ROSELI LIKA MIASHIKE

Invasão por *Pinus* spp. em fisionomias campestres do Cerrado, no
estado de São Paulo

SÃO PAULO

2015

ROSELI LIKA MIASHIKE

Invasão por *Pinus* spp. em fisionomias campestres do Cerrado, no
estado de São Paulo

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências
da Universidade de São Paulo para obtenção do
título de Mestre em Ciências. Programa: Ecologia.

Orientadora: Dra. Vânia Regina Pivello

Versão corrigida. Original disponível no Instituto de Biociências da USP

SÃO PAULO

2015

Miashike, Roseli Lika

Invasão por *Pinus* spp. em fisionomias
campestres do Cerrado, no estado de São Paulo
101 p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. Invasão biológica 2. Coníferas I.
Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências.
Departamento de Ecologia.

Comissão julgadora:

Dra. Natália Macedo Ivanauskas

Dr. Rodolfo Cesar Real de Abreu

Dra. Vânia Regina Pivello
(orientadora)

AGRADECIMENTOS

À minha família, por tudo, por fazerem parte da minha vida e terem me ajudado em vários momentos durante o mestrado, seja dando carona, costurando meus coletores de sementes e até indo a campo comigo. Marcolino, Hiromi, Jorge, Cintia e Henrique, vocês são demais! Dona Shige, obrigada por mudar minha vida e por ter feito parte dela!

À Vânia, pelo projeto que me ofereceu, orientação, suporte e paciência em esclarecer todas as dúvidas que tive ao longo do projeto.

Aos membros do meu Comitê de Acompanhamento, Hilton Thadeu Zarate do Couto e Giselda Durigan, pelas valiosas discussões durante as reuniões. Ao Hilton também pela ajuda com as análises estatísticas e à Giselda pelas ajudas em campo.

Aos técnicos do departamento de Ecologia, Welington, Walter, Marco, Lenilda, Paulo César, Geison, Nathália e, principalmente, Maurício Perine, por toda ajuda em campo, no laboratório ou ajudas emergenciais.

Ao Sérgio Tadeu Meirelles e ao pessoal do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal, principalmente ao Cristiano, à Bruna, ao Bira e ao Tiago, pelas discussões sobre pesquisa, sobre vida, sobre tudo.

À Socorro, à Bernadete e, principalmente, à Vera, por toda ajuda com os assuntos burocráticos da pós.

Ao Benedito Lopes, pelas informações sobre *Pinus* que eu não encontrava em lugar algum.

Aos funcionários da Estação Ecológica de Santa Bárbara, pelas caronas até a rodoviária e aos funcionários Marco e, principalmente, Carlos, pelas ajudas em campo.

Aos funcionários da Estação Ecológica e Experimental de Itirapina, Dito e Isabel pelo suporte e, principalmente, Gilson, pela ajuda em campo. À Denise Zanchetta, pelo apoio à pesquisa.

À Dalva Mattos e seus orientados, Raquel, Rafael e, principalmente, Leite, por me mostrarem as áreas dentro da Estação Ecológica de Itirapina e pelas ajudas de modo geral.

Aos motoristas do IB, Israel, Sivinski, Waldir, Amaral e Kléber.

À Márcia Balistiero, por me mostrar diferenças entre sementes de *Pinus*.

À Diana e à Paula, pela ajuda em campo.

À Luisa e ao Fábio, pela ajuda em laboratório e na estufa.

Às pessoas que tiveram paciência de me ouvir ao longo do mestrado: Capote, Maria, Sayuri, Yuri, Pamela, Catalina, Karlla, Amanda, Helena, Kiss, Augusto, Márcia Duarte, Sandra, Raul, Augusto, Juarez, Jorge Oliviera, Patrícia e ao pessoal do templo budista.

Ao Marco Gioso da FMVZ, pelo mini-curso de coaching.

À CAPES, pela auxílio financeiro que recebi durante o mestrado.

À Natália Ivanauskas e ao Rodolfo Abreu pelas críticas e sugestões à dissertação.

“As coisas nos parecem absurdas ou más porque delas só temos um conhecimento parcial e estamos na completa ignorância da ordem e da coerência da natureza como um todo.”

Baruch Spinoza (1632 – 1677)

RESUMO

No Brasil, foram introduzidas diversas espécies de *Pinus* e *P. elliottii* Engelm apresenta o comportamento invasor em unidades de conservação de Cerrado, no estado de São Paulo. O objetivo deste estudo foi comparar *P. elliottii* com outras duas espécies do mesmo gênero, *P. caribaea* Moret e *P. oocarpa* Shiede ex Schltdl, através de: viabilidade e germinabilidade das sementes, em laboratório; sobrevivência das plântulas logo após a germinação e acompanhamento de seu crescimento em estufa; germinabilidade em fisionomias campestres; e chuva de sementes dentro de talhões. Para *P. elliottii*, também foi verificada a distância de dispersão das sementes. As sementes utilizadas nos testes em laboratório foram coletadas em Águas de Santa Bárbara (Estação Ecológica de Santa Bárbara – EECSB; Floresta de Águas de Santa Bárbara – FASB) e Itirapina (Estação Experimental de Itirapina – EEExI). Primeiramente, as sementes foram colocadas em água para separação das sementes cheias das vazias (flutuabilidade). Em seguida, as sementes cheias foram testadas quanto à viabilidade por meio de sal de tetrazólio e quanto à germinabilidade. As sementes germinadas foram acompanhadas até os cotilédones ficarem visíveis e uma parte destas teve o crescimento acompanhado até a 24ª semana. A germinabilidade em fisionomias campestres foi realizada apenas na EECSB, onde as sementes das três espécies foram semeadas em diferentes graus de umidade do solo. Coletores de sementes foram instalados dentro dos talhões de *Pinus* spp., tanto na EECSB-FASB como na EEExI, para quantificar a chuva de sementes. A distância de dispersão das sementes de *P. elliottii* foi avaliada apenas na EECSB, durante o período de maior dispersão de sementes (março a maio), e teve como classes de distâncias em relação ao talhão: 10, 30, 60, 100, 150 e 250 m. Os resultados dos testes em laboratório mostraram que *P. caribaea* e *P. elliottii* apresentam as maiores proporções de sementes cheias (>70%) e *P. oocarpa* e *P. elliottii*, as maiores taxas de viabilidade (>90%) e germinabilidade (>90%). Dentre as sementes germinadas das três espécies, mais de 90% desenvolveram-se até o aparecimento dos cotilédones. Quanto ao crescimento, *P. caribaea* e *P. oocarpa* apresentaram maior vigor em relação a *P. elliottii*. Em campo, as três espécies apresentaram, de maneira similar, baixíssima porcentagem de germinação (<1,5% do total semeado), preferencialmente em solos mais úmidos. A chuva de sementes de *P. elliottii* dentro de talhões foi muito maior (pelo menos o dobro) em comparação com as outras duas espécies. A distância de dispersão das sementes de *P. elliottii* foi maior nos primeiros 30 m, mas chegou até os 150 m. Portanto, *P. caribaea* e *P. oocarpa* apresentaram condições de se tornarem invasores pela viabilidade de suas sementes, vigor de crescimento e germinação em campo, mas o fator determinante para o sucesso na invasão *P. elliottii* é, provavelmente, a pressão de propágulos, maior do que as outras duas espécies, causada pela sua alta produção de sementes e intenso plantio.

Palavras-chave: invasão biológica, invasividade, invasibilidade, distância de dispersão de sementes, coníferas, campo cerrado, campo úmido, *Pinus elliottii* var. *elliottii*, *Pinus caribaea* var. *hondurensis*.

ABSTRACT

Several pine species of the genus *Pinus* have been introduced in Brazil, and *P. elliottii* Engelm is presently considered an invasive species in the Brazilian savanna (Cerrado) in São Paulo State. The aim of this study was to compare *P. elliottii* with two other *Pinus* species, *P. caribaea* Moret and *P. oocarpa* Shiede ex Schltdl according to: seed viability and germinability, in laboratory; survival of seedlings soon after germination and their growth, in greenhouse; germination at field conditions; and seed rain inside the plantation. The distance of seed distance dispersal was also verified for *P. elliottii*. The seeds for the laboratory tests were collected in Águas de Santa Bárbara (Santa Barbara Ecological Station - EECSB; Águas de Santa Bárbara Forest - FASB) and Itirapina (Itirapina Experimental Station - EEEXI). First, the seeds were placed in water to separate the full from the empty seeds (flutuability). Then full seeds were tested by viability (tetrazolium) and germinability. Germinated seeds were monitored until the cotyledons were visible and some of those were monitored up the 24th week to verify their growth rate. In the EECSB, seeds of the three species were sown at different levels of soil moisture to observe the germination in the field. In order to quantify the species seed rain seed collectors were installed inside the *Pinus* spp. stands, in both EECSB-FASB and EEEXI. The distance of *P. elliottii* seed spread was evaluated only at the EECSB, during the greater period of seed dispersion (March to May), at the distances of 10, 30, 60, 100, 150 and 250 m from the planted areas. The results of laboratory tests showed that *P. caribaea* and *P. elliottii* have the highest proportions of full seeds (> 70%) and *P. oocarpa* and *P. elliottii*, the highest viability (> 90%) and germination rates (> 90%). Among the germinated seeds of the three species more than 90% developed to seedling stage. Concerning seedling growth, *P. caribaea* and *P. oocarpa* showed greater vigor than *P. elliottii*. In the field, the three species showed similar and very low germination rates (<1.5% of the total sown), preferably in more humid soils. The seed rain of *P. elliottii* inside the plantation stand was much higher (at least twice) compared to the other two species. The dispersal distance of *P. elliottii* seeds was higher in the first 30 m, but reached 150 m. The results show that *P. caribaea* and *P. oocarpa* are able to become invaders due to their high values of seed viability and germination, and vigor growth, however, the determining factor for the invasive success of *P. elliottii* is probably its higher propagule pressure, caused by several human mediated introductions, and high production of seeds.

Keywords: biological invasion, invasiveness, invasibility, seed distance dispersal, conifers, grassland, wet grassland, *Pinus elliottii* var. *elliottii*, *Pinus caribaea* var. *hondurensis*

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL _____	8
REFERÊNCIAS _____	9

Capítulo 1

Invasividade de <i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>, <i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i> e <i>P. oocarpa</i> _____	11
INTRODUÇÃO _____	12
MATERIAIS E MÉTODOS _____	14
RESULTADOS _____	28
DISCUSSÃO _____	43
CONCLUSÕES _____	46
REFERÊNCIAS _____	47

Capítulo 2

Suscetibilidade de ambientes do Cerrado à invasão por <i>Pinus</i> spp. _____	51
INTRODUÇÃO _____	52
MATERIAL E MÉTODOS _____	54
RESULTADOS _____	62
DISCUSSÃO _____	67
CONCLUSÕES _____	70
REFERÊNCIAS _____	71

Capítulo 3

Pressão de propágulo: chuva de sementes de <i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>, <i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i> e <i>P. oocarpa</i> _____	74
INTRODUÇÃO _____	75
MATERIAIS E MÉTODOS _____	77
RESULTADOS _____	86
DISCUSSÃO _____	92
CONCLUSÕES _____	96
REFERÊNCIAS _____	97
 DISCUSSÃO e CONCLUSÕES GERAIS _____	 100

INTRODUÇÃO GERAL

Ecologia da invasão é o estudo dos organismos introduzidos pelo ser humano para áreas mais distantes do que naturalmente são capazes de ocorrer, abrangendo os aspectos relacionados à introdução das espécies, a capacidade de naturalizar e invadir, a interação com a biota nativa e os custos e benefícios de sua presença (RICHARDSON & PYSEK, 2006). Em relação às espécies vegetais, denominam-se plantas naturalizadas aquelas que são introduzidas num novo meio e que superaram diversas barreiras, tais como a geográfica (intra ou intercontinental), condições abióticas e bióticas do local de introdução, capacidade reprodutiva e de dispersão, ou seja, conseguem manter uma população sem a intervenção direta ou intensional do homem (RICHARDSON et al., 2000). Plantas invasoras são colocadas num estágio posterior ao da naturalização, quando seus descendentes férteis são capazes de dispersar e estabelecer-se em áreas distantes da fonte parental, superando tanto as barreiras de ambientes naturais perturbados quanto os ambientes mais preservados (RICHARDSON et al., 2000). Portanto, diversos fatores trazem diferentes consequências após uma introdução, como as características biológicas e ecológicas das espécies exóticas, a vulnerabilidade dos ambientes, o histórico (circunstâncias da introdução e tempo de residência) e determinantes geográficos (clima e posição latitudinal; PYSEK & RICHARDSON, 2008).

Entre as 36 espécies de coníferas invasoras no mundo, 28 pertencem à família Pinaceae e, dentre elas, 21 são apenas do gênero *Pinus* (RICHARDSON & REJMÁNEK, 2004). A invasão por espécies de *Pinus* ocorre em diversos ambientes, mas, principalmente, em ambientes mais abertos, onde há menos cobertura vegetal (RICHARDSON et al., 1994) e extensas áreas de plantio (RICHARDSON, 1999). Em relação às características que tornam esse gênero bem-sucedido como invasor está o crescimento acelerado (alta taxa de crescimento relativo; GROTKOPP et al., 2002), sementes pequenas, período juvenil curto e grande produção de sementes entre curtos intervalos de tempo (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). No Brasil, os casos de invasão por *Pinus* spp. concentram-se nas regiões sul e sudeste em fisionomias campestres, como em campos no Paraná (FALLEIROS et al., 2011; ZILLER, 2000), restingas em Santa Catarina (BOURCHEID & REIS, 2010) e cerrados em São Paulo (e.g. ABREU & DURIGAN, 2011; ZANCHETTA & DINIZ, 2006). No estado de São Paulo, *P. elliottii* é reportada como invasora (e.g. ABREU & DURIGAN, 2011; ZANCHETTA & DINIZ, 2006) e essa espécie é também a que foi mais plantada no estado (68.590 ha; KRONKA et al., 2002). Além disso, *P. oocarpa* e *P. caribaea* var. *hondurensis* encontram-se como a segunda e a terceira espécies de *Pinus* mais plantadas, com 12.209 e 9.637 ha, respectivamente (KRONKA et al., 2002).

A fim de entender a invasão por *P. elliottii* var. *elliottii* e verificar a possibilidade de invasão por *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, as três espécies foram estudadas quanto ao potencial invasivo (Capítulo 1), à suscetibilidade do ambiente à invasão por essas espécies (Capítulo 2) e à provável pressão de propágulo (Capítulo 3).

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R. de; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, v. 4, n. 2-3, p. 269-278, 2011.
- 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.
- FALLEIROS, R.M.; ZENINI, R.D.; ZILLER, S.R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em Campos de Altitude do Parque Estadual Pico do Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 1, p. 123-134, 2011.
- GROTKOPP, E.; REJMÁNEK, M.; ROST, T.L. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*Pinus*) species. **The American Naturalist**, v. 159, n. 4, p. 396-419, 2002.
- KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário Florestal das Áreas Reflorestadas do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2002. 184 p.
- PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M. Invasive plants. In: JORGENSEN, S.E.; FATH, B.D. (ed.). **Encyclopedia of Ecology**, Ecological Engineering. V. 3. Oxford: Elsevier, 2008. p. 2011-2020.
- REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.
- RICHARDSON, D.M. Commercial forestry and agroforestry as sources of invasive alien trees and shrubs. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 237-257.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography**, v. 30, n. 3, p. 409-431, 2006.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93-107, 2000.
- RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 321 – 331, 2004.
- RICHARDSON, D.M.; WILLIAMS, P.A.; HOBBS, R.J. Pine Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invasibility. **Journal of Biogeography**, v. 21, n. 5, p. 511-527, 1994.

ZANCHETTA, D.; DINIZ, F.V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, p. 1-14, 2006.

ZILLER, S.R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2000. 268 p. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

Capítulo 1

Invasividade de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e
P. oocarpa

INTRODUÇÃO

Para uma planta ser considerada invasora, Richardson et al. (2000) consideram que os seguintes processos deverão ocorrer: a espécie deve ser introduzida pelo ser humano, direta ou indiretamente, ultrapassando uma significativa barreira geográfica (intracontinental ou intercontinental); deve sobreviver no novo local, ultrapassando as barreiras ambientais (abióticas e bióticas); deve ser capaz de se reproduzir (barreira reprodutiva) e manter uma população sem a ajuda direta do ser humano; e ser capaz de se dispersar (barreira da dispersão) não apenas localmente, mas também a longas distâncias em relação à fonte parental, podendo invadir tanto ambientes perturbados quanto ambientes mais preservados. De maneira mais específica, o processo de invasão biológica por espécies vegetais torna-se efetivo quando indivíduos da espécie exótica – dispersados por sementes ou outros propágulos – se estabelecem a distâncias maiores que 100 m da área fonte e produzem descendentes férteis, em período menor que 50 anos (RICHARDSON et al., 2000).

A fim de prever e controlar a invasão por plantas, algumas características biológicas e ecológicas das espécies introduzidas devem ser conhecidas, por exemplo: a) sementes – quantidade produzida, mecanismos de dispersão (distância, sazonalidade), longevidade e mecanismos de dormência; b) sistema reprodutivo – auto polinização ou polinização cruzada, reprodução vegetativa; c) capacidade de rebrota após corte; d) taxa de crescimento sob condições favoráveis; e) requerimentos para germinação e estabelecimento; f) adaptação ao ambiente – tolerância a geadas, queimadas e sombreamento; g) suscetibilidade a pestes e doenças (CRONK & FULLER, 1995). Sabe-se que a invasividade de plantas é relacionada a características como: alta fecundidade, dispersão eficiente, habilidade de utilizar mutualistas generalistas, habilidade de evitar inimigos naturais, tamanho do genoma (pequeno), alta taxa de crescimento relativo ou alta área foliar específica (PYSEK & RICHARDSON, 2008). Outro fator frequente em potenciais invasoras é o fato de terem, naturalmente, ampla distribuição geográfica, pois as características que as possibilitam estar adaptadas a uma grande amplitude de condições onde são nativas podem favorecê-las como invasoras nos locais de introdução (PYSEK & RICHARDSON, 2008). Além disso, como a invasão pode estar relacionada às características das espécies, a invasão por plantas pode ter associação filogenética. Dentre as coníferas, por exemplo, o gênero *Pinus* possui relativa concentração no número de espécies invasoras (RICHARDSON & REJMÁNEK, 2004).

Muitas espécies do gênero *Pinus* são economicamente importantes, o que ocasiona intenso incentivo à silvicultura e à introdução em áreas distantes de sua abrangência natural (RICHARDSON et al., 1994; REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). A pressão de propágulos advinda da silvicultura é um dos motivos mais relevantes para o sucesso da invasão por *Pinus* (RICHARDSON, 1999; SIMBERLOFF et al., 2010). Na América do Sul, as plantações de *Pinus* spp. começaram em meados do século passado e hoje existem registros de invasão na Argentina, Brasil, Chile e Uruguai

(SIMBERLOFF et al., 2010). Apesar de existirem plantações de coníferas exóticas na Colômbia, Equador e Venezuela, ainda não há relatos sobre invasões por *Pinus* spp. nesses países (SIMBERLOFF et al., 2010). Especificamente no Brasil, pelo menos 40 espécies de *Pinus* foram plantadas no país (MATTOS, s.d.). No estado de São Paulo, o Instituto Florestal de São Paulo (antigo Serviço Florestal de São Paulo) iniciou estudos com os pinheiros subtropicais *P. elliottii* e *P. taeda* ainda na década de 1930 e, a partir de 1955, implantaram extensas áreas com *P. elliottii*, *P. taeda*, *P. caribaea*, *P. kesiya*, *P. oocarpa*, entre outras espécies de *Pinus* (KRONKA et al., 2005).

