. oocarpa*, *P. caribaea* (var. *hondurensis* e var. *bahamensis*), *P. strobis* e *P. tecunomanii*. Também foi selecionada uma população de *P. tecunomanii* implantado em 2003

Na FE de Angatuba, foram selecionadas quatro populações de *P. elliottii*, sendo os anos de plantio 1964, 1972 e dois de 2007. As populações foram tratadas como *P. elliottii* I, *P. elliottii* II, *P. elliottii* III e *P. elliottii* IV a fim de diferencia-las.

3.3. Coleta dos dados

A regeneração natural foi avaliada em diferentes distâncias (25, 50, 75 e 100 m) partindo da borda dos talhões. A fim de contemplar todo o gradiente de estabelecimento dos regenerantes, foram dispostos quatro transectos contínuos com largura de 25 metros cada, paralelos a linha de bordadura (Figura 5). O procedimento foi adotado na direção dos quatro quadrantes cardinais. Em cada transecto foi realizado o senso dos regenerantes. Os indivíduos contabilizados foram classificados de acordo com a altura: plântulas (≤ 30 cm), mudas (≥ 30 cm ≤ 1 m) e árvores (> 100 cm) (Figura 6). Também foi avaliada a vegetação vizinha a população estudada, sendo classificada como: eucalipto, área aberta e vegetação nativa.

Figura 5. Esquema representativo da disposição dos transectos em relação ao talhão matriz de *Pinus* spp.

Figura 6. Baliza adaptada com as medidas de 30 cm na cor preta e 100 cm na cor vermelha utilizadas em campo para a classificação da altura dos regenerantes de *Pinus* spp.

3.4. Análise estatística

A partir do número de regenerantes em cada transecto, foi estimada a densidade de regenerantes por hectare. O local Anhembi foi retirado da análise estatística, pois não foram encontrados regenerantes. Foi realizada a análise de variância (ANOVA) considerando os efeitos: local, local aninhado com espécie, direção, distância e direção aninhadas a local e espécie. O modelo foi ajustado pela distribuição binomial negativa. Para comparações entre médias foi utilizado o teste de Tukey com nível de significância de 5%. As análises foram realizadas no programa R versão 3.6.1.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Plântulas

A densidade de regenerantes de plântulas não diferiu significativamente entre as espécies. As distâncias 0 a 25m e 25 a 50m se diferenciaram sendo a primeira com maior densidade, no entanto não foi observado o mesmo para as distâncias 50 a 75m e 75 a 100m (Tabela 1). A densidade de regenerantes foi maior na faixa mais próxima da margem dos talhões corroborando com Jankovski (1996) que, ao avaliar a regeneração natural de *Pinus* spp. para fins silviculturais, concluiu que a densidade de regenerantes decresce com o aumento da distância do talhão matriz.

Miashike (2015), ao acompanhar o crescimento de plântulas de *P. caribaea*, *P. oocarpa* e *P. elliottii* em casa de vegetação, verificou o crescimento inicial rápido destas três espécies e que esse atributo pode contribuir para o sucesso competitivo em ambientes de Cerrado. Observou-se que, nas faixas de distância em que ocorreram mais mudas e árvores, não existem plântulas. Grano (1949) e Jankovski (1996) atribuem a menor ocorrência de plântulas ao sombreamento direto e ao acúmulo de serapilheira gerado pelos regenerantes maiores. Ainda segundo os autores, a camada espessa de serapilheira é uma barreira para o desenvolvimento radicular e sobrevivência das plântulas, quanto mais espessa a camada de serapilheira, menor é a sobrevivência das plântulas. Pomeroy (1949) e Jankovski (1996), ao estudar a germinação e o estabelecimento de *Pinus* por regeneração natural, observaram que 86% das plântulas morrem devido à falha da radícula em se fixar ao solo e desenvolver um sistema radicular eficiente. Ao avaliar o desenvolvimento das plântulas de *Pinus elliottii* Bourscheid e Reis (2010) sugerem que um ano após a emergência, o banco de plântulas estabiliza-se no estágio jovem, considerado mudas no estudo.

Figura 7 – Plântulas regenerantes encontradas nas populações

Tabela 1. Comparação entre as médias dos regenerantes de cada faixa de distância para plântulas pelo teste de Tukey.

Distância	Média	Grupo
0 a 25m	220	A
25 a 50m	1	B
50 a 75m	0	C
75 a 100m	0	C

Alpha = 0.05
Letras iguais os atributos não diferem entre si

4.2. Mudanças

A densidade de mudas não diferiu entre os locais de estudo (Figura 8). Os povoamentos de *Pinus elliottii*, *Pinus elliottii* II e *Pinus caribaea* diferiu estatisticamente com maiores médias. *Pinus elliottii* apresentou nas margens norte, leste populações de eucalipto com idades variadas. Os resultados sugerem que o sombreamento e a serapilheira não inibiram o estabelecimento e o desenvolvimento das plântulas nessas condições. A maior densidade de mudas foi encontrada no quadrante sul do povoamento em ambiente vizinho classificado como área aberta. A área encontra-se em estágio inicial de regeneração natural de espécies nativas. Foram amostradas 480 mudas na faixa de 0 a 25m de distância da borda do talhão e 16 na faixa de 75 a 100m (Tabela 6).