Após o sucesso no estabelecimento em novo ambiente, a conquista de áreas por espécies de *Pinus* para além daquela na qual houve o plantio parece estar relacionada à competição no nicho de regenerantes, onde a invasão apresenta declínio conforme aumenta a cobertura vegetal (RICHARDSON & BOND, 1991; LEDGARD, 2001). Assim, ordenando a vulnerabilidade dos ambientes à invasão de forma decrescente, tem-se: solo exposto, dunas, ambientes campestres, ambientes arbustivos e floresta (RICHARDSON et al., 1994). No Brasil, os casos registrados de invasão biológica por *Pinus* spp. estão concentrados na região sul e sudeste do país e em fisionomias de vegetação mais abertas, como em campos no Paraná (FALLEIROS et al., 2011; ZILLER, 2000), em restingas de Santa Catarina (BOURSCHEID & REIS, 2010) e em cerrados no estado de São Paulo (e.g. ABREU & DURIGAN, 2011; ZANCHETTA & DINIZ, 2006). Como a espécie invasora pode dominar o local invadido e diminuir sua diversidade natural (ABREU & DURIGAN, 2011), a ocorrência da invasão por *Pinus* spp. no estado de São Paulo ameaça a conservação do Cerrado em unidades de conservação, como, por exemplo, nas Estações Ecológicas de Angatuba (MONTEIRO et al., 2009), Assis (DURIGAN, 2010), Itapeva (ALMEIDA et al., 2010), Itirapina (ZANCHETTA & DINIZ, 2006) e Santa Bárbara (ABREU & DURIGAN, 2011).

Além do ambiente mais suscetível à invasão (invasibilidade), é necessário descobrir quais características tornam as espécies de *Pinus* bem-sucedidas como invasoras (invasividade), uma vez que nem todas as espécies introduzidas e que tiveram sucesso no estabelecimento de plantios em extensas áreas são classificadas como invasoras. O gênero *Pinus* possui larga distribuição, ocupando grande parte do hemisfério norte, estendendo-se ao sul até Nicarágua, Cuba, norte da África e Malásia (ECKENWALDER, 2009). Esse gênero contém entre 97 (ECKENWALDER, 2009) e 113 espécies (FARJON, 2010) e, dentre elas, pelo menos 21 já foram registradas como invasoras em alguma parte do mundo (RICHARDSON & REJMÁNEK, 2004), havendo 19 espécies de *Pinus* invasoras apenas no Hemisfério Sul (RICHARDSON, 1999). No Brasil, há duas espécies reconhecidamente invasoras do gênero *Pinus*: *P. elliottii* (e.g. ABREU & DURIGAN, 2011; ZANCHETTA & DINIZ, 2006) e *P. taeda* (FALLEIROS et al., 2011). Dentro do gênero *Pinus*, no geral, tem-se que as principais características das espécies invasoras estão associadas às características do subgênero *Pinus* (sinônimo: *Diploxylon*), que possuem sementes pequenas, período juvenil curto e grande produção de sementes entre curtos intervalos de tempo, enquanto que as espécies do subgênero *Strobus* (sinônimo:

Haploxyton) geralmente não são invasoras (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). Segundo levantamento de Kronka et al. (2002), as três espécies do gênero *Pinus* mais plantadas no estado de São Paulo foram *P. elliottii* (68.590 ha), *P. oocarpa* (12.209 ha) e *P. caribaea* var. *hondurensis* (9.637 ha) e as três pertencem ao subgênero *Pinus*, seção *Trifolius* e subseção *Austroales* (FARJON, 2010; ECKENWALDER, 2009). Apesar de a espécie *P. elliottii* ser a única já registrada como invasora entre as três espécies citadas no cerrado paulista, torna-se necessário avaliar a possibilidade de *P. oocarpa* e *P. caribaea* var. *hondurensis* serem potenciais invasoras no cerrado, uma vez que, filogeneticamente, são espécies muito próximas. Fora do Brasil, por exemplo, além de *P. elliottii* ser invasora na Argentina, Austrália, Havaí e Suécia, a espécie *P. caribaea* também é considerada invasora na Austrália e no arquipélago de Nova Caledônia (ver compilação de RICHARDSON & REJMÁNEK, 2004).

O objetivo deste estudo foi avaliar e comparar a invasividade – ou o potencial de invasão – de três espécies do gênero *Pinus* (*P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*), desejando entender quais características tornam *P. elliottii* var. *elliottii* altamente invasiva em ambientes abertos e avaliar a possibilidade de as outras duas espécies serem potenciais invasoras. Assim, foram testadas as hipóteses de que *P. elliottii* var. *elliottii* é mais invasiva do que *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* porque: (a) possui maior viabilidade e germinabilidade de sementes, (b) possui maior taxa de sobrevivência logo após a germinação e (c) possui maior vigor de crescimento, em comparação com as outras duas espécies.

MATERIAIS E MÉTODOS

- Áreas de estudo

Foram escolhidas duas áreas de estudo em que há registro de invasão por *P. elliottii* var. *elliottii* em regiões de Cerrado e com plantios da espécie invasora citada, além de *P. caribaea* var. *hondurensis* e de *P. oocarpa*: Águas de Santa Bárbara (ABREU & DURIGAN, 2011; MELO & DURIGAN, 2011) e Itirapina (ZANCHETTA et al., 2006).

a) Águas de Santa Bárbara

A área de estudo Águas de Santa Bárbara é composta pela Estação Ecológica de Santa Bárbara e a Floresta Águas de Santa Bárbara (Figura1). A Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB) é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, possui 2.712 ha e localiza-se no município de Águas de Santa Bárbara, região sudoeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 22°46' a 22°41'S e 49°16' a 49°10'W (MELO & DURIGAN, 2011). A Floresta Águas de Santa Bárbara (FASB),

localizada em área adjacente à EECSB, é uma área do governo não incluída dentro das categorias de unidades de conservação previstas na legislação brasileira (Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, lei 9.985/2000). A FASB possui plantios de *Pinus* spp. e, futuramente, deverá ser anexada à EECSB, conforme recomendações do plano de manejo da EECSB (MELO & DURIGAN, 2011).

O clima regional é quente e úmido, com inverno seco. Dados climatológicos registrados na Estação Meteorológica de Manduri, a 20 km da EECSB, mostram que os meses mais frios (junho e julho) possuem temperatura média em torno dos 17°C, o mês mais quente (fevereiro) ultrapassa os 22°C e a precipitação anual fica entre 1.000 e 1.300 mm (MELO & DURIGAN, 2011).

Na EECSB, a maior parte da vegetação é composta por diferentes fisionomias de Cerrado, porém, também encontram-se: floresta estacional semidecidual, mata ciliar, floresta paludícola e reflorestamentos de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (MELO & DURIGAN, 2011). Em relação às áreas de reflorestamento de *Pinus* spp. (Figura 1), existem aproximadamente 373,30 ha de *P. oocarpa*, 318,50 ha de *P. elliottii* var. *elliottii*, 118,40 ha de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 91,50 ha de *P. caribaea* var. *bahamensis*, 16,60 ha de *P. caribaea* var. *caribaea*, 9,20 ha de *P. kesiya*, 4,20 ha de *P. taeda* e 2,00 ha de *P. patula*.

Figura 1. Localização da Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB) e Floresta Águas de Santa Bárbara (FASB), com indicação das espécies plantadas nos talhões.

b) Itirapina

A área de estudo Itirapina é composta pela Estação Ecológica de Itirapina (EEcI) e Estação Experimental de Itirapina (EEExI). Este estudo concentrou-se na Estação Experimental (Figura 2). A Estação Ecológica de Itirapina (EEcI) e a Estação Experimental de Itirapina (EEExI) são Unidades de Conservação, a primeira de Proteção Integral e a outra de Uso Sustentável, localizadas nos municípios de Itirapina e Brotas, estado de São Paulo, entre as latitudes 22°11'S e 22°15'S e as longitudes 47°45'W e 48°00'W, possuindo 2.300 e 3.212 ha, respectivamente (ZANCHETTA et al., 2006).

A temperatura média anual é de 21,9°C, sendo os meses de janeiro (24,9°C) e fevereiro (24,8°C) os de maiores temperaturas médias. A precipitação média anual é de 1.459 mm, sendo que o período chuvoso compreende os meses de outubro a março, dos quais os mais chuvosos são dezembro a fevereiro (> 200 mm cada um). O período seco abrange os meses de abril a setembro, com média de 331 mm de precipitação, sendo os meses de julho e agosto os mais secos (ZANCHETTA et al., 2006).

A EEcI é coberta, em sua maior parte (94%), por fisionomias campestres, principalmente campo sujo, campo úmido, campo cerrado e campo limpo. Há ainda fragmentos de cerrado *sensu stricto*, florestas ribeirinhas (floresta de galeria e floresta paludosa) e cerradão (ZANCHETTA et al., 2006). A EEExI é coberta principalmente por plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. e a vegetação nativa é representada por remanescentes de cerrado *sensu stricto*, cerradão e florestas ripícolas (floresta de galeria e paludosa; ZANCHETTA et al., 2006). Em relação aos plantios de *Pinus* spp., existem aproximadamente 784,44 ha de *P. elliottii* var. *elliottii*, 262,46 ha de *P. caribaea* var. *caribaea*, 215,78 ha de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 172,31 ha de *P. oocarpa*, 132,35 ha de *P. kesiya*, 12,50 ha de *P. tecunumani* e 1,40 ha de *P. caribaea* var. *bahamensis*.

Figura 2. Localização da Estação Ecológica de Itaipava (EEI) e Estação Experimental de Itaipava (EEI), com indicação das espécies plantadas nos talhões.

- Tratamento das sementes

a) Coleta de sementes

Para a obtenção das sementes e, assim, realizar testes de viabilidade e germinabilidade e posterior acompanhamento de plântulas, foram coletados estróbilos. Os estróbilos de *P. elliottii* var. *elliottii*, *P. oocarpa* e *P. caribaea* var. *hondurensis* foram coletados no período de dispersão, em abril de 2013, julho de 2013 e fevereiro de 2014, respectivamente, nas duas áreas de estudo, em Águas de Santa Bárbara (Figura 1) e Itirapina (Figura 2). Os estróbilos foram colhidos maduros, com a coloração marrom, entre abertos a totalmente fechados, a partir de galhos de até 5 m de altura, com auxílio de podão, ou mesmo recém-caídos no chão. Nas duas áreas de estudo, estróbilos de *P. caribaea* var. *hondurensis* foram coletados apenas no chão, 64 estróbilos em Águas de Santa Bárbara e 97 em Itirapina. A coleta de estróbilos de *P. elliottii* var. *elliottii* ocorreu em árvore e no chão, sendo 170 estróbilos em Águas de Santa Bárbara (151 em árvores e 19 no chão) e 102 em Itirapina (44 em árvores e 58 no chão). A coleta de estróbilos de *P. oocarpa* foi realizada apenas em árvores, 177 estróbilos em Águas de Santa Bárbara e 95 em Itirapina.

Os estróbilos de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliottii* var. *elliottii* abriram totalmente em sala com temperatura ambiente, em torno de 25°C, por volta de duas semanas após a coleta. Esse período para a abertura dos estróbilos está dentro dos 42 dias citados para abertura de estróbilos de *P. elliottii*, em secagem ao ar (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008). Por outro lado, houve dificuldade em se conseguir que os estróbilos de *P. oocarpa* abrissem em temperatura ambiente. Desta forma, os estróbilos foram colocados em estufa, inicialmente, à temperatura de 45°C, conforme Ferrari (2003), porém, pela demora em abrir, a temperatura foi aumentada para 50°C e acompanhados diariamente, para a retirada das sementes que se soltavam dos estróbilos, durante em torno de uma semana. Essa temperatura não foi prejudicial às sementes, pois, para facilitar a abertura, estróbilos de *Pinus* spp. podem ser colocados em estufa, em temperatura em torno dos 50°C ou mais e por período que varia por espécie (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008).

As sementes das três espécies tiveram sua parte alada retirada para os testes em laboratório (Figura 3a) e as sementes muito pequenas, abortadas, foram descartadas (Figura 3b).

Figura 3. Sementes com a parte alada e com ala retirada de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* (a) e tipos de sementes descartadas (b).

b) Testes de Flutuabilidade, Viabilidade e Germinabilidade

As sementes coletadas foram testadas em laboratório de três formas: flutuabilidade, viabilidade pelo tetrazólio e taxa de germinação. Primeiramente, a flutuabilidade foi aplicada para separar sementes cheias (com endosperma e embrião) das vazias (“sementes que estão completamente vazias ou que contêm apenas algum tecido residual” - BRASIL, 2009, p. 155), pois, externamente, esses dois tipos são visualmente iguais para as três espécies de *Pinus* estudadas. A recomendação para separar sementes vazias das cheias para *P. elliottii* é a flutuação em água (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008), onde 85% das sementes que flutuam após 24 h podem ser vazias (BECHARA, 2003). Assim, quatro réplicas com 300 sementes por espécie foram imersas em água durante 24 h, à temperatura de 25°C. Após as 24 h, as sementes flutuantes foram abertas para descrição de seu interior e as não flutuantes foram utilizadas para o teste de viabilidade e de germinação (Figura 4).

Figura 4. Etapas seguidas para a realização dos testes de flutuabilidade, viabilidade (com tetrazólio) e taxa de germinação.

As sementes flutuantes, após a abertura, foram classificadas em: vazia, com fungo (endosperma e embrião com coloração anormal, escura), com endosperma solto e aparentemente normal (com endosperma e embrião de coloração branca). Essa classificação foi parecida com a de Bechara (2003) para *P. elliottii*, que usou: sem reserva e nem embrião, com endosperma solto (não aderido ao tegumento) e com endosperma aparentemente normal. Bechara (2003) também colocou as sementes flutuantes, supostamente inviáveis, para germinar e 13% germinou, podendo essas corresponder às categorizadas como aparentemente normal. Neste estudo, as sementes flutuantes que apresentaram endosperma e embrião, ou seja, os tipos endosperma solto e aparentemente normal, foram colocadas em solução de tetrazólio a 0,5% para verificação de sua viabilidade, por 18 h a 30°C (BRASIL, 2009).

O teste de viabilidade por meio do tetrazólio seguiu a metodologia descrita pelo Ministério da Agricultura (BRASIL, 2009) com quatro réplicas de 100 sementes. Entretanto, em vez da concentração recomendada de 1% do sal de tetrazólio para as sementes de *Pinus* spp., um teste preliminar apontou maior confiabilidade para a concentração de 0,5%, tendo sido essa a concentração aqui utilizada para as três espécies de *Pinus* estudadas. De acordo com o Ministério da Agricultura (BRASIL, 2009), o corte das sementes de *Pinus* spp. em preparação para embeber em solução de tetrazólio pode ser transversal (Figura 5), a $\frac{1}{3}$ da extremidade distal, ou longitudinal (Figura 6),

lateralmente ao embrião. Inicialmente, foi realizado o corte transversal para a espécie *P. elliottii* var. *elliottii*, depois longitudinal para as outras duas espécies estudadas. Após 18 h a 30°C na solução de tetrazólio (BRASIL, 2009), as sementes foram retiradas da solução e os embriões extraídos (Figura 7 e 8) para a interpretação de sua coloração, sendo o grau de viabilidade (viável, viável não vigorosa e inviável) baseado na ilustração de Piña-Rodrigues et al. (2004, p. 290).

Figura 5. Sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* cortadas transversalmente.

Figura 6. Sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* cortadas longitudinalmente.

Figura 7. Sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* cortadas para extração do embrião.

Figura 8. Embriões de *P. caribaea* var. *hondurensis*.

Retiradas as sementes que não flutuaram no teste de flutuabilidade para a realização do teste de viabilidade por tetrazólio, restaram sementes não flutuantes, que foram testadas em relação à sua taxa de germinação (porcentagem de sementes germinadas em relação ao número de sementes colocadas para germinar, Figura 4). Assim, as sementes foram esterilizadas (lavagem com detergente TRITON - $C_{14}H_{22}O [C_2H_4O]_n$, depois em solução de hipoclorito de sódio a 0,2% e água deionizada) e colocadas para germinar em placas de Petri com papel de filtro umedecido, dentro de câmaras de germinação à temperatura de 25°C e período de iluminação de 12 h, das 6:00 às 18:00. O acompanhamento da germinação foi diário durante 20 dias e, após esse período, a cada dois até completados 90 dias. No nonagésimo dia, as sementes não germinadas foram abertas para a verificação de seu interior.

A fim de verificar a viabilidade das sementes depois de seis meses – uma vez que, na natureza, os estróbilos de *Pinus* spp. podem permanecer nas árvores muito tempo depois de seu período de dispersão e dentro deles restar sementes (viáveis ou não) – os testes de flutuabilidade, de viabilidade e de germinação foram repetidos. Desta forma, foram utilizadas sementes da mesma coleta em que foram retiradas as amostras para os testes realizados pela primeira vez, sendo mantidas em sacos de papel, em sala com ventilação e temperatura ambiente em torno dos 25°C. Em relação à repetição dos testes para *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*, as etapas foram iguais às descritas para os testes realizados pela primeira vez (Figura 4). Entretanto, para *P. caribaea* var. *hondurensis*, apesar de as etapas terem sido iguais às descritas para os testes realizados pela primeira vez (Figura 4), a quantidade de sementes utilizadas foi diferente devido à pequena quantidade de sementes restantes. Assim, para a repetição dos testes, foram utilizadas 100 sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* por réplica (4) e 300 sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* por réplica (4), ambas provenientes de Águas de Santa Bárbara, e 300 sementes de *P. oocarpa* por réplica (4), provenientes de Itirapina. Entre as sementes não flutuantes da repetição dos testes em *P. caribaea* var. *hondurensis*, foram separadas 25 sementes por réplica (4) para o teste de viabilidade e o restante de sementes não flutuantes foram colocadas para germinar. O corte de todas as sementes das três espécies para a repetição dos testes de viabilidade foi longitudinal.

Por fim, a “viabilidade total” em cada área de estudo foi calculada somando-se, por réplica, o número de sementes flutuantes indicadas como viáveis pelo tetrazólio (viável e viável não vigorosa), o número de sementes não flutuantes viáveis pelo teste de viabilidade (viável e viável não vigorosa) e o número de sementes germinadas, obtendo-se um panorama geral das 300 sementes por réplica. As taxas de viabilidade total dos testes realizados da primeira vez e repetidos depois de seis meses foram consideradas separadamente.

A análise estatística de flutuabilidade, viabilidade e germinação foi realizada no programa estatístico SAS 9.3. As análises foram realizadas para identificar diferenças entre espécies e das espécies entre as áreas de estudo. Em relação à repetição dos testes depois de seis meses, foi aplicada

análise estatística para a comparação entre os resultados apenas entre a viabilidade logo após a colheita das sementes e após seis meses de armazenamento, considerando a respectiva área de coleta da semente de cada espécie estudada. Primeiramente, os dados foram analisados quanto à homogeneidade da variância pelo teste de Box-Cox. Apresentaram homogeneidade os dados dos testes de flutuabilidade, viabilidade e germinação e da viabilidade total, mas não houve homogeneidade da variância para os dados do teste de viabilidade entre os dados das sementes recém-colhidas e as armazenadas por seis meses. Para os dados em que houve homogeneidade da variância, foi aplicada a análise de variância (ANOVA) e, em caso contrário, foi aplicada a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis. Quando houve rejeição da hipótese nula ($p < 0,05$) pela ANOVA ou pelo Kruskal-Wallis, o teste *a posteriori* de comparações múltiplas Tukey foi aplicado.

- Sobrevivência inicial

Logo após a emergência da radícula, todas as sementes germinadas de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, de ambas as áreas de estudo, foram colocadas em bandejas com mistura de terra vegetal e vermiculita ($\frac{3}{4}$ de terra vegetal e $\frac{1}{4}$ de vermiculita) para a quantificação do número de germinadas que permaneciam vivas até o estágio de plântulas, com os cotilédones visíveis (Figura 9). O mesmo procedimento foi realizado para a espécie *P. elliottii* var. *elliottii* das duas áreas de estudo, porém, com coleta de sementes realizada em abril de 2014 (ver Capítulo 3), pois as sementes germinadas do teste de germinação de *P. elliottii* var. *elliottii* foram diretamente utilizadas no experimento do crescimento. As sementes germinadas de *P. elliottii* var. *elliottii* da coleta de abril de 2014 foram separadas em réplicas, sendo cinco réplicas para Águas de Santa Bárbara (número de sementes germinadas nas réplicas = 77, 81, 86, 86 e 107) e duas para Itirapina (réplicas com 95 e 104 sementes germinadas). O período entre a germinação e o desenvolvimento da plântula com cotilédones visíveis durou por volta de uma a duas semanas. A terra vegetal onde as sementes germinadas foram colocadas apresentou as seguintes características: pH 6,0 em água, pH 5,3 em KCl, 43,5% de areia, 12,9% de silte, 25,6% de argila e 9,5% de matéria orgânica do solo.

Figura 9. Plântulas de *P. oocarpa* sem cotilédone visível (esquerda) e com cotilédone visível (direita).

A análise de dados foi realizada no programa estatístico SAS 9.3. Por meio do teste de Box-Cox, verificou-se a homogeneidade da variância para os dados das sementes germinadas que sobreviveram até o estágio de plântulas com cotilédones visíveis. Assim, os dados foram analisados para comparações entre as espécies e das espécies entre as áreas de estudo pela análise de variância (ANOVA) e pelo teste de Tukey-Kramer para dados não balanceados (devido ao número diferente de réplicas).

- Crescimento e mortalidade

O vigor de crescimento foi medido pelo comprimento do caule e pela biomassa das plântulas. As plântulas de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, em maio de 2014 e dezembro de 2013, respectivamente, das duas áreas de estudo foram sorteadas entre aquelas presentes nas bandejas da contagem da sobrevivência inicial e transferidas para sacos de mudas com substrato padronizado (mistura de $\frac{3}{4}$ de terra vegetal e $\frac{1}{4}$ de vermiculita). A terra vegetal utilizada foi de mesma origem da etapa de sobrevivência inicial. As plântulas de *P. elliottii* var. *elliottii* também foram transferidas para sacos de mudas, porém, sorteadas a partir das placas de Petri, em maio de 2013. Assim, foram acompanhadas em casa de vegetação (local com alta luminosidade e irrigação do solo controlada): 100 plântulas de *P. caribaea* var. *hondurensis* (50 de Águas de Santa Bárbara e 50 de Itirapina), 200 plântulas de *P. elliottii* var. *elliottii* (100 de Águas de Santa Bárbara e 100 de Itirapina) e 100 plântulas de *P. oocarpa* (50 de Águas de Santa Bárbara e 50 de Itirapina). O período de acompanhamento foi semanal, por 24 semanas, durante o qual, além do comprimento do caule, também foi observada a mortalidade das plântulas. A casa de vegetação utilizada localiza-se no Instituto de Biociências-USP, na cidade de São Paulo. A temperatura média na cidade de São Paulo no ano de 2013 foi de 19,3°C e no ano de 2014 foi de 20,1°C (IAG-USP, 2015).

Após o término do acompanhamento do crescimento, todas as plântulas das espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* (Figura 10), uma parte das plântulas de *P. elliottii* var. *elliottii* (35 plântulas

de Águas de Santa Bárbara e 37 de Itirapina, Figura 11) e todas as plântulas de *P. oocarpa* (Figura 12) foram retiradas dos sacos de mudas; as raízes foram lavadas com água e seu comprimento medido. Depois, as plântulas foram colocadas em estufa a 60°C por quatro dias para a pesagem da biomassa seca, da parte aérea (caule, folha/acícula e cotilédono) e da raiz. Partes da plântula, que antes de serem colocadas na estufa já estavam secas e ainda não haviam se desprendido da plântula, como cotilédones e acículas, não foram retiradas ou desconsideradas na quantificação da biomassa seca. Nas plântulas acompanhadas até os seis meses de idade, foi observado que as acículas e os cotilédones secos não se soltavam facilmente (naturalmente). Como as plântulas foram retiradas dos sacos de muda após a 24ª semana, na 26ª semana, os valores obtidos de comprimento da raiz e biomassa seca da plântula (plântula inteira, parte aérea e raiz) foram estimados para 24ª semana, a fim de facilitar as comparações com o comprimento do caule, que foi acompanhado até a 24ª semana.

Figura 10. Plântulas de *P. caribaea* var. *hondurensis* na 26ª semana, ao final do acompanhamento de seu crescimento – plantas ensacadas (esquerda) e uma plântula retirada do saco, mostrando as raízes lavadas (direita).

Figura 11. Plântulas de *P. elliottii* var. *elliottii* na 26ª semana, ao final do acompanhamento de seu crescimento – plantas ensacadas (esquerda) e uma plântula retirada do saco, mostrando as raízes lavadas (direita).

Figura 12. Plântulas de *P. oocarpa* na 26ª semana, ao final do acompanhamento de seu crescimento – plantas ensacadas (esquerda) e uma plântula retirada do saco, mostrando as raízes lavadas (direita).

Com o número de plântulas mortas, foi calculada a taxa de mortalidade; o crescimento semanal das plântulas foi avaliado por curva de crescimento, sendo considerados nessa curva apenas os indivíduos que sobreviveram até a 24ª semana. As análises estatísticas foram realizadas no programa estatístico SAS 9.3 para comparação das variáveis: comprimento do caule e da biomassa seca da plântula (plântula inteira, parte aérea e raiz) entre as espécies e das espécies entre as áreas de estudo. Primeiramente, os dados foram analisados quanto à homogeneidade da variância pelo teste de Box-Cox, que indicou homogeneidade apenas para os dados transformados, tanto para o comprimento do caule quanto para a biomassa seca da plântula. Assim, os dados transformados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) para a comparação entre as espécies e das espécies entre as áreas de

estudo. Para as comparações em que houve a rejeição da hipótese nula ($p < 0,05$) pela ANOVA, foi aplicado o teste *a posteriori* Tukey-Kramer para dados não balanceados. Os dados foram não balanceados devido à quantidade diferente de amostras de comprimento de caule e de biomassa seca das plântulas entre as espécies.

RESULTADOS

- Viabilidade e germinabilidade

Os resultados do teste de flutuabilidade indicaram que as espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliotii* var. *elliotii* possuíam as maiores proporções de sementes cheias ou que não flutuaram depois de 24 h em água, enquanto que a espécie *P. oocarpa* possuiu a maior proporção de sementes que flutuaram, em relação às sementes coletadas nas duas áreas de estudo (Tabela 1). Além disso, dentre as sementes que flutuaram, a espécie *P. oocarpa* apresentou a maior proporção de sementes internamente vazias, mais de 90% (96,4% das sementes flutuantes de Águas de Santa Bárbara e 92,7% de Itirapina). Por outro lado, dentre as sementes que flutuaram, as de *P. caribaea* var. *hondurensis* coletadas em Itirapina apresentaram a menor porcentagem de sementes vazias (52,7%) e maior de sementes categorizadas como aparentemente normais (39,4%). O mesmo não aconteceu com as sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* coletadas em Águas de Santa Bárbara que apresentou 85,8% de sementes flutuantes vazias e 8,6% aparentemente normais, dentre as sementes flutuantes. As sementes categorizadas com fungo e endosperma solto apresentaram as menores proporções dentre as sementes flutuantes, entre 0 a 7%, considerando-se as três espécies e as duas áreas de estudo. Em relação à viabilidade das sementes com endosperma solto, todas foram inviáveis pelo teste de tetrazólio e as sementes flutuantes descritas como aparentemente normais foram, na maior parte, viáveis. Entre as sementes de Águas de Santa Bárbara, as flutuantes aparentemente normais da espécie *P. caribaea* var. *hondurensis* foram 95,8% viáveis, da espécie *P. elliotii* var. *elliotii* 100% viáveis e de *P. oocarpa* 96,9% viáveis. As sementes flutuantes aparentemente normais de Itirapina foram viáveis em 91,3%, 100% e 100% para as espécies *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliotii* var. *elliotii* e *P. oocarpa*, respectivamente.

Tabela 1. Porcentagem (porcent.) e número (média $\pm$ desvio padrão) de sementes dos testes de flutuabilidade, viabilidade e germinação, além das características internas das sementes flutuantes e a viabilidade total (número de sementes da categoria aparentemente normal viáveis + viáveis e viáveis não vigorosas do teste de viabilidade + número de sementes germinadas) das sementes coletadas nas duas áreas de estudo, Águas de Santa Bárbara e Itirapina. Os testes foram realizados logo após colhidas as sementes.

Águas de Santa Bárbara							
Testes/Descrição		<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>		<i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>		<i>P. oocarpa</i>	
		Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão	Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão	Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão
Flutuabilidade	não flutuantes	78,3	235 $\pm$ 17	73,1	219 $\pm$ 16	42,3	127 $\pm$ 4
	flutuantes	21,7	65 $\pm$ 17	26,9	81 $\pm$ 16	57,7	173 $\pm$ 4
Sementes flutuantes	vazia	85,8	57 $\pm$ 18	77,4	62 $\pm$ 12	96,4	167 $\pm$ 3
	com fungo	1,9	1 $\pm$ 1	2,7	2 $\pm$ 2	0,1	0 $\pm$ 1
	endosperma solto	3,7	2 $\pm$ 2 (0% viáveis)	6,1	5 $\pm$ 2 (0% viáveis)	0,4	1 $\pm$ 1 (0% viáveis)
	aparentemente normal	8,6	5 $\pm$ 3 (95,8% viáveis)	13,8	12 $\pm$ 7 (100% viáveis)	3,0	5 $\pm$ 2 (96,9% viáveis)
Viabilidade	viável	90,3	90 $\pm$ 5	90,0	89 $\pm$ 8	95,0	95 $\pm$ 1
	viável não vigorosa	0,5	1 $\pm$ 1	0,2	0 $\pm$ 1	0,7	1 $\pm$ 1
	inviável	9,3	9 $\pm$ 4	9,8	10 $\pm$ 8	4,3	4 $\pm$ 1
Germinação	germinadas	88,8	111 $\pm$ 18	93,3	110 $\pm$ 13	93,9	25 $\pm$ 5
	não germinadas	11,2	14 $\pm$ 1	6,7	8 $\pm$ 3	6,1	2 $\pm$ 1
Viabilidade total		68,8	206 $\pm$ 19	70,3	211 $\pm$ 14	42,0	126 $\pm$ 4
Itirapina							
Testes/Descrição		<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>		<i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>		<i>P. oocarpa</i>	
		Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão	Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão	Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão
Flutuabilidade	não flutuantes	80,3	241 $\pm$ 7	75,1	225 $\pm$ 17	63,8	192 $\pm$ 15
	flutuantes	19,7	59 $\pm$ 7	24,9	75 $\pm$ 16	36,2	108 $\pm$ 15
Sementes flutuantes	vazia	52,7	32 $\pm$ 9	91,3	68 $\pm$ 16	92,7	101 $\pm$ 16
	com fungo	0,9	1 $\pm$ 1	0,8	1 $\pm$ 1	0,2	0 $\pm$ 1
	endosperma solto	7,0	4 $\pm$ 1 (0% viáveis)	2,6	2 $\pm$ 2 (0% viáveis)	0,8	1 $\pm$ 1 (0% viáveis)
	aparentemente normal	39,4	23 $\pm$ 4 (91,3% viáveis)	5,3	4 $\pm$ 2 (100% viáveis)	6,4	7 $\pm$ 2 (100% viáveis)
Viabilidade	viável	84,2	84 $\pm$ 4	92,7	93 $\pm$ 5	92,8	93 $\pm$ 4
	viável não vigorosa	0,8	1 $\pm$ 1	1,0	1 $\pm$ 1	1,3	1 $\pm$ 1
	inviável	15,0	15 $\pm$ 4	6,3	6 $\pm$ 4	6,0	6 $\pm$ 4
Germinação	germinadas	83,5	115 $\pm$ 12	92,2	114 $\pm$ 15	95,0	86 $\pm$ 13
	não germinadas	16,5	23 $\pm$ 3	7,8	10 $\pm$ 3	5,0	5 $\pm$ 4
Viabilidade total		74,0	222 $\pm$ 17	70,6	212 $\pm$ 18	62,2	187 $\pm$ 11

A ANOVA aplicada aos dados do teste de flutuabilidade mostrou que há diferença significativa nos valores de sementes não flutuantes entre as espécies estudadas, considerando-se os dados das duas áreas de estudo juntas ($F = 74,11$; $p < 0,0001$; Figura 13A). Além disso, a ANOVA mostrou que as espécies possuíam valores diferentes de sementes não flutuantes entre as áreas de estudo ($F = 12,21$; $p = 0,0004$; Figura 13B-C).

Figura 13. Porcentagem de sementes não flutuantes do teste de flutuabilidade de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P.elliotii* var. *elliotii* e *P. oocarpa* nas duas áreas de estudo juntas (A), apenas em Águas de Santa Bárbara (B) e apenas em Itirapina (C). As letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). A média para cada espécie está simbolizada pelo losango.

Por outro lado, para as sementes não flutuantes testadas nos testes de viabilidade e de germinação que se seguiram ao teste de flutuabilidade, *P. oocarpa* obteve as maiores porcentagens de sementes viáveis e germinadas, nas duas áreas de estudo (Tabela 1). Em relação às sementes coletadas em Águas de Santa Bárbara, *P. oocarpa* apresentou 95% de sementes viáveis e 93,9% de germinação; as sementes coletadas em Itirapina foram em 92,8% viáveis e 95% germinaram. *P. elliottii* var. *elliottii* coletada em Águas de Santa Bárbara apresentou 90% de viáveis e 93,3% de germinação e as sementes coletadas em Itirapina apresentaram 92,7% de viáveis e 92,2% de germinação. Apesar de, no geral, *P. caribaea* var. *hondurensis* ter apresentado as proporções mais baixas de sementes viáveis e de germinação em relação às outras espécies, houve mais de 80% de sementes viáveis e de germinação para as sementes das duas áreas de estudo. Houve, até mesmo, uma porcentagem um pouco maior de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* viáveis pelo teste de tetrazólio da coleta de Águas de Santa Bárbara em comparação à espécie *P. elliottii* var. *elliottii* da mesma área de estudo, onde 90,3% de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* foram categorizadas como viáveis. A porcentagem de sementes categorizadas como viáveis não vigorosas pelo teste de viabilidade variou de 0,2 a 1,3% considerando as sementes das três espécies estudadas coletadas nas duas áreas de estudo.

De acordo com a análise de variância, considerando os dados das duas áreas de estudo juntas, houve diferença significativa entre as espécies para as sementes viáveis, segundo o teste de viabilidade por tetrazólio ($F = 3,57$; $p = 0,0493$; Figura 14A) e também entre as espécies para as taxas de germinação ($F = 14,20$; $p = 0,0002$; Figura 14B). A análise de variância não mostrou diferença significativa das espécies entre as duas áreas de estudo, tanto para as sementes viáveis ($F = 1,54$; $p = 0,2417$) quanto para as sementes germinadas ($F = 1,94$; $p = 0,1728$).

Figura 14. Porcentagem de sementes viáveis (A) e germinadas (B) de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* duas áreas de estudo Águas de Santa Bárbara e Itirapina juntas. As letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). A média para cada espécie está simbolizada pelo losango.

Em relação à repetição dos testes de flutuabilidade, de viabilidade e de germinação depois de seis meses (Tabela 2), os resultados mostraram que as sementes armazenadas em temperatura ambiente mantiveram-se viáveis. As três espécies estudadas continuaram apresentando mais de 80% de sementes viáveis e de sementes germinadas. A ANOVA aplicada aos dados de sementes categorizadas como viáveis mostrou que não houve diferença significativa entre os resultados das sementes armazenadas por seis meses e das sementes testadas logo após colhidas, tanto considerando os dados por espécie ($F = 0,89$; $p = 0,4288$) quanto no geral, considerando os dados das três espécies juntas ($F = 0,51$; $p = 0,4830$).

Tabela 2. Porcentagem (porcent.) e número (média $\pm$ desvio padrão) de sementes testadas quanto à flutuabilidade, viabilidade e germinação, além das características internas das sementes flutuantes e a viabilidade total (número de sementes da categoria aparentemente normal viáveis + viáveis e viáveis não vigorosas do teste de viabilidade + número de sementes germinadas) das sementes seis meses após terem sido coletadas em Águas de Santa Bárbara (*) e Itirapina(**).

Repetição dos testes depois de seis meses							
Testes/Descrição		<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i> *		<i>P. elliotii</i> var. <i>elliottii</i> *		<i>P. oocarpa</i> **	
		Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão	Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão	Porcent.	Média $\pm$ desvio padrão
Flutuabilidade	não flutuantes	69,7	70 $\pm$ 4	68,9	207 $\pm$ 10	69,6	209 $\pm$ 13
	flutuantes	30,3	30 $\pm$ 4	31,1	93 $\pm$ 10	30,4	91 $\pm$ 13
Sementes flutuantes	vazia	87,5	26 $\pm$ 5	78,2	73 $\pm$ 11	93,0	84 $\pm$ 11
	com fungo	0	0	0,3	0 $\pm$ 1	0,3	0 $\pm$ 1
	endosperma solto	0,9	0 $\pm$ 1 (0% viáveis)	3,6	3 $\pm$ 2 (0% viáveis)	0,3	0 $\pm$ 1 (0% viáveis)
	aparentemente normal	11,6	3 $\pm$ 3 (86,1% viáveis)	17,9	16 $\pm$ 1 (92,2% viáveis)	6,5	6 $\pm$ 3 (85% viáveis)
Viabilidade	viável	84,0	21 $\pm$ 3	92,8	93 $\pm$ 3	90,5	90 $\pm$ 2
	viável não vigorosa	0	0	0	0	5,5	6 $\pm$ 2
	inviável	16,0	4 $\pm$ 3	7,2	7 $\pm$ 3	4,0	4 $\pm$ 1
Germinação	germinadas	93,2	34 $\pm$ 3	88,6	93 $\pm$ 8	95,0	103 $\pm$ 12
	não germinadas	6,8	2 $\pm$ 1	11,4	12 $\pm$ 2	5,0	5 $\pm$ 3
Viabilidade total		58,0	58 $\pm$ 3	67,1	201 $\pm$ 10	68,2	204 $\pm$ 9

Apesar de as três espécies estudadas apresentarem comportamento parecido em relação à velocidade de germinação, com altas taxas de germinação em poucos dias (Figura 15A-D), houve algumas diferenças. Considerando os dados das duas áreas de estudo juntas (Figura 15A), *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* apresentaram maior velocidade de germinação do que *P. elliotii* var. *elliottii*. *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* atingiram 80% de germinação em uma semana e *P. elliotii* var. *elliottii* levou quase duas semanas até atingir 80% de germinação. Além disso, *P. caribaea* var. *hondurensis* iniciou a germinação mais cedo do que as outras duas espécies. Antes do início do teste de germinação, durante as 24 h em que permaneceram embebidas em água para o teste de flutuabilidade, germinaram 0,2% e 0,4% sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, respectivamente provenientes de Águas de Santa Bárbara e Itirapina. Essa germinação de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* durante as 24 h em água não foi observada na repetição do teste depois de seis meses (Figura 15B), onde a germinação iniciou a partir do primeiro dia de acompanhamento. As sementes de *P. elliotii* var. *elliottii* (Figura 15C) e *P. oocarpa* (Figura 15D), logo após colhidas, iniciaram a germinação no segundo dia de acompanhamento e, na repetição dos testes depois de seis meses (assim como ocorreu com *P. caribaea* var. *hondurensis*), as sementes demoraram um dia a mais para iniciar a

germinação, em comparação com os testes realizados com as sementes recém colhidas. Além disso, a espécie *P. elliotii* var. *elliottii* apresentou germinação por tempo mais prolongado do que as outras espécies. A última germinação observada para *P. elliotii* var. *elliottii* foi no 70º dia (sementes de Itirapina), para *P. oocarpa* foi no 56º dia (sementes de Águas de Santa Bárbara) e 32º dia para *P. caribaea* var. *hondurensis* (sementes de Itirapina).