O conhecimento dos padrões de crescimento e dominância de regenerantes de *Pinus* spp. subsidiam um gerenciamento de controle das exóticas invasoras com base no crescimento das plantas, e não na eliminação das árvores adultas, como é o convencional. Em trabalho voluntário de eliminação de mudas de *Pinus* spp. em ambiente invadido, Simberloff et al., (2010) sugerem que os estágios iniciais da invasão são os mais passíveis de gerenciamento econômico e que atenção a indivíduos isolados ou pequenos grupos podem ser cruciais até mesmo na prevenção da invasão. Ainda para Cuevas e Zalba (2009) em trabalho em campos naturais argentinos, o controle precoce resultou em boa recuperação da estrutura e composição de espécies de comunidades nativas em parcelas experimentais.

Pinus elliottii II teve a vegetação vizinha ao norte caracterizada como área aberta e descrita como vegetação nativa com a presença de árvores baixas e dispersas e com alteração (SMA; IF, 2009), nessas condições os regenerantes de mudas encontrados foram baixos, contabilizando 4 indivíduos por ha, entretanto, o quadrante leste também considerado área aberta, apresentou 888 mudas por ha nas distâncias de 0 a 25m e de 25 a 50m de distância da margem (Tabela 6). Para Bechara (2003), a ausência de dormência nas sementes de *P. elliottii* explica a ocorrência de altos níveis de regeneração natural no campo. Tanto as sementes presentes nos cones dos ramos como as dos cones da serapilheira possuem potencial germinativo.

Os povoamentos de *P. caribaea* foram avaliados a margem leste, está ocupada por uma área aberta, esta por sua vez encontra-se visualmente alterada com 87 mudas regenerantes na faixa de 0 a 25 m e 12 na faixa de 25 a 50m de distância da margem do talhão (Tabela 6). Os dois povoamentos referem-se as variedades caribaea e bahamensis, Shimizu e Sebbenn (2008) descrevem a dificuldade dessas variedades em produzir sementes, entretanto, talhões comerciais de *Pinus caribaea* produzem cones a partir dos quatro anos de idade (FRANCIS; LOWE; TRABANINO, 2000), resultando em mais tempo de disseminação de sementes.

Pinus patula não apresentou regeneração de mudas. Três margens do povoamento são ocupadas por experimentos de *Eucalyptus* com idades variadas e uma das margens é composta por área aberta. Os resultados sugerem que a serapilheira, o sombreamento e o manejo do eucalipto inibem o desenvolvimento do pinus, semelhante ao observado por Wahlenberg, (1960) e Jankovski, (1996) de que a serapilheira depositada por folhosas afeta de forma negativa o estabelecimento de plantas de *Pinus*. Mesmo muito diferentes, as espécies de eucalipto também são conhecidas por sua característica de acumular uma camada espessa de serapilheira (BACON et al., 1993; TERERAI et al., 2013). Em trabalhos de invasão por *Eucalyptus* é

evidente a implicação desse fator na inibição da germinação, crescimento e estabelecimento de espécies nativas (BACON et al., 1993; BARBIER et al., 2008; TERERAI et al., 2013).

A densidade diferiu para todas as faixas de distâncias (Tabela 2). As faixas de 0 a 25m e 25 a 50m de distância foram as mais representativas apresentando 274 e 131 mudas respectivamente. As distâncias de 50 a 75m não apresentaram regenerantes e a última apresentou 1 mudas por ha. Para Bognola (2018) e Viani (2005), o percentual de sobrevivência das sementes no estágio de germinação diminui significativamente com o aumento da distância dos pinus adultos, visto que as sementes aladas mais leves e, portanto, com menor quantidade de material nutritivo, teriam menor poder germinativo nestas condições mais distantes

Entre os dois locais analisados a densidade de mudas não apresentaram diferença significativa (Tabela 3).

Figura 8 – Mudanças regenerantes encontradas ao redor das populações (letras iguais não diferem estatisticamente)

Tabela 2. Comparação entre as médias dos regenerantes de cada faixa de distância para mudas pelo teste de Tukey.

Distância	Média	Grupo
0 - 25m	274	a
25 a 50m	131	b
50 a 75m	0	c
75 a 100m	1	d

Alpha = 0.05
Letras iguais os atributos não diferem entre si

Tabela 3. Comparação entre as médias dos regenerantes de cada local para mudas pelo teste de Tukey.