Figura 15. Curvas acumuladas de germinação das espécies *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliotii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*, considerando os dados das duas áreas de estudo juntas (A), sem os dados da repetição do teste depois de seis meses, e por espécie (B-D), com a curva para sementes de cada área de estudo e a inclusão da repetição depois de seis meses.

Por fim, considerando a soma de todas as sementes viáveis que passaram pelos testes de flutuabilidade, viabilidade e germinação, aqui denominada “viabilidade total” (Tabela 1), obteve-se as maiores proporções de sementes viáveis para *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliottii* var. *elliottii*. As sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliottii* var. *elliottii* coletadas em Águas de Santa Bárbara apresentaram 68,8% e 70,3% de viabilidade, respectivamente. Dentre as sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliottii* var. *elliottii* coletadas em Itirapina, 74% e 70,6% de sementes eram viáveis, respectivamente. Em relação às sementes de *P. oocarpa*, 42% das sementes de Águas de Santa Bárbara e 62,2% das sementes de Itirapina foram viáveis. De acordo com a ANOVA da viabilidade total, os dados das sementes viáveis nas duas áreas de estudo juntas apresentaram diferença significativa entre as espécies ($F = 39,17$; $p < 0,0001$; Figura 16A) e as espécies apresentaram valores diferentes entre as áreas de estudo ($F = 8,84$; $p = 0,0021$; Figura 16B-C).

Figura 16. Viabilidade total das sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P.elliotii* var. *elliotii* e *P. oocarpa*, considerando-se as duas áreas de estudo juntas (A), apenas Águas de Santa Bárbara (B) e apenas Itirapina (C). As letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). A média para cada espécie está simbolizada pelo losango. Viabilidade total = número de sementes flutuantes viáveis pelo tetrazólio + número de sementes viáveis e viáveis não vigorosas pelo teste de viabilidade + número de sementes germinadas.

- Sobrevivência inicial

A porcentagem de sementes germinadas que se desenvolveram até o estágio de plântula com cotilédones visíveis, considerando as procedentes de Águas de Santa Bárbara, foi de 96,3% ($\pm 4,9\%$) para *P. caribaea* var. *hondurensis*, 96,8% ($\pm 1,2\%$) para *P. elliotii* var. *elliotii* e 90,6% ($\pm 9,1\%$) para *P.*

oocarpa. Para aquelas coletadas em Itirapina, a porcentagem foi de 93,8% ($\pm 4,8\%$) para *P. caribaea* var. *hondurensis*, 96,9% ($\pm 1,6\%$) para *P. elliotii* var. *elliotii* e 96,8% ($\pm 0,8\%$) para *P. oocarpa*. De acordo com a ANOVA, não houve diferença significativa da porcentagem de sementes germinadas que sobreviveram até o estágio de plântula com cotilédones visíveis entre as espécies ($F = 0,70$; $p = 0,5124$; Figura 17) e os valores das espécies entre as duas áreas de estudo também não foram significativamente diferentes ($F = 1,65$; $p = 0,2210$).

Figura 17. Porcentagem de sementes germinadas, provenientes das duas áreas de estudo juntas (Águas de Santa Bárbara e Itirapina), que se desenvolveram até o estágio de plântula com cotilédones visíveis. As letras iguais indicam que não houve diferença significativa pelo teste de Tukey-Kramer ($p < 0,05$). A média para cada espécie está simbolizada pelo losango.

- Crescimento e mortalidade

Durante as 24 semanas de acompanhamento das plântulas em casa de vegetação, a espécie que apresentou o crescimento mais acelerado foi *P. caribaea* var. *hondurensis* (Figura 18A e B), seguida por *P. oocarpa* (Figura 18A e D) e, por último, *P. elliotii* var. *elliotii* (Figura 18A e C). *P. caribaea* var. *hondurensis* apresentou o mais rápido crescimento em relação às outras espécies logo no início do acompanhamento do crescimento. Na primeira semana de observação, as plântulas de *P. caribaea* var. *hondurensis* já apresentavam comprimento do caule em torno de 5 cm. Por outro lado, *P. elliotii* var.

elliottii e *P. oocarpa* apresentaram comprimento do caule por volta de 2,5 cm na primeira semana de observação. Ao final do acompanhamento, na 24ª semana, *P. caribaea* var. *hondurensis* continuou com o maior comprimento do caule, com média de mais de 21 cm, considerando-se as duas áreas de estudo (Tabela 3), seguida por *P. oocarpa* (Águas de Santa Bárbara: 15 cm; Itirapina: 13 cm) e, por último, *P. elliottii* var. *elliottii*, com média um pouco maior que 9 cm. Apesar de a medida do comprimento da raiz fresca não ter seguido a mesma ordem de crescimento entre as espécies estudadas, onde *P. oocarpa* obteve o maior comprimento da raiz (Tabela 3), a biomassa seca das plântulas – tanto da plântula inteira quanto da parte aérea e da raiz – seguiu a ordem de maiores valores para *P. caribaea* var. *hondurensis* e menores para *P. elliottii* var. *elliottii*. A razão raiz:parte aérea (Tabela 3) da biomassa seca das plântulas demonstrou que, nessa fase da vida, todas as espécies estudadas investiram mais na biomassa da parte aérea do que para a parte subterrânea (raiz), onde os valores da razão raiz:parte aérea para as três espécies foram menores que 1. Observa-se que *P. oocarpa* investe um pouco mais em raiz que as outras duas espécies, apresentando o valor médio de 0,6 para a razão raiz:parte aérea, enquanto *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliottii* var. *elliottii* apresentaram valores médios de 0,5 para menos.

Figura 18. Crescimento das plântulas pelo comprimento do caule de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliotii* var. *elliotii* e *P. oocarpa* em casa de vegetação: (A) com as três espécies e dados das duas áreas de estudo juntas (sementes provenientes de Águas de Santa Bárbara e Itirapina); (B-D) por espécie e por área de estudo.

Tabela 3. Comprimento fresco e biomassa seca (média $\pm$ desvio padrão) de plântulas de *Pinus* spp. em 24 semanas de acompanhamento em casa de vegetação. Sementes provenientes de Águas de Santa Bárbara e Itirapina. Observação: o número de amostras para *P. elliottii* var. *elliottii* variou entre o comprimento do caule e os demais parâmetros, para as plântulas das duas áreas de estudo.

Parâmetro	Águas de Santa Bárbara			Itirapina		
	<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i> (n = 42)	<i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i> (n = ¹ 76 e ² 35)	<i>P. oocarpa</i> (n = 48)	<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i> (n = 42)	<i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i> (n = ³ 80 e ⁴ 37)	<i>P. oocarpa</i> (n = 44)
Comprimento do caule (cm)	21,8 $\pm$ 4,2	¹ 9,6 $\pm$ 2,5	15,0 $\pm$ 7,3	21,5 $\pm$ 4,9	³ 9,1 $\pm$ 1,9	13,1 $\pm$ 6,5
Comprimento da raiz (cm)	32,6 $\pm$ 8,5	² 22,0 $\pm$ 9,2	38,3 $\pm$ 11,3	32,0 $\pm$ 8,8	⁴ 29,2 $\pm$ 9,4	35,6 $\pm$ 8,9
Biomassa da plântula inteira (g)	3,8 $\pm$ 1,1	² 0,6 $\pm$ 0,3	1,4 $\pm$ 0,7	4,2 $\pm$ 1,4	⁴ 0,7 $\pm$ 0,3	1,5 $\pm$ 0,8
Biomassa da parte aérea (g)	2,9 $\pm$ 0,8	² 0,4 $\pm$ 0,2	0,9 $\pm$ 0,5	3,1 $\pm$ 1,1	⁴ 0,5 $\pm$ 0,2	0,9 $\pm$ 0,5
Biomassa da raiz (g)	1,0 $\pm$ 0,4	² 0,1 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,4	⁴ 0,2 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,3
Raiz: parte aérea (g)	0,3 $\pm$ 0,1	² 0,3 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1	⁴ 0,5 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,2

A ANOVA dos dados de comprimento do caule mostrou que houve diferença significativa entre as espécies, considerando-se os dados das duas áreas de estudo juntas ($F = 168,71$; $p < 0,0001$; Figura 19) e não houve diferença entre os valores das espécies entre as áreas de estudo ($F = 0,43$; $p = 0,6516$). Da mesma forma, houve diferença significativa entre as espécies (dados das duas áreas de estudo juntas) para a biomassa seca da plântula inteira ($F = 321,26$; $p < 0,0001$, Figura 20A), da biomassa seca da parte aérea ($F = 372,51$; $p < 0,0001$, Figura 20B) e da biomassa seca da raiz ($F = 194,82$; $p < 0,0001$, Figura 19C) e não houve diferença nos valores de biomassa seca das espécies entre as áreas de estudo para a plântula inteira ($F = 0,18$; $p = 0,8365$), para a parte aérea ($F = 0,15$; $p = 0,8567$) e para a raiz ($F = 2,08$; $p = 0,1271$).

Figura 19. Comprimento do caule de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* em casa de vegetação na 24ª semana de acompanhamento. As letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey-Kramer ($p < 0,05$). A média para cada espécie está simbolizada pelo losango.

Figura 20. Biomassa seca das plântulas de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* em casa de vegetação na 24ª semana de acompanhamento, da plântula inteira (A), da parte aérea (B) e da raiz (C). As letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey-Kramer ($p < 0,05$). A média para cada espécie está simbolizada pelo losango.

A taxa de mortalidade (Tabela 4) das plântulas em casa de vegetação, até a 24ª semana, foi maior para *P. elliottii* var. *elliottii*, seguida por *P. caribaea* var. *hondurensis* e, por último, *P. oocarpa*. A mortalidade foi de 24% para *P. elliottii* var. *elliottii* de Águas de Santa Bárbara e 20% de Itirapina, de 16% para *P. caribaea* var. *hondurensis* de cada área de estudo e de 4% para *P. oocarpa* de Águas de Santa Bárbara e 12% de Itirapina. A maior parte da mortalidade de plântulas das três espécies

ocorreu nas primeiras semanas de desenvolvimento, especialmente até a terceira semana. Em relação ao período máximo em que foram registradas as últimas mortalidades, a última plântula morta registrada para *P. caribaea* var. *hondurensis* foi na 12ª semana em relação às plântulas de Águas de Santa Bárbara e 10ª de Itirapina, na 13ª semana para *P. elliottii* var. *elliottii* de Águas de Santa Bárbara e de Itirapina na 9ª semana, os 4% de mortalidade de *P. oocarpa* de Águas de Santa Bárbara ocorreu na primeira semana e os 12% de mortalidade das plântulas de *P. oocarpa* de Itirapina ocorreu até a 4ª semana.

Tabela 4. Taxa de mortalidade e período (semana) em que houve a última mortalidade registrada. Plântulas de sementes provenientes de duas áreas de estudo acompanhadas durante 24 semanas em casa de vegetação.

Área de estudo	Espécie	Número de amostras	Taxa de mortalidade (%)	Registro da última plântula morta (semana)
Águas de Santa Bárbara	<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>	50	16	12
	<i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>	100	24	13
	<i>P. oocarpa</i>	50	4	1
Itirapina	<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>	50	16	10
	<i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>	100	20	9
	<i>P. oocarpa</i>	50	12	4

DISCUSSÃO

Os resultados demonstraram que *P. elliottii* var. *elliottii* não é mais invasiva do que *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* pela maior viabilidade e germinabilidade das sementes, pela alta sobrevivência inicial das plântulas e nem pelo maior vigor de crescimento. As análises estatísticas indicaram resultados semelhantes de viabilidade e de germinação entre *P. oocarpa* e *P. elliottii* var. *elliottii*, da flutuabilidade e viabilidade total entre *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliottii* var. *elliottii* e semelhança entre as três espécies estudadas em relação à sobrevivência inicial. Além disso, *P. caribaea* var. *hondurensis* apresentou o maior vigor de crescimento em comparação com as outras duas espécies. Portanto, como *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* apresentaram produção de sementes viáveis e seus descendentes não possuíram dificuldade em se desenvolver, essas espécies também têm condições de se tornar invasoras, assim como, *P. elliottii* var. *elliottii* é invasora em fisionomias abertas de cerrado. Nesse caso, outros fatores ambientais – como distúrbios (fogo, desmatamento etc.) e competição com plantas herbáceas (RICHARDSON & BOND, 1991) –, além de tempo de residência (REJMÁNEK, 1999; RICHARDSON et al., 1994) e pressão de propágulos (ver Capítulo 3) poderão ser determinantes na invasão.

De acordo com Rejmánek (1999), espécies exóticas podem não apresentar comportamento invasor em 100 anos, mas podem tornar-se invasoras depois de até 300 anos após sua introdução em

novo ambiente, havendo registros de prolongados atrasos entre introdução e invasão para plantas herbáceas (até 80 anos) e arbóreas (150 anos ou mais; PYSEK & RICHARDSON, 2008). Prolongados atrasos na explosão populacional das espécies invasoras podem ser causados por fatores ambientais relacionados a mudanças que favorecem as espécies exóticas e por fatores genéticos de adaptação da espécie exótica no novo ambiente (CROOKS & SOULÉ, 1999). Considerando que modelos baseados em clima conseguem prever áreas de risco de invasão por *Pinus* (NUÑEZ & MEDLEY, 2011), ou seja, que o clima é determinante na distribuição dessas espécies, as mudanças climáticas recentes podem alterar o seu comportamento no ambiente não nativo. Previsões das mudanças climáticas indicam, por exemplo, que as alterações na precipitação e na temperatura podem aumentar as populações de plantas exóticas, alterar a dominância na comunidade pelo aumento de herbáceas invasoras e favorecer espécies com rápida dispersão, como os *Pinus* invasores, mas também há cenários que indicam a possibilidade de diminuição da amplitude de distribuição de algumas espécies invasoras (DUKES & MOONEY, 1999). As espécies de *Pinus* introduzidas no Brasil podem ser favorecidas pelas mudanças climáticas caso apresentem rápida adaptação. *P. taeda*, invasora no sul do Brasil, por exemplo, apresenta rápida evolução como influência da temperatura e precipitação do local de introdução, onde os descendentes, indivíduos do processo de invasão no gradiente de expansão, foram geneticamente diferentes conforme a distância em relação ao plantio com indivíduos introduzidos (ZENNI et al., 2014).

Além do fato de as três espécies estudadas (*P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*) possuírem sementes pequenas e com pouca massa – o que é uma das três características mais importantes na separação entre espécies de *Pinus* invasoras e não invasoras (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996) –, outras características das sementes, verificadas durante as análises deste estudo colaboram para o potencial invasor: alta porcentagem de germinação e capacidade de dormência. Considerando que sementes mais vigorosas possuem germinação mais rápida (VIEIRA & CARVALHO, 1994 apud PIÑA-RODRIGUES et al., 2004), as três espécies estudadas mostraram ser vigorosas, pela alta porcentagem de germinação em poucos dias, principalmente *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*. A repetição do teste de germinação depois de seis meses demonstrou que esse vigor quase não foi alterado passado esse tempo de armazenamento. Por outro lado, verificou-se que algumas sementes das três espécies estudadas demoraram mais para germinar, mesmo em condições favoráveis, o que pode ser caracterizado por dormência (BEWLEY, 1997; CARDOSO, 2004). Houve germinação de sementes das três espécies estudadas mesmo após um mês em ambiente favorável e, dentre as três espécies estudadas, *P. elliottii* var. *elliottii* apresentou maior grau de dormência, maior prolongamento da germinação ao longo do período de acompanhamento e germinação mais de dois meses após o início do teste. A dormência pode ser causada pelo tipo de tegumento entre outros fatores (ver BEWLEY, 1997; CARDOSO, 2004) e, provavelmente, a maior espessura do tegumento das sementes de *P. elliottii* var. *elliottii*, em

comparação às outras duas espécies, observada durante os cortes das sementes, pode ser a causa de sua maior dormência. A estrutura do tegumento pode, por exemplo, dificultar a permeabilidade de água e/ou gases (CARDOSO, 2004). A dormência evita que todas as sementes germinem ao mesmo tempo (CARDOSO, 2004), podendo diminuir perdas de indivíduos na ocorrência de condições ambientais desfavoráveis às plântulas. Para acelerar a germinação de sementes de algumas espécies de *Pinus*, recomendam-se tratamentos pré-germinativos de estratificação no frio (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008; BRASIL, 2009).

A razão raiz:parte aérea das plântulas das três espécies de *Pinus* estudadas demonstrou maior alocação de biomassa para parte aérea do que para a raiz. Moreira e Klink (2000), por outro lado, encontraram maior alocação da biomassa para a raiz para a maioria das plântulas de espécies arbóreas de Cerrado estudadas (plântulas com 150 dias). Assim, investindo mais na parte aérea, as espécies de *Pinus* podem obter maior sucesso na competição por luz em relação às espécies que investem mais em raiz. As espécies que priorizam alocação da biomassa para a raiz competem mais por nutrientes do solo e o fato de que as espécies do gênero *Pinus* são pouco exigentes em relação a nutrientes no solo, crescendo em solos pobres (ECKENWALDER, 2009), pode favorecer-las, em detrimento de espécies nativas do Cerrado. Além disso, Grotkopp et al. (2002) verificaram que as espécies de *Pinus* com crescimento (taxa de crescimento relativo) mais rápido foram associadas à maior invasividade. O sucesso da espécie invasora *P. elliottii* var. *elliottii* é favorecido, principalmente, em áreas permanentemente úmidas do Cerrado (ZANCHETTA & DINIZ, 2006). Nesses casos, o sucesso no estabelecimento dos indivíduos de *P. elliottii* var. *elliottii* deve-se tanto por seu investimento no crescimento da parte aérea para captação de luz quanto pela não dependência de solos ricos em nutrientes, somados à disponibilidade constante de água. Portanto, o fato de as espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* terem apresentado crescimento mais acelerado da parte aérea do que *P. elliottii* var. *elliottii* pode indicar que, se *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* tornarem-se invasoras, poderão ser ainda mais agressivas do que *P. elliottii* var. *elliottii*.

Este estudo não comprovou a maior invasividade de *P. elliottii* var. *elliottii* devida à maior viabilidade e germinabilidade de suas sementes, à maior sobrevivência logo após a germinação ou ao maior vigor de crescimento das plântulas, em comparação com *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, como sugerido na hipótese de trabalho. Porém, demonstrou que as duas últimas espécies citadas, apesar de ainda não serem invasoras em fisionomias abertas do Cerrado paulista, possuem potencial para se tornarem. Por isso, recomenda-se atenção e/ou manejo aos plantios próximos às áreas de conservação de Cerrado, assim como um planejamento no uso das terras a fim de se evitar novos reflorestamentos de *Pinus* spp. próximos a essas áreas de conservação.

Além disso, são necessários estudos com outras espécies de *Pinus* para avaliar seu potencial invasor no Cerrado, uma vez que, por exemplo, a espécie cultivada no Brasil – *P. patula* – já foi registrada como invasora em outros países (RICHARDSON & BOND, 1991; RICHARDSON et al.,

1994; RICHARDSON & REJMÁNEK, 2004). Assim como destacado por Alpert et al. (2000), também é necessário considerar-se a importância das interações entre as espécies invasoras e o ambiente invadido – assunto do próximo capítulo desta dissertação – para buscar explicações sobre as diferenças entre espécies quanto à sua eficiência na invasão de novos ambientes.

CONCLUSÕES

Este estudo permitiu as seguintes conclusões:

- A maior invasividade de *P. elliotii* var. *elliotii* em comparação com as espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* não é devida à maior viabilidade e germinabilidade de suas sementes, nem ao maior vigor de crescimento de suas plântulas.
- As taxas de viabilidade, germinação e crescimento de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* conferem-lhes potencial para se tornarem invasoras; fatores ambientais poderão ser determinantes.
- As três espécies estudadas possuem alta porcentagem de germinação e crescimento acelerado das plântulas o que contribui para o potencial invasivo em ambientes de Cerrado.
- Algumas estratégias, como a dormência de sementes – principalmente de *P. elliotii* var. *elliotii* – e o crescimento acelerado de plântulas, especialmente para *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, podem facilitar a invasão em ambientes naturais.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R. de; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, v. 4, n. 2-3, p. 269-278, 2011.
- ALMEIDA, R.S. de; CIELO-FILHO, R.; SOUZA, S.C.P.M. de ; AGUIAR, O.T. de ; BAITELLO, J.; PASTORE, J.A.; KANASHIRO, M.M.; MATTOS, I.F. de A. ; FRANCO, G.A.D.C.; LIMA, C.R. de. Campo sujo úmido: fisionomia de cerrado ameaçada pela contaminação de *Pinus elliottii* Engelm. na Estação Ecológica de Itapeva, estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v. 22, n. 1, p. 71-91, jun. 2010.
- ALPERT, P.; BONE, E.; HOLZAPFEL, C. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 3, n. 1, p. 52-66, 2000.
- BECHARA, F.C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. 2003. 136 p. Dissertação (mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003.
- BEWLEY, J.D. Seed Germination and dormancy. **The Plant Cell**, Ontario, v. 9, p. 1055-1066, 1997.
- 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.
- BRASIL. **Regras para análise de sementes**. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento/Assessoria de Comunicação Social, 2009. 399 p.
- CARDOSO, V.J.M. Dormência: estabelecimento do processo. In: FERREIRA, A.G.; BORGUETTI, F. (org.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 95-123.
- CRONK, Q.C.B.; FULLER, J.L. **Plant Invaders**. London: Chapman & Hall, 1995, 241 p.
- CROOKS, J.A.; SOULÉ, M.E. Lag times in population explosions of invasive species: Causes and implications. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 103-125.
- DUKES, J.S.; MOONEY, H.A. Does global change increase the success of biological invaders? **Tree**, v. 14, n. 4, p. 135-139, 1999.
- DURIGAN, G. (coord). **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Assis – SP**. Instituto Florestal. 172 p. 2010.

ECKENWALDER, J.E. **Conifers of the world: the complete reference**. Portland/London: Timber Press, 2009. p. 398-485.

FALLEIROS, R.M.; ZENINI, R.D.; ZILLER, S.R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em Campos de Altitude do Parque Estadual Pico do Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 1, p. 123-134, 2011.

FARJON, A. *Pinus*. In: FARJON, A. **A handbook of the world's conifers**. Leiden-Boston: Brill, 2010. V. 2, p. 608-770.

FERRARI, M.P. **Beneficiamento e armazenamento de sementes de algumas espécies de *Pinus***. Colombo: FINEP e EMBRAPA, 2003, 4p. (Circular Técnica 69)

GROTKOPP, E.; REJMÁNEK, M.; ROST, T.L. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*Pinus*) species. **The American Naturalist**, v. 159, n. 4, p. 396-419, 2002.

IAG-USP – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da USP – Estação Meteorológica, boletins e relatórios mensais. Disponível em: < <http://www.estacao.iag.usp.br/boletim.php> > . Acesso em: 7 abr 2015.

KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário Florestal das Áreas Reflorestadas do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2002. 184 p.

KRONKA, F.J.N.; BERTOLANI, F.; PONCE, R.H. **A cultura do *Pinus* no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2005. 160 p.

KRUGMAN, S.L.; JENKINSON, J.L. *Pinus* L. In: BONNER, F.T.; KARRFALT, R.P. **The Woody plant seed manual**. Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook nº 727, 2008. p. 809-846.

KRUGMAN, S.L.; JENKINSON, J.L. *Pinus* L. In: SCHOPMEYER, C.S. (coord). **Seeds of Woody plants in the United States**. Washington: Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook nº 450, 1974. p. 598-638.

LEDGARD, N. The spread of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, v. 141, p. 43-57, 2001.

MATTOS, J.R. **Espécies de pinus cultivados no Brasil**. São Paulo: Grupo Editorial Chácaras e Quintais, [s.d]. 133 p.

MELO, A.C.G. de; DURIGAN, G. (Coords). **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara**. Instituto Florestal. 222 p. 2011.

- MONTEIRO, C.H.B.; PRADO, B.H.S. do; DIAS, A.C. (coord). **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Angatuba – SP**. Instituto Florestal. 255 p. 2009.
- MOREIRA, A.G.; KLINK, C.A. Biomass allocation and growth of tree seedling from two contrasting brazilian savannas. **Ecotropicos**, v. 13, n. 1, p. 43-51, 2000.
- NUÑEZ, M.A.; MEDLEY, K.A. Pine invasions: climate predicts invasion success; something else predicts failure. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 703-713, 2011.
- PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B.; PEIXOTO, M.C. Testes de qualidade. In: FERREIRA, A.G.; BORGHETTII, F. **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 283-297.
- PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M. Invasive plants. In: JORGENSEN, S.E.; FATH, B.D. (ed.). **Encyclopedia of Ecology**, Ecological Engineering. V. 3. Oxford: Elsevier, 2008. P. 2011-2020.
- REJMÁNEK, M. Invasive plant species and invasible ecosystems. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 79-102.
- REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.
- RICHARDSON, D.M. Commercial forestry and agroforestry as sources of invasive alien trees and shrubs. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 237-257.
- RICHARDSON, D.M.; BOND, W.J. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. **The American Naturalist**, Chicago, v. 137, n. 5, p. 639-668, 1991.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93-107, 2000.
- RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 321 – 331, 2004.
- RICHARDSON, D.M.; WILLIAMS, P.A.; HOBBS, R.J. Pine Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invadability. **Journal of Biogeography**, v. 21, n. 5, p. 511-527, 1994.
- SAS – Statistical Analysis System. SAS software, version 9.3. SAS Institute Inc.
- SIMBERLOFF, D.; NUÑEZ, M.A.; LEDGARD, N.J.; PAUCHARD, A.; RICHARDSON, D.M.; SARASOLA, M.; VANWILGEN, B.W.; ZALBA, S.M.; ZENNI, R.D.; BUSTAMANTE, R.; PEÑA,

E.; ZILLER, S.R. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. **Austral Ecology**, v. 35, p. 489-504, 2010.

ZANCHETTA, D.; DELGADO, J.M.; SILVA, C.E.F.; REIS, C.M.; SILVA, D.A.; LUCA, E.F.; FERNANDES, F. de S.; DUTRA-LUTGENS, H.; TANNUS, J.L.S.; PINHEIRO, L. de S.; MARTINS, M.R.; SAWAYA, R. **Plano de manejo integrado – Estações Ecológica e Experimental de Itirapina – SP**. 1ª Revisão. Instituto Florestal. 247 p. 2006.

ZANCHETTA, D.; DINIZ, F.V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, p. 1-14, 2006.

ZENNI, R.D.; BAILEY, J.K.; SIMBERLOFF, D. Rapid evolution and range expansion of an invasive plant are driven by provenance-environment interactions. **Ecology Letters**, v. 17, p. 727-735, 2014.

ZILLER, S.R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2000. 268 p. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

Capítulo 2

Suscetibilidade de ambientes do Cerrado à invasão por *Pinus* spp.

INTRODUÇÃO

Para que uma planta exótica se torne invasora num novo ambiente, diversos fatores estão envolvidos, como características da própria espécie (invasividade), do ambiente (invasibilidade), a intensidade em que o ser humano colabora indiretamente para a dispersão através dos plantios e mudanças que ocorrem com as espécies e com o ambiente ao longo do tempo (REJMÁNEK, 1999; RICHARDSON, 1999; RICHARDSON & PYSEK, 2006).

A invasibilidade, ou seja, a suscetibilidade do ambiente à invasão, está relacionada à taxa de mortalidade das espécies exóticas devida às propriedades dos ecossistemas, que têm efeito sobre essas espécies através do clima, tipo e nível de distúrbio, características das espécies da comunidade nativa e outras propriedades que podem conferir resistência à invasão (LONSDALE, 1999). O clima é um fator capaz de prever o potencial de distribuição de espécies invasoras (NUÑEZ & MEDLEY, 2011), possibilitando as condições ideais para o metabolismo e desenvolvimento dessas espécies – ou seja, atuando diretamente –, mas também pode atuar indiretamente, interferindo nas interações biológicas, como por exemplo, favorecendo a ação de patógenos (RICHARDSON & BOND, 1991). A influência de distúrbios, naturais ou provocados pelo homem, pode favorecer a invasão por estimular a dispersão de sementes, criar condições ambientais mais adequadas para o crescimento de plântulas e eliminar outras plantas competidoras dominantes e mais vigorosas (RICHARDSON & BOND, 1991). Além desses fatores abióticos, os estresses ambientais podem afetar negativamente a invasibilidade pela baixa disponibilidade de recursos e presença de componentes tóxicos no ambiente (ALPERT et al., 2000).

A teoria dos recursos flutuantes prevê maior ou menor invasão conforme varia a disponibilidade de recursos – como luz, água e nutrientes – sendo a comunidade mais suscetível à invasão quando há aumento na quantidade de recursos não utilizados e, assim, as invasoras encontram maior sucesso devido à menor competição por recursos com as espécies residentes (DAVIS et al., 2000). A competição com as espécies residentes é um fator biótico do ambiente que influencia na suscetibilidade à invasão por plantas, assim como a herbivoria, patógenos e outros agentes biológicos (RICHARDSON & BOND, 1991). No geral, aparentemente, ambientes xéricos são exemplos de baixa suscetibilidade à invasão pela resistência abiótica, sendo ambientes desfavoráveis à germinação e sobrevivência de plântulas de espécies introduzidas, e ambientes terrestres úmidos são exemplos de baixa possibilidade de invasão pela resistência biótica, por causa da alta biomassa das espécies residentes e presença de espécies altamente competitivas (REJMÁNEK, 1999; PYSEK & RICHARDSON, 2008).

Diferentes formas de vida são capazes de invadir diferentes ambientes, não havendo uma única forma de vida capaz de invadir todos os tipos de habitat (ALPERT et al., 2000). No caso do gênero *Pinus*, composto em sua maior parte por espécies arbóreas (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008), os ambientes mais facilmente invadidos são os que possuem forma de crescimento

dominante diferente dos *Pinus*, ou seja, as fisionomias campestres (RICHARDSON & BOND, 1991). De acordo com Richardson et al. (1994), os ambientes mais invadidos por *Pinus* spp., em ordem decrescente, são: solo exposto, dunas, ambientes campestres, ambientes arbustivos e floresta. Além disso, os ambientes mais abertos favorecem a invasão por espécies do gênero *Pinus* pelo fato de essas espécies serem tipicamente pioneiras e se estabelecem onde há alta intensidade de luz (ECKENWALDER, 2009). No Brasil, os registros de invasão por *Pinus* se concentram em fisionomias mais abertas das regiões sul e sudeste do país, como em campos no Paraná (FALLEIROS et al., 2011; ZILLER, 2000), em restingas de Santa Catarina (BOURSCHEID & REIS, 2010) e em cerrados no estado de São Paulo (e.g., ABREU & DURIGAN, 2011; ZANCHETTA & DINIZ, 2006). No estado de São Paulo, a espécie invasora é *P. elliottii* (e.g., ABREU & DURIGAN, 2011; ZANCHETTA & DINIZ, 2006), que acaba por dominar o local invadido, diminuindo a sua biodiversidade (ABREU & DURIGAN, 2011). Em países como África do Sul, Nova Zelândia e Austrália, a invasão por coníferas é mais antiga do que no Brasil, havendo registros de impactos sobre a diversidade, hidrologia, solo e frequência do fogo (SIMBERLOFF et al., 2010).

Entre as coníferas, há 36 espécies invasoras no mundo, 28 apenas na família Pinaceae e, dentre elas, 21 invasoras pertencem ao gênero *Pinus* (RICHARDSON & REJMÁNEK, 2004). Além disso, a invasão por *Pinus* é, em geral, relacionada ao seu intenso plantio (SIMBERLOFF et al., 2010), pois, por serem economicamente importantes, muitas espécies de *Pinus* foram intensamente introduzidas em diversas áreas distantes de sua abrangência natural (RICHARDSON et al., 1994; REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). O fato de *P. elliottii* ter sido a espécie mais plantada no estado de São Paulo (68.590 ha, KRONKA et al., 2002) corrobora a observação de que a invasão é relacionada ao intenso plantio (SIMBERLOFF et al., 2010). Porém, outras espécies de *Pinus* também são cultivadas no Estado. A segunda e a terceira espécies de *Pinus* mais cultivadas no estado de São Paulo são *P. oocarpa* (12.209 ha) e *P. caribaea* var. *hondurensis* (9.637 ha), respectivamente (KRONKA et al., 2002). Apesar disso, não há registro de invasão tanto para *P. caribaea* var. *hondurensis* quanto para *P. oocarpa* no Cerrado paulista. Em relação às suas distribuições naturais, a espécie *P. elliottii* é nativa dos Estados Unidos e as espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* possuem distribuição parecida (FARJON, 2010). A primeira é nativa do México, Belize, Guatemala, Honduras e Nicarágua (FARJON, 2010); *P. oocarpa* é nativa no México, Guatemala, Honduras, El Salvador e Nicarágua (FARJON, 2010).

Na investigação sobre o potencial invasivo dessas três espécies de *Pinus* (Capítulo 1), as sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* e de *P. oocarpa* apresentaram alta viabilidade e suas plântulas, maior vigor de crescimento que *P. elliottii* var. *elliottii*. Ou seja, *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* têm condições, conforme esses parâmetros, de se tornarem invasoras. *P. caribaea*, por exemplo, é considerada invasora na Austrália e no arquipélago de Nova Caledônia (RICHARDSON & REJMÁNEK, 2004). Então, resta descobrir se seriam as condições *in situ*

determinantes do maior sucesso de *P. elliottii* var. *elliottii* em relação às espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*. Há, portanto, necessidade do conhecimento da capacidade de germinação dessas espécies em campo para que estratégias de planejamento do uso das terras e de manejo ecológico de invasoras possam ser estabelecidas com segurança e sucesso.

O objetivo deste estudo foi entender a invasibilidade de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* em fisionomias campestres numa unidade de conservação em Cerrado, a Estação Ecológica de Santa Bárbara. Assim, foram testadas as hipóteses:

1. O grau de umidade do solo é determinante na suscetibilidade do ambiente à invasão por *Pinus* spp.
2. As espécies de *Pinus* testadas (*P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*) respondem diferentemente às condições de umidade do solo quanto à germinação.
3. Em fisionomias campestres, locais cobertos por vegetação são menos suscetíveis à invasão por *Pinus* spp. em comparação com os ambientes de solo exposto.

MATERIAL E MÉTODOS

- Área de estudo

A Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB, Figura 1) é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral. Possui 2.712 ha e localiza-se no município de Águas de Santa Bárbara, região sudoeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 22°46' a 22°41'S e 49°16' a 49°10'W (MELO & DURIGAN, 2011). O clima regional é quente e úmido, com inverno seco. Dados climatológicos registrados na Estação Meteorológica de Manduri, a 20 km da EEcSB, mostram que os meses mais frios (junho e julho) possuem temperatura média em torno dos 17°C, o mês mais quente (fevereiro) ultrapassa os 22°C e a precipitação anual fica entre 1.000 e 1.300 mm (MELO & DURIGAN, 2011). A maior parte da EEcSB é composta por diferentes fisionomias de Cerrado, porém, também encontram-se na área: floresta estacional semidecidual, mata ciliar, floresta paludícola e reflorestamentos de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (MELO & DURIGAN, 2011).

Em área adjacente à EEcSB, localiza-se a Floresta Águas de Santa Bárbara (FASB), uma área do governo não incluída dentro das categorias de unidades de conservação previstas na legislação brasileira (Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, lei 9.985/2000). A FASB possui plantios de *Pinus* spp. e, futuramente, deverá ser anexada à EEcSB, conforme recomendações do plano de manejo da EEcSB (MELO & DURIGAN, 2011). Juntas, a EEcSB e a FASB (Figura 1), possuem área de reflorestamento de *Pinus* spp. com aproximadamente 373,30 ha de *P. oocarpa*, 318,50 ha de *P. elliottii* var. *elliottii*, 118,40 ha de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 91,50 ha de *P. caribaea* var. *bahamensis*, 16,60 ha de *P. caribaea* var. *caribaea*, 9,20 ha de *P. kesiya*, 4,20 ha de *P. taeda* e 2,00 ha de *P. patula*.

Apesar de haver o registro da invasão apenas por *P. elliotti* var. *elliottii*, na EECSB (e.g. ABREU & DURIGAN, 2011), a presença de alguns indivíduos de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* em meio ao Cerrado foi observada pelo funcionário Carlos R. da Silva (comunicação pessoal, 2014) durante manejo dos *Pinus* spp. dentro da área de conservação, porém, a idade das árvores, localização e presença de estróbilos não foram registrados.

Figura 1. Localização da Estação Ecológica de Santa Bárbara e da Floresta de Águas de Santa Bárbara, com a indicação das espécies presentes nos plantios.