Local	Média	Grupo
Itatinga	37	a
Angatuba	66	a

Alpha = 0.05
Letras iguais os atributos não diferem entre si

4.3. Árvores

Os povoamentos de *P. elliottii* I, II e III e IV apresentaram maior número de regenerantes (Figura 9), totalizando respectivamente médias de 247, 132,5, 64,6 e 52,7 árvores (Tabela 6). Talhões experimentais pertencentes a Floresta Estadual correspondem aos sítios de dispersão dessas árvores. As áreas invadidas correspondem a ambientes de Floresta Estacional Semidecidual e de Savana Florestada. Foram observados diversos indivíduos produzindo cones, indicando que os primeiros regenerantes já iniciaram a dispersão o que consequentemente amplia o risco de invasão. Ramos et al., (2019) ao avaliar a densidade de regenerantes de *Pinus elliottii* com e sem cone na Floresta Nacional de Capão Bonito, descreveu abundante densidade de pinus adulto reprodutivo e considerando que cada indivíduo possui cerca de 500 cones com 100 sementes, concluiu que os regenerantes provocavam uma intensa chuva de sementes conduzindo à dispersão secundária contínua na área e um posterior agravamento do processo invasivo. A transformação em uma densa floresta de pinus é percebida à medida que a invasão por *Pinus elliottii* avança, do ambiente savânico desaparece e é substituído por uma densa floresta de Pinus. A formação de uma espessa camada de acículas sobre o solo e o sombreamento promovido pelas árvores invasoras passam a funcionar como novos filtros ecológicos que impossibilita o estabelecimento especialmente das herbáceas, que desaparecem rapidamente. Situação semelhante é relatada por Zanchetta e Diniz (2006) na Estação Ecológica de Itirapina, constituída por Cerrado em suas diversas fisionomias, a unidade enfrenta problemas com a invasão biológica por *Pinus elliottii*, com os principais sítios de disseminação advindos de talhões da Estação Experimental de Itirapina, a qual faz divisa. Os resultados sugerem com urgência um trabalho mais detalhado para o correto manejo dessas áreas, a fim de preservar o bioma.

O povoamento do híbrido de *P. caribaea hondurensis* × *P. caribaea caribaea* possui as margens voltadas a face norte, sul e leste ocupadas por povoamentos de eucalipto e margem

oeste por área aberta. A vegetação vizinha definida por área aberta refere-se a uma área destinada a regeneração de espécies nativas e encontra-se em estágio inicial. A área é evidenciada como mais invadida sendo observado a presença de indivíduos com cones, indicando que já iniciaram a idade reprodutiva, que segundo Ramos et al., (2019) são responsáveis por conduzir à dispersão secundária na área e resultar em posterior agravamento do processo invasivo.

Os povoamentos de *P. taeda*, *P. elliottii* e *Pinus oocarpa* apresentaram sítio invadidos com características semelhantes (Tabela 6) ao norte e leste com predomínio de eucalipto e área aberta, sem diferença significativa e a densidade de árvores advinda de regeneração natural é baixa; 18 para *P. taeda*, 17 para *P. elliottii* e 7 para *P. oocarpa* (Figura 9). Para o povoamento de *Pinus taeda* a face voltada ao quadrante cardinal leste foi o que mais apresentou regenerantes (91), seguido de norte (52) (Tabela 6). Bognola et al., (2018) ao avaliar a dispersão de sementes de *Pinus taeda*, afirma que a densidade de sementes variou significativamente entre os pontos cardeais, tendo a maioria sido capturada no sentido da direção predominante do vento. Na região dos locais de estudo predominam os ventos da direção sudeste (AMARANTE; ZACK; SÁ, 2001), neste estudo, os efeitos de direção do vento não apresentaram influência na densidade de regenerantes. A margem sul ao povoamento de *P. elliottii* encontra-se em processo de regeneração natural pelo método de abandono, entretanto foi possível observar indivíduos de pinus adultos já produzindo cones. Essas observações sugerem um trabalho de monitoramento frequente nas áreas da Estação Experimental. Foram avaliados todos os quadrantes cardinais do povoamento de *Pinus oocarpa*. Norte, sul e oeste compreendem a área aberta com restos de antigos experimentos de eucalipto e a margem leste contempla uma área de nativa em processo de regeneração natural, sendo a mais significativa para invasão. Segundo Zenni e Simberloff, (2013), diversos autores previam a capacidade de *P. oocarpa* em se tornar invasor. Braga et al., (2014) documentaram a primeira invasão por *P. oocarpa* ocorrendo em uma vegetação relativamente não perturbada da região do Cerrado no Brasil.

As faixas de distância com mais regenerantes foram as de 0 a 25m e 25 a 50m com médias de 279 e 168 árvores de pinus. As distâncias 50 a 75m e 75 a 100m não diferiram significativamente e apresentaram em média 37 e 32 regenerantes classificados como árvores (Tabela 4). Observa-se que grande parte dos estudos de regeneração natural de espécies de pinus, os regenerantes são avaliados como um todo. Classificados e analisados separadamente (nesse caso como plântulas, mudas e árvores) foi possível identificar diferenças significativas na densidade de cada extrato. Para Boursheid e Reis (2010) a análise dos estágios de

crescimento é importante para propor um programa de manejo das exóticas invasoras de forma mais barata, eficiente e menos agressiva ao ambiente que se deseja preservar da invasão.

Entre os locais analisados, Angatuba difere com maior média de regenerantes concentrando a densidade de 114 árvores por ha, enquanto que o mesmo extrato para Itatinga concentra 14 indivíduos (Tabela 5).

Figura 9 – Árvores regenerantes encontradas ao redor das populações (letras iguais não diferem estatisticamente)

Tabela 4. Comparação entre as médias dos regenerantes de cada faixa de distância para árvores pelo teste de Tukey.

Distância	Média	Grupo
0 - 25m	279	c
25 a 50m	168	b
50 a 75m	37	a
75 a 100m	32	a

Alpha = 0.05
Letras iguais os atributos não diferem entre si

Tabela 5. Comparação entre as médias dos regenerantes de cada local para árvores pelo teste de Tukey.

Local	Média	Grupo
Angatuba	114	a
Itatinga	15	b

Alpha = 0.05
Letras iguais os atributos não diferem entre si

Em todas as ocupações de vegetação (área aberta, eucalipto e vegetação nativa) foram encontrados regenerantes de *Pinus* spp., a densidade de regeneração em cada um deles corrobora com as teorias de invasividade das espécies e invasibilidade do ambiente; Todas as espécies de *Pinus* estudadas podem apresentar estabelecimento se tiverem condições adequadas para germinação e crescimento.

O manejo dos invasores deve ser focado no estágio de mudas. Plântulas que se estabeleceram e sobreviveram são potenciais fontes de propágulo no futuro caso não venham a ser manejadas. Eliminar mudas em campo significa mais eficiência nos processos práticos, interferindo de forma mínima no ambiente invadido. Ao se tratar de invasão em ambientes naturais adensados como a exemplo da savana florestada da EEC de Angatuba, a eliminação de indivíduos adultos resulta na abertura de clareiras, gerando oportunidades para a introdução e germinação de novos propágulos. Ao eliminar um invasor na fase jovem quando ainda classificado como muda, esse efeito é eliminado. Além do mais, a presença de indivíduos adultos já em fase de reprodução de sementes é capaz de gerar um banco de sementes no solo, mesmo após a eliminação da árvore matriz

Nas estações de Anhembi e Itatinga foram realizados trabalhos semelhantes com a observação de regenerantes de eucalipto, para o eucalipto foi observado que o solo exposto e a ausência de predação por formigas são fundamentais para o sucesso do estabelecimento das plântulas (SILVA et al., 2016; MIOLARO et al., 2017). Estudos do estabelecimento de plântulas de eucalipto em condições controladas e campo destacam a importância da umidade do ar e do solo no estabelecimento das plântulas (SILVA et al., 2013 e 2016).

Foram encontrados regenerantes de *Pinus oocarpa* no cerrado, o que corrobora com a existência da interação das espécies com o ambiente, no processo de estabelecimento ou mesmo de invasão. Pois existem espécies consideradas invasivas em um local que dependendo do ambiente pode ser considerada como não invasivas e vice-versa (ZENNI e SIMBERLOFF 2013; ZENNI et al., 2014; BRAGA et al., 2014). Na Europa, *Acacia dealbata* coloniza novos

habitats com condições climáticas e ambientais similares aos seus habitats nativos, devido as suas características adaptativas. Seu potencial invasivo pode aumentar com a ocorrência da mudança climática global, que aumenta as áreas similares a região de origem da espécie (KRITICOS et al., 2003; LORENZO; GONZÁLEZ e REIGOSA, 2010).

Na EECF Anhembi mesmo com povoamentos de pinus adultos produzindo sementes há anos, não foram encontrados regenerantes. Analisando o ambiente, a vegetação não difere estruturalmente da encontrada em Itatinga, entretanto algumas variáveis que não foram exploradas no estudo, como; condições climáticas luminosidade e formação de banco de sementes no solo podem justificar a ausência de regenerantes.