- Experimentos

Para verificar a invasibilidade de diferentes ambientes em relação à germinação de três espécies de *Pinus* (*P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*), foram realizadas as seguintes etapas: (a) coleta de sementes; (b) testes de germinação em laboratório para o conhecimento do efeito da luz sobre a germinação das sementes das três espécies, a fim de estimar o efeito da vegetação sobre a germinação, em campo, pela competição por luz; (c) delimitação e semeadura, em campo, das três espécies estudadas em ambientes com diferentes graus de umidade; e (d) análises de dados.

a) Coleta das sementes

As sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* foram coletadas por meio de estróbilos maduros. Assim, em fevereiro de 2014 foram coletados estróbilos de *P. caribaea* var. *hondurensis*, no município de Itirapina (Estação Experimental de Itirapina) e, em abril de 2014, de *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*, em Águas de Santa Bárbara (EEcSB e FASB).

A abertura dos estróbilos para a obtenção de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliottii* var. *elliottii* ocorreu em local ventilado, sob temperatura ambiente (em torno de 25°C). Por outro lado, a abertura dos estróbilos de *P. oocarpa* ocorreu apenas em estufa a 50°C, com acompanhamento diário para a coleta das sementes, durante uma semana.

b) Teste de germinação, em laboratório

Pouco tempo antes de serem semeadas em campo, as sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* foram testadas em laboratório (em setembro de 2014), a fim de se obter a porcentagem de germinação de cada espécie e testar o efeito da luz sobre a germinação, em situação de claro e escuro (descritas a seguir). Com isso, pretendeu-se estimar a ação da cobertura por vegetação, em campo, sobre a germinabilidade das espécies.

As sementes foram esterilizadas (lavagem com detergente TRITON - $C_{14}H_{22}O [C_2H_4O]_n$, depois em solução de hipoclorito de sódio a 0,2% e água deionizada) e colocadas para germinar em placas de Petri com papel de filtro umedecido, dentro de câmaras de germinação à temperatura de 25°C. Foram realizadas quatro réplicas com 25 sementes por espécie, em situação de claro e escuro. No claro, as sementes ficaram em câmara de germinação com iluminação por 12 h, das 6:00 às 18:00. Na situação em escuro, as sementes ficaram na mesma câmara de germinação, mas as placas de Petri foram envolvidas por duas camadas de papel alumínio, para evitar a entrada de luz. O período de acompanhamento foi semanal, durante seis semanas, e a contagem das sementes germinadas do experimento no escuro foi feita em sala escura, sob luz verde. Após as seis semanas, as sementes do experimento no escuro foram acompanhadas por mais seis semanas, sem o papel alumínio que impedia a entrada de luz, em câmara de germinação, com período de iluminação de 12 h, das 6:00 às

18:00 h, para observar se germinavam. As sementes não germinadas e internamente vazias das duas situações – claro e escuro – foram contabilizadas. Apenas os dados de germinação do acompanhamento até a sexta semana foram utilizadas para as análises estatísticas.

c) Delimitação e semeadura, em campo

c1) Tratamentos

Com a finalidade de testar diferentes graus de umidade do solo como determinante da suscetibilidade do ambiente à invasão por *Pinus* spp., foram escolhidas áreas dentro da EECsB que possuíam diferentes níveis de umidade do solo para a instalação de parcelas de semeadura das diferentes espécies – *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* – em campo. Assim, considerando a umidade do solo, os tratamentos foram divididos em quatro tipos: Seco, Úmido, Muito úmido e Saturado (Figura 2). O tratamento Seco foi delimitado no campo cerrado, local plano, onde foram sorteados 10 pontos para semeadura, onde cada ponto ficou a, no mínimo, 2 m de distância do outro. No campo úmido, foram delimitadas três transecções, abrangendo os tratamentos: Úmido, Muito úmido e Saturado. Essas três classes (tratamentos) foram distribuídas com base em informações do nível de lençol freático provenientes de alguns pontos de medição na área (DURIGAN, G., 2014, comunicação pessoal). Nessa área, o nível do lençol freático em relação à superfície do solo dos pontos de medição variou de 0,09 a 1,2 m de profundidade. As transecções distanciavam-se uma da outra entre 10 a 15 m e, em cada transecção, foram sistematicamente marcados 10 pontos, distantes em torno de 2 m um do outro. Todos os pontos da semeadura em campo ficaram distantes de indivíduos arbustivos e arbóreos.

Figura 2. Localização dos pontos de semeadura no campo úmido e campo cerrado, na Estação Ecológica de Santa Bárbara. A coloração dos pontos indica o respectivo tratamento.

Entre 24 de outubro de 2014 e 21 de janeiro de 2015, foram realizadas visitas quinzenais a campo e medição da umidade do solo em cada ponto, três medições por ponto. O aparelho utilizado foi o medidor de umidade do solo HidroFarm HFM2030 que faz a medição por princípios eletromagnéticos (FALKER, 2014) e possui sensor com 20 cm de comprimento. A leitura do aparelho abrangia de 0 a 60% de umidade do solo, entretanto, houve pontos com a informação “solo saturado”, nesse caso, a porcentagem de umidade foi de 100%.

Além da umidade do solo, outras características edáficas por ponto foram avaliadas: pH, matéria orgânica e granulometria. Para tanto, em cada ponto, foi coletada uma amostra de solo na profundidade de 0 a 20 cm. A medida do pH (em suspensão em água e em KCl, 1M) e a determinação da granulometria seguiram metodologia descrita em Meguro (2000); a matéria orgânica foi determinada pelo método colorimétrico (QUAGGIO & RAIJ, 1979).

c1.1) Teste de premissa para a delimitação dos tratamentos

Após a medição da umidade do solo do período de 24 de outubro de 2014 a 21 de janeiro de 2015, foram detectados pontos com níveis de umidade não condizentes à classificação adotada e, portanto, foram reclassificados. Três pontos do tratamento Muito úmido apresentaram valores de

umidade do tratamento Saturado e três pontos do tratamento Saturado com valores do Muito úmido. Reclassificando esses pontos, cada tratamento continuou com 10 pontos (Figura 2).

c2) Semeadura em campo

Além da verificação da germinação de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* nos diferentes tratamentos – Seco, Úmido, Muito úmido e Saturado –, a semeadura em campo foi realizada em parcelas em que a vegetação foi mantida e em parcelas em que a parte aérea da vegetação foi cortada, para verificar o efeito da presença da vegetação na germinação das três espécies estudadas. Assim, em cada ponto dos quatro tratamentos de umidade do solo foram montadas seis parcelas para semeadura: três em que a vegetação foi mantida e três em que a parte aérea da vegetação foi cortada (Figuras 3 e 4). Em cada par de parcelas (50 x 50 cm), com vegetação mantida e cortada, semeou-se uma espécie de *Pinus*. A semeadura ocorreu de forma sistemática, com a ajuda de um quadrado de madeira de 50 x 50 cm e com 25 subdivisões em barbante, formando quadrículas de 10 x 10 cm, colocado sobre o solo. Foi depositada uma semente no meio de cada quadrícula. Desta forma, foram semeadas, por ponto, 48 sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* (24 em parcelas com vegetação mantida e 24 em parcelas com vegetação cortada), 50 sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* (25 em parcelas vegetação mantida e 25 em parcelas com vegetação cortada) e 50 sementes de *P. oocarpa* (25 em parcelas vegetação mantida e 25 em parcelas com vegetação cortada), totalizando 5920 sementes. Essas sementes não foram enterradas, mas sim, levemente pressionadas sobre o solo.

Uma tela branca de nylon (malha de 1-2 mm) foi colocada a 60 cm acima do solo sobre as seis parcelas de cada ponto (Figura 4), a fim de evitar a predação por aves e a entrada de sementes de *Pinus* spp., dispersas pelo vento. As sementes foram semeadas em 24 de outubro de 2014 e o acompanhamento da germinação foi quinzenal até 21 de janeiro de 2015. A germinação foi considerada efetiva pela visualização da emergência da plântula.

Figura 3. Esquema da estrutura com quadrículas de 10 x 10 cm, usada como base para semeadura (esquerda) e das seis parcelas de semeadura em campo (direita). As parcelas de fundo branco correspondem àquelas em que a parte aérea da vegetação foi cortada e as parcelas em que o fundo está cinza representam aquelas com vegetação mantida. Em cada par de parcelas (vegetação cortada e mantida), da mesma coluna, foram colocadas sementes de uma espécie estudada – *P. elliottii* var. *elliottii*, *P. oocarpa* e *P. caribaea* var. *hondurensis*. Os pontos representam a posição das sementes.

Figura 4. Aspecto de um ponto com as seis parcelas de semeadura de *Pinus* spp, em campo cerrado. Esquerda: parcelas não cobertas, mostrando onde a vegetação foi cortada ou mantida. Direita: parcelas cobertas com malha de nylon.

d) Análises de dados

Todos os dados foram processados no programa estatístico SAS 9.3. As análises estatísticas para os testes em laboratório foram aplicadas para a comparação entre espécies e situação de germinação (claro e escuro). Os dados de umidade do solo dos tratamentos em campo foram analisados para verificar se os pontos dos locais classificados como Seco, Úmido, Muito úmido e Saturado correspondiam, de fato, a diferentes condições de umidade do solo. Em relação aos dados de

germinação em campo, as análises tiveram por fim comparar os resultados entre as três espécies estudadas, os tratamentos com diferentes graus de umidade do solo e os tipos de parcela (vegetação mantida e cortada). Primeiramente, foi verificada a homogeneidade de variâncias pelo Teste de Box-Cox. Para os dados em que houve homogeneidade de variância (germinação em laboratório e dados transformados de umidade do solo dos tratamentos e de germinação em campo sem considerar separadamente as parcelas com vegetação mantida e cortada) foram aplicadas análises de variância (ANOVA) e, para os dados em que não houve homogeneidade (germinação em campo considerando separadamente as parcelas com vegetação mantida e cortada), foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Na ocorrência de rejeição da hipótese nula ($p < 0,05$) pela ANOVA, o teste *a posteriori* de comparações múltiplas Tukey foi aplicado.

Em relação às variáveis do solo analisadas, além da umidade do solo, foram aplicadas análises de correlação Spearman a fim de verificar se a porcentagem de germinação se correlacionava com as variáveis do solo analisadas e se a umidade do solo se correlaciona com as demais variáveis do solo analisadas.

RESULTADOS

- Teste de germinação em laboratório

Os resultados em laboratório mostraram que há efeito da ausência de luz na germinação (Figura 5). Na situação no claro, germinaram: 64% ($\pm 8,6\%$) de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 71% ($\pm 15,1\%$) de *P. elliottii* var. *elliottii* e 57% ($\pm 3,8\%$) de *P. oocarpa*. Por outro lado, a germinação de sementes mantidas no escuro durante seis semanas foi de: 35% ($\pm 2\%$) de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 6% ($\pm 5,2\%$) de *P. elliottii* var. *elliottii* e 28% ($\pm 19\%$) de *P. oocarpa*. A ANOVA não apresentou diferença significativa entre as espécies estudadas ($F = 2,09$; $p = 0,1522$), mas houve diferença significativa para a situação em que a germinação ocorreu (claro ou escuro; $F = 85,15$; $p < 0,0001$) e entre as espécies conforme a situação no claro ou escuro ($F = 7,29$; $p = 0,0048$).

Após as seis semanas, as sementes do experimento no escuro, colocadas para germinar no claro, demonstraram rápido aumento na germinação, principalmente *P. elliottii* var. *elliottii* (Figura 5). Considerando as sementes dos dois experimentos, foram vazias: 14% ($\pm 8,3\%$) de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 25,5% ($\pm 9,3\%$) de *P. elliottii* var. *elliottii* e 40% ($\pm 15,1\%$) de *P. oocarpa*.

Figura 5. Curvas acumuladas de germinação em situações de claro e escuro. A linha tracejada, na sexta semana, indica o fim dos testes para comparação entre situações. Após a linha tracejada, observa-se o comportamento da germinação das sementes inicialmente colocadas no escuro depois de serem mantidas a germinar em período de iluminação de 12 h.

- Condições edáficas e germinação em campo

A umidade do solo (média das medições quinzenais do período de 24 de outubro de 2014 a 21 de janeiro de 2015) por tratamento foi de 11,3% para o Seco, 23,2% para o Úmido, 67,1% para o Muito úmido e 100% para o Saturado (Tabela 1, Figura 6). De acordo com a ANOVA, os tratamentos foram significativamente diferentes ($F = 697,52$; $p < 0,0001$) e todos os tratamentos foram diferentes entre si pelo teste de Tukey (Figura 6). Apesar de apresentar-se sempre “saturado”, o solo do tratamento Saturado, não apresentou o nível do lençol freático aflorado em nenhuma visita a campo. Em relação aos outros parâmetros do solo analisados, os solos dos quatro tratamentos apresentaram-se com pH ácido, por volta de 4 e 5, e arenosos. Além da maior umidade do solo, o tratamento Saturado apresentou a menor porcentagem de areia total (69,2%) e a maior porcentagem de matéria orgânica (7,9%).

Tabela 1. Características dos solos (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento de semeadura em campo (Seco, Úmido, Muito úmido e Saturado).

Parâmetros do Solo	Seco	Úmido	Muito úmido	Saturado
Umidade (%)	11,3 $\pm$ 0,7	23,2 $\pm$ 5,6	67,1 $\pm$ 24,8	100 $\pm$ 0
pH água	4,7 $\pm$ 0,1	5,1 $\pm$ 0,2	5,0 $\pm$ 0,2	4,9 $\pm$ 0,2
pH KCl	4,1 $\pm$ 0,1	4,3 $\pm$ 0,1	4,2 $\pm$ 0,2	4,1 $\pm$ 0,1
Δ pH	-0,7	-0,8	-0,8	-0,9
MO (%)	0,8 $\pm$ 0,1	0,8 $\pm$ 0,1	2,0 $\pm$ 1,2	7,9 $\pm$ 5,5
Areia total (%)	90,2 $\pm$ 0,4	94,2 $\pm$ 0,7	88,1 $\pm$ 6,8	69,2 $\pm$ 12,7
Areia grossa (%)	69,1 $\pm$ 2,6	63,7 $\pm$ 4,5	59,1 $\pm$ 6,0	43,2 $\pm$ 10,6
Areia fina (%)	21,2 $\pm$ 2,6	30,5 $\pm$ 4,2	29,1 $\pm$ 4,0	25,9 $\pm$ 3,2
Silte (%)	0,7 $\pm$ 0,1	0,8 $\pm$ 0,9	1,0 $\pm$ 0,6	3,2 $\pm$ 1,6
Argila (%)	6,9 $\pm$ 0,4	3,0 $\pm$ 0,3	5,9 $\pm$ 3,2	11,2 $\pm$ 3,8

Figura 6. Separação dos tratamentos para semeadura em campo conforme a umidade do solo (média das medições quinzenais do período de 24 de outubro de 2014 a 21 de janeiro de 2015). As letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). A média para cada tratamento está simbolizada pelo losango.

As taxas de germinação em campo foram baixíssimas (Tabela 2) para as três espécies de *Pinus* estudadas e nos quatro tratamentos de umidade do solo – Seco, Úmido, Muito úmido e Saturado. Em relação ao total semeado por espécie, germinou apenas 1,3% de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 0,85% de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* e 0,65% de *P. oocarpa*. O tratamento em

que houve maior porcentagem de germinação¹ foi o Saturado, seguido pelo Muito Úmido, com 2,4% e 1,2% de germinação, respectivamente, considerando as três espécies estudadas conjuntamente. Não houve diferença significativa na porcentagem de germinação entre as espécies estudadas ($F = 2,31$; $p = 0,1040$) e nem na taxa de germinação de cada espécie nos diferentes tratamentos de umidade do solo ($F = 1,24$; $p = 0,2931$), mas houve diferença da taxa de germinação geral entre os tratamentos ($F = 13,82$; $p < 0,0001$; Figura 7).

Em relação às parcelas com vegetação original do cerrado mantida e aquelas onde a vegetação foi cortada, do total germinado por espécie, a maior parte germinou em parcelas com vegetação mantida: 52% das germinações de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 70,6% das germinações de *P. elliotii* var. *elliotii* e 53,8% das germinações de *P. oocarpa*. Porém, essa diferença entre parcelas com vegetação mantida e cortada não foi significativa, conforme o teste de Kruskal-Wallis ($F = 0,27$; $p = 0,6067$).

Tabela 2. Quantidade de sementes germinadas em campo, conforme tratamento (Seco, Úmido, Muito úmido e Saturado) e espécie estudada. Período de acompanhamento de 24 de outubro de 2014 a 21 de janeiro de 2015.

Espécie	Seco			Úmido			Muito úmido			Saturado		
	total	média ± desvio padrão	%	total	média ± desvio padrão	%	total	média ± desvio padrão	%	total	média ± desvio padrão	%
<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>	1	0,1 ± 0,3	0,2 ± 0,6	1	0,1 ± 0,3	0,2 ± 0,6	7	0,7 ± 1,1	1,5 ± 2,2	16	1,6 ± 1,3	3,3 ± 2,6
<i>P. elliotii</i> var. <i>elliotii</i>	1	0,1 ± 0,3	0,2 ± 0,6	0	0	0	3	0,3 ± 0,7	0,6 ± 1,3	13	1,3 ± 1,3	2,6 ± 2,7
<i>P. oocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	7	0,7 ± 1,1	1,4 ± 2,1	6	0,6 ± 1,1	1,2 ± 2,1
Total	2	0,07 ± 0,3	0,1 ± 0,5	1	0,03 ± 0,2	0,07 ± 0,4	17	0,6 ± 0,9	1,2 ± 1,9	35	1,2 ± 1,3	2,4 ± 2,6

¹ Quase cinco meses pós encerrado o acompanhamento da germinação em campo, em 14 de junho de 2015, foi realizada uma visita às parcelas e as plântulas sobreviventes dos *Pinus* semeados foram contabilizadas. No tratamento Seco não foram encontradas nenhuma plântula viva e a única semente germinada no tratamento Úmido apresentava plântula viva. No tratamento Muito úmido havia 7 plântulas vivas (41,2% do que germinou) e 6 (17,1%) no tratamento Saturado.

Figura 7. Porcentagem das sementes de *Pinus* spp. germinadas em cada tratamento. As letras diferentes por tratamento indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). A média para cada tratamento está simbolizada pelo losango.

A porcentagem de germinação das três espécies estudadas se correlacionou positivamente com a porcentagem de umidade do solo: *P. caribaea* var. *hondurensis* (coef. Spearman = 0,61833; $p < 0,0001$), *P. elliottii* var. *elliottii* (coef. = 0,46709; $p = 0,0024$) e *P. oocarpa* (coef. = 0,39405; $p = 0,0119$). Em relação às outras variáveis do solo analisadas, apenas para *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. elliottii* var. *elliottii*, a porcentagem de germinação também se correlacionou ($p < 0,05$) com matéria orgânica, areia total, areia grossa, silte e argila. Houve correlação significativa da umidade do solo com quase todos os outros parâmetros edáficos analisados, menos com o pH em KCl (Tabela 3). Os parâmetros em que houve maior correlação com a umidade do solo foram: matéria orgânica (coef. Spearman = 0,82113; $p < 0,0001$), positivamente; e areia grossa (coef. Spearman = -0,83952; $p < 0,0001$), negativamente.

Tabela 3. Valores da correlação da umidade do solo em relação ao pH, matéria orgânica e granulometria.

Spearman	pH água	pH KCl	MO (%)	Areia total (%)	Areia grossa (%)	Areia fina (%)	Silte (%)	Argila (%)
Coefficiente	0,34187	-0,00934	0,82113	-0,57682	-0,83952	0,24956	0,56448	0,41079
Valor de p	0,0001	0,9194	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0060	<0,0001	<0,0001

DISCUSSÃO

Através deste estudo, foi demonstrado que o grau de umidade do solo é determinante na invasibilidade de fisionomias campestres à invasão por *Pinus* spp., pois nos solos mais úmidos houve maior taxa de germinação. Entretanto, não houve diferença entre as espécies – *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* – quanto à germinabilidade sob as diferentes condições de umidade do solo. Portanto, a invasão por *P. elliottii* var. *elliottii* no Cerrado não é devida a um maior sucesso na germinação em campo em comparação com as outras duas espécies. Por outro lado, a germinação em campo das outras duas espécies, ainda não categorizadas como invasoras, demonstrou que o ambiente não impede uma possível invasão. De qualquer forma, a baixíssima germinabilidade das três espécies estudadas demonstra que as fisionomias campo cerrado e campo úmido possuem certo grau de resistência à invasão por *Pinus* spp., mas que pode ser rompida dependendo de outros fatores, como pressão de propágulo (ver Capítulo 3), já que a invasão por *P. elliottii* var. *elliottii* é um fato.

Em relação ao efeito da presença da vegetação sobre a germinação das sementes, apesar de verificada a influência da luz na germinação das espécies estudadas pelos testes em laboratório, em campo, tanto os locais com vegetação mantida quanto com cortada apresentaram germinabilidade similar, o que indica que a presença da vegetação nativa não afeta negativamente a germinação pela competição por luz. De acordo com Jankovski (1996), em estudo com regeneração natural de *P. taeda* e *P. elliottii*, nem todas as herbáceas impedem o estabelecimento dos *Pinus*. De qualquer forma, a vegetação herbácea compete por espaço e, onde as sementes de *Pinus* spp. enfrentarem essa barreira, os distúrbios podem ter papel fundamental na ocorrência da invasão. Conforme a hipótese de Abreu e Durigan (2011), a EECSB possui ocorrência esporádica de geadas, que podem matar as espécies nativas dando a chance da invasora *P. elliottii* var. *elliottii* se desenvolver.

De acordo com Escudero et al. (2002), além da taxa de germinação de espécies de *Pinus* poder ser afetada pela luz, a temperatura e até mesmo variações entre populações, dependendo da espécie, podem influenciar nos resultados da germinabilidade. Neste estudo não houve comparação entre duas populações, mas é interessante ressaltar que, conforme descrito no Capítulo 1, as espécies estudadas – *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* – não apresentaram diferenças significativas quanto à taxa de germinação entre os locais de origem da semente – Águas de Santa Bárbara e Itirapina. Entretanto, como a temperatura também pode afetar a germinação de espécies de *Pinus*, outro fator que poderia ter tido algum efeito é a época do ano em que as sementes foram semeadas. A semeadura das três espécies estudadas ocorreu no final de outubro em meio a primavera e as sementes de *P. elliottii* são dispersas, principalmente, no final do verão e início do outono (Capítulo 3). Essa hipótese, porém, pode ser a menos provável, pois diversas espécies de *Pinus* utilizadas na silvicultura americana, dentre elas *P. elliottii*, são citadas como podendo ser semeadas tanto no outono

quanto na primavera, obtendo até melhores resultados se semeadas na primavera (DERR & MANN JR, 1971).

A maior causa provável do baixíssimo número de sementes que germinaram em campo neste estudo foi a predação de sementes (Figura 8). Apesar de colocada a tela de nylon para a proteção das parcelas de semeadura, contra a entrada de outras sementes de *Pinus* spp. dispersas pelo vento e a visualização das sementes por aves, acredita-se que a tela pode não ter impedido a entrada nas parcelas de pequenos mamíferos, aves de pequeno porte e insetos. Em campo, a predação de sementes e plântulas pode ser tão alta que parcelas protegidas podem obter um número pelo menos 100% maior de plântulas estabelecidas do que em parcelas desprotegidas (JANKOVSKI, 1996). Por causa disso, a silvicultura, na técnica da semeadura direta, utiliza sementes envolvidas em produtos com ação repelente contra predação por aves, pequenos mamíferos e insetos (DERR & MANN JR, 1971). Em estudo com semeadura em campo, Nuñez et al. (2008) mostraram que, na Argentina, três espécies exóticas – *Pinus contorta*, *Pinus ponderosa* e *Pseudotsuga menziesii* – diminuem a porcentagem de emergência de plântulas pela distância em que o local de semeadura está em relação à área de plantio e por causa da predação por aves e ratos. Nesse estudo, por exemplo, a emergência de plântulas das três espécies foi de pelo menos 85% em estufa, mas caiu para menos de 30% onde havia proteção contra a predação (gaiolas), em local de semeadura distante da área de plantio, e para menos de 10% no mesmo local onde não havia a proteção contra a predação. Além disso, sementes de *Pinus* podem ser preferencialmente predadas quando forem maiores que as sementes de espécies nativas (NUÑEZ et al., 2008).

Figura 8. Sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* encontradas predadas em campo.

Devido ao fato de que as espécies de *Pinus* invadem, principalmente, ambientes campestres (RICHARDSON & BOND, 1991; RICHARDSON et al., 1994) e por não serem exigentes quanto à fertilidade do solo, conseguindo se estabelecer em locais com solos mais pobres (ECKENWALDER, 2009), esperava-se maior taxa de germinação do que a aqui encontrada, tanto no campo úmido quanto no campo cerrado, ainda mais considerando-se que a semeadura foi realizada em época chuvosa. Além da predação, uma explicação para a baixíssima taxa de germinação encontrada pode estar relacionada ao tipo de solo e à constância da chuva. Como os solos dos ambientes estudados são arenosos, a tendência é haver rápida percolação da água e a superfície do solo se manter seca, tanto nos ambientes mais secos quanto nos ambientes mais úmidos, pelo menos onde o lençol freático não aflora. Por isso, apesar de ter havido maior taxa de germinação nos solos úmidos, a baixíssima germinabilidade em todos os ambientes estudados talvez tenha ocorrido porque a chuva no período de estudo não tenha sido constante o suficiente para manter a superfície do solo úmida e, portanto, não favoreceu a germinação da maior parte das sementes. De acordo com dados coletados na EECSB (SÃO PAULO, 2015), dos 90 dias do período de acompanhamento da semeadura em campo, choveu em 18 dias (20%), ao todo 368 mm. Conforme a teoria dos recursos flutuantes (DAVIS et al. 2000), quando um recurso limitante fica disponível, a tendência é o aumento da suscetibilidade do ambiente à invasão. Assim, anos atípicos em que ocorrem chuvas acima da média, até mesmo ambientes secos como o campo cerrado, podem tornar-se mais suscetíveis à invasão por *Pinus* spp.

Apesar de, neste estudo, ter sido acompanhada apenas a germinação, recomendam-se outras avaliações para o conhecimento do comportamento das espécies de *Pinus* em outras fases do desenvolvimento, como o estudo do estabelecimento das plântulas, pois as barreiras ambientais são espécie-específicas (ROUGET & RICHARDSON, 2003) e a taxa de mortalidade das plântulas pode variar entre espécies e locais. Assim, mesmo que as três espécies estudadas tenham apresentado germinabilidade parecida em campo devido à umidade do solo, *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* podem ter diferentes graus de sucesso no estabelecimento e, portanto, apresentar diferentes intensidades de invasão em áreas diferentes. Na África do Sul, as espécies invasoras *P. canariensis*, *P. radiata*, *P. pinaster* e *P. halepensis* possuem diferentes graus de invasão e padrões de invasibilidade, que podem ser devidos à adaptação de cada espécie às características de cada ambiente invadido, podendo variar em relação ao pH do solo ou altitude local, por exemplo (ROUGET et al., 2004). *P. elliottii*, nos Estados Unidos, cresce em locais alagados, mas evita brejos, pois suas raízes precisam de solos arejados (FARJON, 2010). Esse fato se repete no Brasil, pois em levantamento realizado na Estação Ecológica de Itirapina, a espécie invasora *P. elliottii* foi encontrada em muito maior abundância nos ambientes mais úmidos do Cerrado do que nos ambientes mais secos (ZANCHETTA & DINIZ, 2006). A distribuição natural das espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* é parecida. No entanto, *P. caribaea* var. *hondurensis* ocorre em planícies costeiras, de bordas

de mangues a planaltos mais baixos, em locais bem drenados, e *P. oocarpa* é encontrada sob diferentes condições ecológicas e é adaptada ao fogo (FARJON, 2010).

Portanto, neste estudo, foi observado que o potencial de invasão das espécies estudadas, dado por taxas de viabilidade e germinação em condições de laboratório, diminui muito em campo, por diversos fatores (como requerimento de alto grau de umidade do solo e predação), mas mesmo assim, pode ser verificado que, no geral, os ambientes são similarmente suscetíveis à germinação por *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*. Assim, os ambientes estudados possuem certo grau de resistência à invasão pela baixíssima germinabilidade em campo encontrada, mas outros estudos são necessários para o conhecimento de quais fatores podem quebrar a resistência do Cerrado à invasão, seja por variação na disponibilidade de recursos (DAVIS et al., 2000) ou a pressão de propágulos, que pode aumentar as chances de estabelecimento de espécies exóticas.

Como as espécies não invasoras *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* apresentaram germinabilidade em campo similar à da invasora *P. elliottii* var. *elliottii*, recomenda-se que o Cerrado seja protegido das espécies do gênero *Pinus* de uma forma geral. Uma espécie pode não ser invasora hoje, mas a longo prazo as espécies podem se tornar invasoras devido a mudanças ambientais que as favoreçam e por fatores genéticos de adaptação da espécie exótica no novo ambiente (CROOKS & SOULÉ, 1999). Por isso, é recomendado o acompanhamento de todas as espécies de *Pinus* plantadas na região e o seu plantio deve ser manejado para locais distantes de fisionomias campestres, principalmente, as mais úmidas.

CONCLUSÕES

Com este estudo, pode-se chegar às seguintes conclusões:

- O Cerrado possui certo grau de resistência pela baixíssima germinabilidade em campo encontrada, mas é suscetível à invasão por *P. elliottii* var. *elliottii*, *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, principalmente, os ambientes campestres mais úmidos.
- Uma vez que a semente tenha tido sucesso em chegar ao solo, a vegetação herbácea nativa do Cerrado demonstrou não impedir a germinação de *Pinus* spp..
- Experimentos de semeadura em campo devem considerar, fortemente, a predação de sementes, seja realizando a proteção das parcelas com gaiolas ou aumentando consideravelmente o número de sementes semeadas em comparação com este estudo.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R. de; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, v. 4, n. 2-3, p. 269-278, 2011.
- ALPERT, P.; BONE, E.; HOLZAPFEL, C. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 3, n. 1, p. 52-66, 2000.
- 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.
- CROOKS, J.A.; SOULÉ, M.E. Lag times in population explosions of invasive species: Causes and implications. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 103-125.
- DAVIS, M.A.; GRIME, J.P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 528-534, 2000.
- DERR, H.; MANN JR, W.F. **Direct-Seeding Pines in the South**. Washington: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook n° 391, 1971. 68 p.
- ECKENWALDER, J.E. **Conifers of the world: the complete reference**. Portland/London: Timber Press, 2009. p. 398-485.
- ESCUADERO, A.; PÉREZ-GARCÍA, F.; LUZURIAGA, A.L. Effects of light, temperature and population variability on the germination of seven Spanish pines. **Seed Science Research**, v. 12, p. 261-271, 2002.
- FALKER. Medidor de umidade do solo HFM2030. Disponível em: <<http://www.falker.com.br/Produto.php?id=28>>. Acesso em: 20 jun. 2014.
- FALLEIROS, R.M.; ZENINI, R.D.; ZILLER, S.R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em Campos de Altitude do Parque Estadual Pico do Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 1, p. 123-134, 2011.
- FARJON, A. *Pinus*. In: FARJON, A. **A handbook of the world's conifers**. Leiden-Boston: Brill, 2010. V. 2, p. 608-770.
- JANKOVSKI, T. Estudo de alguns aspectos da regeneração natural induzida em povoamentos de *Pinus taeda* L. e *Pinus elliottii* Engelm. L. 1996. 175 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1996.

- KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário Florestal das Áreas Reflorestadas do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2002. 184 p.
- KRUGMAN, S.L.; JENKINSON, J.L. *Pinus* L. In: BONNER, F.T.; KARRFALT, R.P. **The Woody plant seed manual**. Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook n° 727, 2008. p. 809-846.
- KRUGMAN, S.L.; JENKINSON, J.L. *Pinus* L. In: SCHOPMEYER, C.S. (coord). **Seeds of Woody plants in the United States**. Washington: Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook n° 450, 1974. p. 598-638.
- LONSDALE, W.L. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1522-1536, 1999.
- MEGURO, M. **Métodos em Ecologia Vegetal**. São Paulo: Instituto de Biociências – USP, 2000. p. 57-65.
- MELO, A.C.G. de; DURIGAN, G. (Coords). **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara**. Instituto Florestal. 222 p. 2011.
- NUÑEZ, M.A.; MEDLEY, K.A. Pine invasions: climate predicts invasion success; something else predicts failure. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 703-713, 2011.
- NUÑEZ, M.A.; SIMBERLOFF, D.; RELVA, M.A. Seed predation as a barrier to alien conifer invasions. **Biological Invasions**, v. 10, p. 1389-1398, 2008.
- PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M. Invasive plants. In: JORGENSEN, S.E.; FATH, B.D. (ed.). **Encyclopedia of Ecology**, Ecological Engineering. V. 3. Oxford: Elsevier, 2008. P. 2011-2020.
- QUAGGIO, J.A. & RAIJ, B.van. Comparação de métodos rápidos para a determinação da matéria orgânica em solos. *R. Bras. Ci. Solo*, 3:184-187, 1979.
- REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.
- REJMÁNEK, M. Invasive plant species and invulnerable ecosystems. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 79-102.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography**, v. 30, n. 3, p. 409-431, 2006.
- RICHARDSON, D.M. Commercial forestry and agroforestry as sources of invasive alien trees and shrubs. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 237-257.

- RICHARDSON, D.M.; BOND, W.J. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. **The American Naturalist**, Chicago, v. 137, n. 5, p. 639-668, 1991.
- RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 321 – 331, 2004.
- RICHARDSON, D.M.; WILLIAMS, P.A.; HOBBS, R.J. Pine Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invasibility. **Journal of Biogeography**, v. 21, n. 5, p. 511-527, 1994.
- ROUGET, M.; RICHARDSON, D.M. Inferring process from pattern in plant invasions: a semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factor. **The American Naturalist**, v. 162, n. 6, 713-724, 2003.
- ROUGET, M.; RICHARDSON, D.M.; MILTON, S.J.; POLAKOW, D. Predicting invasion dynamics of four alien *Pinus* species in a highly fragmented semi-arid shrubland in South Africa. **Plant Ecology**, v. 152, p. 79-92, 2004.
- SÃO PAULO – Instituto Florestal. Dados de precipitação da Estação Ecológica de Santa Bárbara, entre outubro de 2014 e janeiro de 2015.
- SAS – Statistical Analysis System. SAS software, version 9.3. SAS Institute Inc.
- SIMBERLOFF, D.; NUÑEZ, M.A.; LEDGARD, N.J.; PAUCHARD, A.; RICHARDSON, D.M.; SARASOLA, M.; VANWILGEN, B.W.; ZALBA, S.M.; ZENNI, R.D.; BUSTAMANTE, R.; PEÑA, E.; ZILLER, S.R. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. **Austral Ecology**, v. 35, p. 489-504, 2010.
- ZANCHETTA, D.; DINIZ, F.V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, p. 1-14, 2006.
- ZILLER, S.R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2000. 268 p. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

Capítulo 3

Pressão de propágulo: chuva de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliotii* var. *elliotii* e *P. oocarpa*

INTRODUÇÃO

Muitas espécies de coníferas foram intensamente introduzidas em áreas distantes de sua distribuição natural devido à sua importância econômica para a silvicultura (RICHARDSON et al., 1994; REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). Por outro lado, tanto em países em que o incentivo à silvicultura com coníferas ocorreu no final do século XIX, como África do Sul e Nova Zelândia, quanto em países em que isso aconteceu mais recentemente (meados do século XX), como Argentina e Brasil, o intenso plantio é associado como causa da invasão, detectada 20-30 anos depois do plantio (SIMBERLOFF et al., 2010). Entre as coníferas, há no mundo 36 espécies classificadas como invasoras, 28 pertencentes à família Pinaceae e, dentre elas, 21 são do gênero *Pinus* (RICHARDSON & REJMÁNEK, 2004).

Uma planta é classificada como invasora após superar diversas barreiras – geográfica (introdução direta ou indireta pelo ser humano), ambiental do local introduzido (fatores abióticos e bióticos), reprodutiva, de dispersão e de ambientes naturais mais preservados – e ser capaz de alcançar longas distâncias em relação ao local em que foi introduzida (RICHARDSON et al., 2000). Como critério para se admitir que uma planta exótica, dispersa por sementes ou outros propágulos, invadiu um ambiente, pode-se considerar sua capacidade de se estabelecer a distâncias maiores que 100 m da área fonte, em período menor que 50 anos, com produção de descendentes férteis (RICHARDSON et al., 2000). Desta forma, estão envolvidas na invasão características da própria espécie (invasividade), a suscetibilidade do ambiente à invasão (invasibilidade) e a adaptação da espécie ao novo ambiente e a distúrbios ambientais, que possam favorecer as exóticas em detrimento das nativas (REJMÁNEK, 1999; RICHARDSON & PYSEK, 2006). Sabe-se, por exemplo, que as características do gênero *Pinus* mais associadas às espécies invasoras são sementes pequenas, período juvenil curto e grande produção de sementes entre curtos intervalos de tempo (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). A primeira característica citada pode ser associada a diversos fatores que atribuem invasividade, como numerosa produção de sementes e dispersão mais fácil, entre outros, e as duas últimas características significam que as invasoras têm possibilidade de rápido crescimento populacional (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). Em relação ao ambiente, os mais invadidos por espécies de *Pinus* são os ambientes abertos (RICHARDSON & BOND, 1991; RICHARDSON et al., 1994).