Entre as estações estudadas, a EECF de Anhembi é a única que apresenta déficit hídrico durante a estação seca. Segundo FEREZ et al., (2015) e Rasera (2019), durante os meses maio a agosto, o déficit hídrico na região é de 20 mm, mesmo período em que as sementes de *Pinus* spp. são dispersas. Nas regiões sudeste e sul do Brasil o período de reprodução de *P. elliottii* compreendem os meses de março a maio (SÃO PAULO, 1988; ZANCHETTA e PINHEIRO, 2007) enquanto *P. taeda* inicia a disseminação em meados de maio e se prolonga até setembro, com pico máximo de disseminação no mês de julho (JANKOVSKI, 1985; JANKOVSKI, 1996). Segundo Jankovski (1996), os fatores limitantes à germinação de *P. elliottii* são a umidade no primeiro ano e a luz nos anos seguintes e que as maiores mortalidades de plantas na regeneração natural para fins silviculturais ocorrem logo após a germinação, quando a umidade é insuficiente. Trousdell e Wenger (1963) citados por Jankovski, (1996), afirmam que no sudeste dos Estados Unidos, chuvas frequentes após o período de dispersão das sementes, são essenciais no estabelecimento da regeneração natural de *Pinus taeda*.

A competição por luz tem sido relatada por vários pesquisadores, como um fator de grande influência na sobrevivência de plântulas de *Pinus* spp. Em estudos de substrato e cobertura na regeneração natural de *Pinus taeda*, Cain (1991) citado por Jankovski (1996) afirma que um dos maiores inibidores no estabelecimento de plântulas é o sombreamento causado pelas folhosas. Em trabalho sobre regeneração de nativas, Carneiro (2002) citado por Viani (2005) destaca que plantios de *Eucalyptus* spp. em fase inicial de desenvolvimento, apresentam maior densidade de espécies pioneiras e invasoras no sub-bosque, mas que, a partir do fechamento da copa, e consequente aumento do sombreamento, o potencial de regeneração de outras espécies nos plantios de *Eucalyptus* spp. é limitado. Keenan et al. (1997) e Viani (2005) discutem que espécies anemocóricas somente se destacariam em plantações comerciais jovens, quando ainda não há o impedimento para a dispersão dos propágulos pelo vento. Sendo assim, o potencial de regeneração em sub-bosque de plantios comerciais está diretamente

relacionado as condições de espaçamento e luminosidade do talhão; em dossel muito fechado, a luminosidade pode ser insuficiente para a regeneração das espécies lenhosas (CUSACK e MONTAGNINI, 2004; VIANI et al., 2010).

Para Viani et al., (2010) a camada de serapilheira atua como barreira física à germinação das espécies que se encontram no banco de sementes do solo e, também inviabiliza que os propágulos da chuva de sementes atinjam o solo e germine. A serapilheira depositada por folhosas afeta de forma mais negativa o estabelecimento de plantas de *Pinus* que a serapilheira depositada por coníferas (WAHLENBERG, 1960; JANKOVSKI, 1996). Pomeroy (1949) citado por Jankovski (1996) observou que a germinação de sementes de *Pinus taeda* era 30 % superior em solos expostos do que em solos cobertos naturalmente pela serapilheira. De acordo com Parrotta (1999) e Viani et al., (2010) a camada de serapilheira dificulta a chegada das sementes ao solo. O sucesso da germinação depende das características das sementes. Geralmente, sementes grandes por apresentarem maior quantidade de reservas, conseguem emitir raízes e atravessar a camada de serapilheira, enquanto sementes pequenas são impedidas de germinar por ficarem retidas sobre a camada.

É de conhecimento que algumas espécies de *Pinus* spp. constituem capacidade de gerar bancos de sementes. Entretanto, para que a regeneração dessas sementes ocorra é necessário que haja algum tipo de perturbação que revolva o solo, pois sementes muito pequenas só conseguem emergir se estiverem nas partes mais superficiais do solo (CADALTO et al., 1996; ALMEIDA-CORTEZ, 2004; VIANI et al., 2010). Viani et al., 2010 discute que as florestas que não sofrem perturbações frequentes tendem a ter baixas densidades em seu banco de sementes, relacionado a isso, em Anhembi, grande parte da área amostrada confrontante aos povoamentos de *Pinus* spp. contempla áreas de plantios experimentais de *Eucalyptus* spp. cuja interferência no interior é mínima.

Sugere-se que em plantios de *Eucalyptus* spp. com essas condições, funcionam como uma barreira para a regeneração de *Pinus* spp. Povoamentos econômicos de *Pinus* instalados em áreas contíguas as de vegetação nativa podem adotar plantios de *Eucalyptus* como medida de contenção. Sugere-se então um trabalho baseado nessa premissa a fim de recomendar essa medida de conservação também para matrizes produtivas.

Tabela 6. Densidade por ha de regenerantes por local, espécie, distância da borda do talhão, direção geográfica, ocupação da área vizinha receptora de dispersão para plântulas, mudas e árvores.

Local	Espécie	Distância	Direção	Vegetação Vizinha	Plântulas	Mudas	Árvores
					Por ha		
EECF Itatinga	<i>P. taeda</i>	0 a 25m	N	Eucalipto	91	72	52
		25 a 50m			-	8	-
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	-	-
		0 – 25m	L	Área aberta	22	63	91
		25 – 50m			-	8	1
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	-	-
	<i>P. patula</i>	0 – 25m	N	Eucalipto	26	-	14
		25 – 50m			-	-	-
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	-	-
		0 – 25m	S	Área aberta	214	390	50
		25 – 50m			-	10	10
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	-	-
		0 – 25m	L	Eucalipto	50	48	5
		25 – 50m			-	-	-
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	-	-
		0 – 25m	O	Eucalipto	229	101	3
		25 – 50m			-	-	-
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	-	-
	<i>P. elliottii</i>	0 – 25m	N	Eucalipto	339	27	5
		25 – 50m			-	-	-
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	-	-
		0 – 25m	S	Área aberta	429	480	184
		25 – 50m			-	-	-
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	16	29
		0 – 25m	L	Eucalipto	118	195	3
		25 – 50m			-	-	-
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	-	-
		0 – 25m	O	Eucalipto	294	325	50
		25 – 50m			-	-	-
		50 a 75m			-	-	-

	75 a 100m			-	-	-
<i>P. caribaea</i>	0 – 25m	L	Área aberta	52	87	52
	25 – 50m			2	12	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
<i>P. oocarpa</i>	0 – 25m	N	Área aberta	95	108	13
	25 – 50m			-	-	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
	0 – 25m	S	Eucalipto	98	17	-
	25 – 50m			-	-	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
	0 – 25m	L	Área aberta	63	131	66
	25 – 50m			17	-	22
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
Híbrido (Poo × Pch)	0 – 25m	O	Área aberta	360	163	11
	25 – 50m			-	-	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
	0 – 25m	S	Eucalipto	480	371	6
	25 – 50m			-	-	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
	0 – 25m	O	Área aberta	330	67	127
	25 – 50m			-	-	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
Híbrido (Pch × Pcc)	0 – 25m	N	Área aberta	215	200	15
	25 – 50m			-	-	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
	0 – 25m	S	Eucalipto	11	51	2
	25 – 50m			-	-	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-
	0 – 25m	O	Nativa	56	244	496
	25 – 50m			-	-	-
	50 a 75m			-	-	-
	75 a 100m			-	-	-

EEC Angatuba	<i>P. elliottii</i> I	0 – 25m	N	Nativa	-	-	235
		25 – 50m			-	58,824	-
		50 a 75m			-	-	-
		75 a 100m			-	21,176	-
	<i>P. elliottii</i> II	0 – 25m	N	Área aberta	-	4	132
		25 – 50m			-	-	41
		50 – 75m			-	-	17
		75 – 100m			-	-	8
		0 – 25m	L	Área aberta	-	888	888
		25 – 50m			-	888	888
		50 – 75m			-	-	-
		75 – 100m			-	-	-
	<i>P. elliottii</i> III	0 – 25m	N	Nativa	-	-	235
		25 – 50m			-	58	133
		50 – 75m			-	-	69
		75 – 100m			-	21	93
		0 – 25m	S	Nativa	-	1	62
		25 – 50m			492	86	9
		50 – 75m			-	-	-
		75 – 100m			-	-	-
		0 – 25m	L	Nativa	-	-	31
		25 – 50m			-	-	-
		50 – 75m			-	-	-
		75 – 100m			-	-	-
	<i>P. elliottii</i> IV	0 – 25m	N	Nativa	-	77	110
		25 – 50m			-	-	-
		50 – 75m			-	-	-
		75 – 100m			-	-	-
		0 – 25m	S	Nativa	-	8	107
		25 – 50m			-	-	100
		50 – 75m			-	-	100
		75 – 100m			-	-	100

5 CONCLUSÃO

Pinus elliottii se apresentou como invasor na EEC de Angatuba nas áreas de Savana Florestada e de Floresta Estacional Semidecidual que se encontram perturbadas, bem como na EECF de Itatinga, em área destinada a regeneração natural;

Pinus oocarpa foi identificado como naturalizado, apresentou capacidade de estabelecimento em área aberta na EECF de Itatinga. Esse comportamento sugere novas pesquisas investigativas, pois a ocorrência do potencial invasivo no cerrado é relativamente recente;

Todas as espécies de pinus estudadas com povoamentos vizinhos a áreas abertas apresentaram regenerantes, isso evidencia que as áreas abertas são um facilitador para a ocorrência de estabelecimento do pinus.

Fica evidente a necessidade de maior atenção a espécie ao ser manejada em áreas abertas/perturbadas de cerrado

Eucalyptus spp. em algumas condições pode atuar como barreira a invasão de *Pinus* spp.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. S. de et al. Campo sujo úmido: fisionomia de cerrado ameaçada pela contaminação de *Pinus elliottii* Engelm. na Estação Ecológica de Itapeva, Estado de São Paulo. *Revista Instituto Florestal*, v. 22, n. 1, p. 71–91, 2010.
- AMARANTE, O. A. C. DO; ZACK, M. B. E. J.; SÁ, A. L. DE. Atlas do Potencial Eólico Brasileiro. Ministério de Minas Energia. Brasília - DF, 2001.
- AZEVEDO, C. P. DE; ARAÚJO, G. C. DE. Invasão biológica por plantas exóticas no Parque Municipal das Mangabeiras - Belo Horizonte - MG - Brasil, 2004.
- BARTRA, J. K. H. O uso do eucalipto em sistemas silvipastoril : acúmulo de fitomassa arbórea e de pastagem. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2016.
- BECHARA, F. C. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. [s.l.: s.n.].
- BLACKBURN, T. M. et al. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLOS Biology*, v. 12, n. 5, 2014.
- BOGNOLA, I. A. et al. Dispersão de sementes, regeneração e rebrota de *Pinus taeda* no Planalto Norte do Estado de Santa Catarina, Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 38, 2018.
- BOURSCHEID, K.; REIS, A. Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. *Biotemas*, v. 23, n. 2, p. 23–30, jun. 2010.
- BRAGA, E. P.; ZENNI, R. D.; HAY, J. D. A new invasive species in South America : *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. *BioInvasions Records*, v. 3, n. 3, p. 207–211, 2014.
- COSTA-JÚNIOR, J. E. V.; NOGUEIRA, C. DE O. G.; COIMBRA, L. A. B. Impacto ambiental em unidades de conservação ocasionado por espécies exóticas. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 9, n. 3, p. 179–182, 2013.
- DE FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. *Floresta e Ambiente*, v. 19, n. 4, p. 520–540, 2012.
- DECHOUM, M. DE S. et al. Invasive species and the Global Strategy for Plant Conservation: How close has Brazil come to achieving Target 10? *Rodriguesia*, v. 69, n. 4, p. 1567–1576, 2018.
- DINIZ-FILHO, J. A. F. *Perspectives in Plant Ecology , Evolution and Systematics*, 2015.
- DURIGAN, G. et al. Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision Making Process. *Natureza & Conservação* 11(1):23-30, v. 11, n. July, p. 23–30, 2013.
- FABRICANTE, J. R. et al. Utilização de espécies exóticas na arborização e a facilitação para o estabelecimento de casos de invasão biológica. *Biotemas*, v. 30, n. 1, p. 55, 21 fev. 2017.
- FALLEIROS, R. M.; ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em Campos de Altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. *Floresta*, v. 41, n. 1, p. 123–134, 2010.

FRANCIS, J. K.; LOWE, C. A.; TRABANINO, S. Bioecología de Árboles Nativos y Exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. Rio Piedras. Puerto Rico: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal, Instituto Internacional de Dasonomía Tropical, 2000.

GONÇALVES, J. L. D. M. et al. Mapeamento de solos e da produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*, com uso de sistema de informação geográfica. *Scientia Forestalis/Forest Sciences*, v. 40, n. 94, p. 187–201, 2012.

GORGONE-BARBOSA, E. et al. A importância da consideração de espécies invasoras no manejo integrado do fogo. v. 6, n. 2, p. 27–40, 2015.

IPEF. Como as pesquisas sobre o *Pinus* no Brasil do IPEF geraram ferramentas que irão auxiliar as empresas na avaliação da produtividade de seus plantios. *IPEF Notícias*, n. 242, p. 6–8, 2016.

JANKOVSKI, T. Estudo de alguns aspectos da regeneração natural induzida em povoamentos de *Pinus taeda* L. e *Pinus elliottii* Engelm. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 1996.

LITHOLDO, M. G. Dinâmica populacional e distribuição de insetos em plantios florestais na Estação Experimental de Anhembi (Anhembi, SP). [s.l.] Universidade de São Paulo, 2018.

LORENZO, P.; GONZÁLEZ, L.; REIGOSA, M. J. The genus *Acacia* as invader: The characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science*, v. 67, n. 1, p. 101–101, 2010.

MAGALHÃES, L. C. S.; SILVA-FORSBERG, M. C. Espécies Exóticas Invasoras: caracterização e ameaças aos ecossistemas. *Scientia Amazonia*, v. 1, n. 5, p. 63–74, 2016.

MIASHIKE, R. L. Invasão por *Pinus* spp. em fisionomias campestres do Cerrado, no estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado), p. 101p., 2015a.

MORI, E. S. Pomares de Sementes Florestais Instituto de pesquisas e estudos florestais ESALQ/USPPiracicaba, SP, 1988.

OLIVEIRA, Y. M. M. DE; OLIVEIRA, E. B. DE. As florestas plantadas e sua importância no contexto econômico e socioambiental do Brasil. 4º Encontro Brasileiro de Silvicultura. Anais...Ribeirão Preto, SP, Brasil: 2018

POMBO, V. B. Material para divulgação do tema espécies exóticas invasoras Brasília - DF, 2013.

RAMOS, M. et al. Dispersão e impacto de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em área ripária na Floresta Nacional de Capão Bonito -SP. *Ciencia Florestal*, v. 29, n. 1, p. 75–85, 2019.

RASERA, S. Biomassa e carbono no estrato arbóreo em área restaurada de Mata Atlântica. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2019.

RICHARDSON, D. M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions BIODIVERSITY RESEARCH Diversity and Distributions. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.blackwell-science.com/ddi>>. Acesso em: 24 jul. 2019.

RICHARDSON, D. M. *Pinus*: A model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia*, v. 78, n. 4, p. 375–388, 2006.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, n. 2, p. 32–49, 2014.

SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. *Biotemas*, v. 21, n. 4, p. 29–38, 2013.

SCHORN, L. A. et al. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. *Floresta*, v. 43, n. 1, p. 49–58, 2013.

SCHUMACHER, M. V.; POGGIANI, F. Caracterização Microclimática No Interior Dos Talhões De *Eucalyptus camaldulensis* Dehn, *Eucalyptus grandis* Hix Maiden E *Eucalyptus torelliana* F. Muell. Localizados em Anhembi -SP. *Ciencia Florestal*, v. 3, n. 1, p. 9–20, 1993.

SHIMIZU, J. et al. Esforço cooperativo para suporte à silvicultura de pinus no Brasil. 4º Encontro Brasileiro de Silvicultura. Anais...Ribeirão Preto, SP, Brasil: 2018

SHIMIZU, J. Y. Memórias do “Workshop” sobre Conservação e uso de Recursos Genéticos Florestais. Colombo, PR: [s.n.].

SHIMIZU, J. Y. Melhoria de espécies florestais na EMBRAPA Documentos, 2001b.

SHIMIZU, J. Y.; SEBBENN, A. M. Espécies de Pinus na Silvicultura Brasileira. In: *Pinus na Silvicultura Brasileira*. 1. ed. Colombo, PR: [s.n.]. p. 49–74.

SILVA, P. et al. Potencial de Invasão de eucalipto pelas sementes produzidas nos plantios comerciais. *Circular Técnica IPEF*, n. 203, p. 1–7, 2011.

SIMBERLOFF, D. et al. Spread and impact of introduced conifers in South America : Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, v. 35, p. 489–504, 2010.

SIMBERLOFF, D. et al. Impacts of biological invasions: What’s what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 28, n. 1, p. 58–66, 2013.

SMA/IF. Plano de Manejo - Estação Ecológica de Angatuba, 2009. Disponível em: <http://arquivo.ambiente.sp.gov.br/consema/2011/11/oficio_consema_2009_056/Plano_de_Manejo_Estacao_Ecologica_Angatuba.pdf>. Acesso em: 1 maio. 2019

TOMAZELLO, M. F. et al. Avaliação da Dispersão de Sementes de Pinus taeda L . pela Análise dos Anéis de Crescimento de Árvores de Regeneração Natural. *Floresta e Ambiente*, v. 8087, n. 24, 2017.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. DE. A regeneração natural sob plantações florestais: Desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciencia Florestal*, v. 20, n. 3, p. 533–552, 2010.

VITULE, J. R. S.; PRODOCIMO, V. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. *Estudos de Biologia*, v. 34, n. 83, p. 225–237, 2012.

ZANCHETTA, D.; DINIZ, F. V. Estudo da contaminação biológica por Pinus spp. em três diferentes áreas na estação ecológica de Itirapina (SP, Brasil). *Revista Instituto Florestal*, v. 18, n. único, p. 1–14, 2006.

ZANCHETTA, D.; PINHEIRO, L. DE S. Análise biofísica dos processos envolvidos na invasão biológica de sementes de Pinus elliottii na Estação Ecológica de Itirapina – Sp e alternativas de manejo. *CLIMEP - Climatologia e Estudos da Paisagem*, v. 2, n. 1, p. 19, 2007.

ZENNI, R. D.; DECHOUM, M. DE S. Contextualização Sobre Espécies Exóticas Invasoras: Dossiê São Paulo Curitiba, Paraná The Nature Conservancy, , 2008.

ZILLER, S. R. A Estepe Gramíneo-Lenhosa no Segundo Planalto do Paraná: Diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2000.

ZILLER, S.; ZALBA, S. Ponto de vista Propostas de ação para prevenção e controle. *Natureza e conservação*, v. 5, p. 8–15, 2007.