Talvez mais importante que o conhecimento das características das espécies e do ambiente seja a “pressão de propágulo” (SIMBERLOFF, 2009). O aumento da pressão de propágulo de determinada espécie exótica, no ambiente onde foi introduzida, pode aumentar suas chances de se estabelecer e invadir, por exemplo, pelo aumento da possibilidade de a espécie exótica manter uma população após algum acidente ambiental, caso seja populosa ou os propágulos sejam introduzidos constantemente (LOCKWOOD et al., 2005; SIMBERLOFF, 2009). Apesar de, em botânica, “propágulo” ser parte de um indivíduo capaz de reproduzir uma planta inteira, como uma semente, em invasão biológica, “propágulo” é definido como “um grupo de indivíduos ou apenas um dos

indivíduos chegando em um lugar” (SIMBERLOFF, 2009, p. 82). A partir disso, outros termos são considerados: “tamanho do propágulo” – número de indivíduos em um propágulo (LOCKWOOD et al., 2005; SIMBERLOFF, 2009) – e “número de propágulo” – número discreto de eventos em que ocorre a liberação do propágulo (LOCKWOOD et al., 2005) ou taxa de propágulos chegando por unidade de tempo (SIMBERLOFF, 2009). Desta forma, a pressão de propágulo abrange o conhecimento da distribuição do tamanho do propágulo e a sua taxa de chegada (SIMBERLOFF, 2009). A abordagem da pressão de propágulo pode ser em nível de riqueza de espécies sendo introduzidas (e.g. LONSDALE, 1999), esforço de introdução de indivíduos (e.g. LOCKWOOD et al., 2005; SIMBERLOFF, 2009) e adição de descendentes de espécies exóticas já estabelecidas no ambiente (e.g. ROUGET & RICHARDSON, 2003; DIVITTORIO et al., 2007). Por causa dessa diferente abordagem para o mesmo termo – pressão de propágulo –, Lockwood et al. (2009) sugeriram o uso de “pressão de colonização” para a introdução de espécies e “chuva de propágulo” para a adição de indivíduos por espécies já estabelecidas. Porém, como o efeito da adição de descendentes por espécies exóticas no ambiente mantém a ideia principal de que ocorre maior probabilidade de sucesso no estabelecimento e na invasão quanto maior for o tamanho e o número do propágulo, neste estudo foi utilizado o termo “pressão de propágulo” também para o que Lockwood et al. (2009, p. 909) consideram “chuva de propágulo”.

A pressão de propágulo é importante no resultado da invasão por espécies de *Pinus* devida à massiva introdução de indivíduos de determinadas espécies, sendo aquelas amplamente plantadas e por longo período as causadoras dos maiores impactos no ambiente (RICHARDSON, 1999). Além disso, em estudo com herbáceas nativas e exóticas, DiVittorio et al. (2007) demonstraram que o recrutamento das espécies nativas em ambientes perturbados foi dependente tanto da quantidade de sementes nativas quanto de exóticas, onde as espécies nativas conseguiram dominar o ambiente perturbado quando a quantidade de sementes de espécies exóticas foi baixa, mas não obtiveram sucesso no estabelecimento quando a quantidade de sementes exóticas foi alta. Portanto, o aumento na disponibilidade de propágulos pode levar ao aumento do número de indivíduos estabelecidos da espécie exótica e colabora para que esses indivíduos persistam no ambiente introduzido, naturalizem-se e, assim, tornem-se invasoras (ROUGET & RICHARDSON, 2003). Desta forma, *P. elliottii*, por ser a espécie de *Pinus* mais plantada no estado de São Paulo (KRONKA et al., 2002), pode apresentar o comportamento invasor devido ao fato de gerar mais pressão de propágulo do que outras as espécies de *Pinus*, menos plantadas. Porém, *P. elliottii* é invasora em ambientes de Cerrado na Estação Ecológica de Santa Bárbara (ABREU & DURIGAN, 2011), no estado de São Paulo, apesar da espécie com maior área de plantio dentro da Estação Ecológica de Santa Bárbara e em áreas adjacentes – Floresta de Águas de Santa Bárbara – ser *P. oocarpa* (SÃO PAULO, 2013). Assim, existe a possibilidade de a invasão por *P. elliottii* ser explicada pela maior pressão de propágulos devida à maior produção de sementes em relação às outras espécies de *Pinus*. Deste modo, as espécies *P.*

caribaea var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*, que apresentam potencial invasivo (Capítulo 1) e às quais o cerrado campestre se apresentou similarmente suscetível à invasão (Capítulo 2) podem exercer pressões de propágulo diferentes pelas taxas de produção de sementes.

Com base nas considerações acima, este estudo teve como objetivos:

- 1) Avaliar a hipótese de que *P. elliottii* var. *elliottii* é mais invasiva em relação a *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* porque produz maior quantidade de sementes e, com isso, pode exercer maior pressão de propágulo.
- 2) Avaliar a dispersão de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* em relação à distância da área de plantio.
- 3) Comparar dois métodos de coleta de sementes aladas.

MATERIAIS E MÉTODOS

- Áreas de estudo

a) Águas de Santa Bárbara

A área de estudo Águas de Santa Bárbara é composta de duas áreas: a Estação Ecológica de Santa Bárbara e a Floresta Águas de Santa Bárbara (Figura1). A Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB) é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, possui 2.712 ha e localiza-se no município de Águas de Santa Bárbara, região sudoeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 22°46' a 22°41'S e 49°16' a 49°10'W (MELO & DURIGAN, 2011). A Floresta Águas de Santa Bárbara (FASB), localizada em área adjacente à EEcSB, é uma área do governo não incluída dentro das categorias de unidades de conservação previstas na legislação brasileira (Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, lei 9.985/2000). A FASB possui plantios de *Pinus* spp. e, futuramente, deverá ser anexada à EEcSB conforme recomendações do plano de manejo da EEcSB (MELO & DURIGAN, 2011).

O clima regional é quente e úmido, com inverno seco. Dados climatológicos registrados na Estação Meteorológica de Manduri, a 20 km da EEcSB, mostram que os meses mais frios (junho e julho) possuem temperatura média em torno dos 17°C, o mês mais quente (fevereiro) ultrapassa os 22°C e a precipitação anual fica entre 1.000 e 1.300 mm (MELO & DURIGAN, 2011). Em relação aos ventos, a direção predominante em Manduri, entre 1962 e 1990, foi SE para todos os meses (IAC, 2014). Além disso, o registro de rajada máxima do vento no ano de 2014 foi em média de 7,2 m/s (máx. = 16 m/s; mín. = 3,1 m/s) para a altura de 10 m e 3,8 m/s (máx. = 11,6 m/s; mín. = 0) para a altura de 5 m (IAC, 2014).

Na EEcSB, a vegetação predominante é composta por diferentes fisionomias de cerrado, porém, também encontram-se na área: floresta estacional semidecidual, mata ciliar, floresta paludícola e reflorestamentos de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (MELO & DURIGAN, 2011). Em relação às áreas

de reflorestamento de *Pinus* spp. (Figura 1), existem aproximadamente 373,30 ha de *P. oocarpa*, 318,50 ha de *P. elliottii* var. *elliottii*, 118,40 ha de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 91,50 ha de *P. caribaea* var. *bahamensis*, 16,60 ha de *P. caribaea* var. *caribaea*, 9,20 ha de *P. kesiya*, 4,20 ha de *P. taeda* e 2,00 ha de *P. patula*.

Figura 1. Localização da Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB) e Floresta Águas de Santa Bárbara (FASB) , com indicação dos talhões em que houve instalação de coletores de sementes. Detalhe: experimento da distância de dispersão de sementes.

b) Itirapina

A outra área deste estudo compreende a Estação Experimental de Itirapina (EEExI), que se localiza adjacente à Estação Ecológica de Itirapina (EEeI, Figura 2). A Estação Ecológica de Itirapina (EEeI) e a Estação Experimental de Itirapina (EEExI) são Unidades de Conservação, a primeira de Proteção Integral e a outra de Uso Sustentável, localizadas nos municípios de Itirapina e Brotas, estado de São Paulo, entre as latitudes 22°11'S e 22°15'S e as longitudes 47°45'W e 48°00'W, possuindo 2.300 e 3.212 ha, respectivamente (ZANCHETTA et al., 2006).

A temperatura média anual é de 21,9°C, sendo os meses de janeiro (24,9°C) e fevereiro (24,8°C) os de maiores temperaturas médias. A precipitação média anual é de 1.459 mm, sendo que o período chuvoso compreende os meses de outubro a março, dos quais os mais chuvosos são dezembro a fevereiro (> 200 mm cada um). O período seco abrange os meses de abril a setembro, com média de 331 mm de precipitação, sendo os meses de julho e agosto os mais secos (ZANCHETTA et al., 2006).

A EEeI é coberta em sua maior parte (94%) por fisionomias campestres, principalmente campo sujo, campo úmido, campo cerrado e campo limpo. Há ainda fragmentos de cerrado *sensu stricto*, florestas ribeirinhas (floresta de galeria e floresta paludosa) e cerradão (ZANCHETTA et al., 2006). A EEExI é coberta principalmente por plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. e a vegetação nativa é representada por remanescentes de cerrado *sensu stricto*, cerradão e florestas ripícolas – floresta de galeria e paludosa – (ZANCHETTA et al., 2006).

Em relação aos plantios de *Pinus* spp. na área de estudo Itirapina (Figura 2), existem aproximadamente 784,44 ha de *P. elliottii* var. *elliottii*, 262,46 ha de *P. caribaea* var. *caribaea*, 215,78 ha de *P. caribaea* var. *hondurensis*, 172,31 ha de *P. oocarpa*, 132,35 ha de *P. kesiya*, 12,50 ha de *P. tecunumani* e 1,40 ha de *P. caribaea* var. *bahamensis*.

Figura 2. Localização da Estação Experimental de Itaipava (EEI) e Estação Ecológica de Itaipava (EEC), com indicação dos talhões em que houve instalação de coletores de sementes.

- Chuva de sementes dentro de talhão

Para avaliar diferenças na pressão de propágulo através diferente quantidade de sementes dispersas pelas espécies *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P. elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa*, a chuva de sementes dentro de talhões foi utilizada como indicador. Assim, para cada espécie, foram instalados coletores de sementes, do tipo coletor-funil, em dois talhões por área de estudo (Figuras 1 e 2; Tabela 1) e, em cada talhão, foram distribuídos três coletores-funil na borda e três no interior, distantes um do outro entre 10 e 50 m. O coletor-funil (Figura 3) utilizado foi um modelo adaptado de Raquel Negrão-Baldoni (2013, comunicação pessoal), composto por um saco de tecido em formato de funil possuindo circunferência superior de 50 cm de diâmetro (área aproximada de 0,20 m²), preso a suporte de arame, tubos de PVC e com um pequeno saco contendo areia servindo de peso para o coletor-funil manter estabilidade em caso de vento forte. O período de amostragem abrangeu um ano e dois meses, com instalação dos coletores-funil em julho de 2013 e coletas mensais.

Figura 3. Coletor-funil de sementes, utilizado neste estudo (adaptado de Raquel Negrão-Baldoni, 2013, comunicação pessoal)

Tabela 1. Ano de plantio dos talhões das respectivas áreas de estudo - Águas de Santa Bárbara e Itirapina - em que foram instalados coletores para coleta de chuva de sementes.

Espécie	Águas Santa Bárbara		Itirapina	
	Nº talhão	Ano de plantio	Nº talhão	Ano de plantio
<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>	134	1971	57c	1969
	135	1971	58	1969
<i>P. elliottii</i> var. <i>elliottii</i>	103	1966	80	1962
	118	1969	83	1962
<i>P. oocarpa</i>	163a	1977	55	1977
	164	1977	68	1970

As sementes de *Pinus* spp. possuem algumas características que as diferenciam entre si, como tamanho, comprimento e espessura da parte alada, coloração e espessura do tegumento. Além disso, de acordo com Benedito Lopes² (comunicação pessoal, 2013), as espécies de *Pinus* cultivadas no Brasil possuem época diferente de dispersão de sementes, sendo a maturação dos estróbilos em: dezembro para *P. caribaea* var. *caribaea*, janeiro para *P. caribaea* var. *hondurensis*, fevereiro para *P. caribaea* var. *bahamensis* e *P. elliottii*, em torno de maio para *P. oocarpa*, março a junho para *P. kesiya* e abril para *P. taeda*. Assim, essas características foram levadas em consideração para a separação das sementes, pois, na amostragem, as sementes das espécies não estudadas – nativas ou exóticas – foram descartadas.

Após cada coleta, o número de sementes foi contabilizado por coletor-funil e, a partir da média entre os coletores por data de coleta, foram realizadas estimativas do número de sementes/m² por mês para cada espécie estudada das duas áreas de estudo. Além disso, a fim de verificar se as sementes coletadas eram viáveis, a cada coleta, todas as sementes de cada área de estudo foram juntadas por espécie (sem controle por coletor-funil) e testadas em laboratório. As sementes foram colocadas em água por 24 h a 25°C para exclusão das sementes flutuantes, geralmente vazias (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008; BECHARA, 2003). As sementes não flutuantes foram esterilizadas (lavagem com detergente TRITON - C₁₄H₂₂O [C₂H₄O]_n, depois em solução de hipoclorito de sódio a 0,2% e água deionizada) e colocadas para germinar em placas de Petri dentro de germinadores a 25°C e período de iluminação de 12 h, das 6:00 às 18:00. O acompanhamento da germinação das sementes coletadas foi semanal, durante seis semanas.

Para verificação de diferenças entre as espécies, da quantidade de sementes coletadas de cada espécie entre as áreas de estudo e da amostragem entre borda e interior do talhão, a análise estatística

² Funcionário aposentado do Instituto Florestal do Estado de São Paulo com mais de 30 anos de experiência em coleta de sementes.

foi realizada no programa SAS 9.3. A partir dos dados do número acumulado de sementes coletadas por coletor-funil durante os 14 meses de coleta, a variável “número de sementes” foi, primeiramente, testada em relação à homogeneidade da variância pelo teste de Box-Cox. Como apenas os dados transformados apresentaram homogeneidade da variância, foram utilizados os dados transformados para as comparações através da análise de variância (ANOVA). Para os diferentes níveis de comparações em que houve rejeição da hipótese nula ($p < 0,05$) pela ANOVA, foi realizado o teste *a posteriori* de comparações múltiplas Tukey.

- Distância de dispersão das sementes

A distância de dispersão das sementes em relação à distância da área fonte foi avaliada apenas na área de estudo em Águas de Santa Bárbara e apenas para a espécie *P. elliotii* var. *elliotii*. O local escolhido para essa avaliação localizou-se dentro da EECSB, adjacente a um talhão de *P. elliotii* var. *elliotii* - talhão 118 (Figura 1; Tabela 1) – e caracterizado como campo dominado por braquiárias (antiga área de pastagem) e área de recuperação de cerrado. Nesse local havia presença de alguns indivíduos jovens de *Pinus*, porém, durante o período de dispersão, não foram observados estróbilos nesses indivíduos.

Para comparação de métodos, a amostragem foi realizada com o uso de dois tipos de coletores de sementes – coletor-funil (Figura 3) e coletor-cola (Figura 4) –, que foram distribuídos sistematicamente em seis classes de distâncias, que correspondem a seis transecções paralelas e distantes em 10, 30, 60, 100 e 250 m da borda de um talhão de *P. elliotii* var. *elliotii* (Figura 1). Em cada transecção, os dois tipos de coletores foram dispostos em pares (Figura 5), onde cada par de coletores ficou distante 30 m do outro, havendo 10 coletores-funil e 10 coletores-cola por transecção e 60 coletores-funil e 60 coletores-cola ao todo. Os coletores-funil seguiram o modelo descrito anteriormente (Figura 3), possuindo circunferência superior com 50 cm de diâmetro (área aproximada de 0,20 m²). Os coletores-cola foram constituídos com três placas de madeira (21,0 x 29,5 cm) dispostas a diferentes alturas do solo (Alta = 1,8 a 2 m; Média = 1,30 a 1,5 m; Baixa = 0,80 a 1 m) e presas a uma estaca de madeira ao chão (Figura 4). Nessas placas, foram presas lâminas plásticas (espessura 0,1 mm) contendo pasta colante (cola entomológica), que não resseca ao sol. A superfície colante em cada lâmina plástica correspondia a aproximadamente 0,055 m² (21,0 x 26,0 cm), ou seja, o coletor-cola possuía área de amostragem de aproximadamente 0,16 m² por ponto.

Figura 4. Coletor de semente do tipo coletor-cola, constituído por três placas dispostas a diferentes alturas em relação ao chão. No detalhe, as dimensões de cada placa e a área com cola.

Figura 5: Disposição dos coletores de sementes dos tipos coletor-funil e coletor-cola, instalados aos pares (em cima). Coletores em frente ao talhão de *P. elliotii* var. *elliotii* (em cima e à direita). Detalhe de uma placa do coletor-cola com plástico preso com cola (em baixo).

O período de amostragem se concentrou na época de maior dispersão do *P. elliottii* var. *elliottii*, março a maio. O início da amostragem com os coletores-funil ocorreu no dia 22 de fevereiro de 2014 e as coletas foram quinzenais, onde a primeira foi realizada no dia 8 de março e última, no dia 11 de junho de 2014. O início da amostragem dos coletores-cola ocorreu no dia 9 de março de 2014 e houve duas coletas mensais, uma em 4 de abril e outra em 8 de maio de 2014. Apenas as sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* foram consideradas neste experimento, as demais foram descartadas e a identificação das sementes foi baseada em atributos morfológicos que as distinguiam das outras sementes de *Pinus* spp.

Os dados coletados foram estimados para 1 m² e análises foram aplicadas para comparação entre os dois tipos de coletores de sementes, considerando o período coincidente de coleta, e comparação entre as placas que constituem o coletor-cola. Os dados foram testados quanto à homogeneidade da variância pelo teste de Box-Cox. Os dados da comparação entre os dois tipos de coletores foram transformados para homogeneizar a variância e depois analisados pela análise de variância (ANOVA). Os dados das placas do coletor-cola não apresentaram homogeneidade da variância e foram analisados pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Além disso, com os dados do coletor-funil, para observação da tendência da dispersão de sementes conforme a distância em relação à área fonte, foi realizada a regressão logarítmica:

$$y = a + b * \ln(x) \quad (1)$$

onde “a” é o intercepto e “b” é a inclinação. Todas as análises estatísticas foram feitas com auxílio do programa SAS 9.3.

RESULTADOS

- Chuva de sementes dentro de talhão

Em Águas de Santa Bárbara, ao longo dos 14 meses de coleta, o número acumulado de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* foi onze vezes o de *P. caribaea* var. *hondurensis* e quase três vezes o de *P. oocarpa* (Tabela 2, Figura 6). Em Itirapina, a quantidade de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* coletadas foi menor do que em Águas de Santa Bárbara, porém, continuou maior do que a das outras espécies, aproximadamente o dobro de cada uma das outras duas espécies. Considerando o valor médio das duas áreas de estudo e dos meses com coleta repetida – agosto e setembro –, *P. elliottii* var. *elliottii* produziu, em um ano, quatro vezes o número de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* e três vezes o número de *P. oocarpa*. Assim, em termos de área, somente dentro dos talhões, estima-se que sejam dispersos pelo menos: 88 sementes/m²/ano para *P. caribaea* var. *hondurensis*, 362

sementes/m²/ano para *P. elliotii* var. *elliotii* e 131 sementes/m²/ano para *P. oocarpa*. De acordo com a ANOVA, houve diferença significativa entre as espécies ($F = 228,29$; $p < 0,0001$; Figura 7A), as espécies tiveram médias diferentes entre as duas áreas de estudo ($F = 64,39$; $p < 0,0001$; Figura 7B e 7C) e não houve diferença significativa entre as coletas conforme a posição do coletor-funil dentro do talhão, na borda ou no interior ($F = 0,08$; $p = 0,7725$).

Tabela 2. Número de sementes/m² e porcentagem de germinação em relação ao número total de sementes coletadas (N, em 12 coletores-funil de 0,2m²) de cada espécie por mês de coleta e por área de estudo.

Águas de Santa Bárbara									
Data de coleta	<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>			<i>P. elliotii</i> var. <i>elliotii</i>			<i>P. oocarpa</i>		
	Número de sementes/m ²	Total coletado		Número de sementes/m ²	Total coletado		Número de sementes/m ²	Total coletado	
		N	Germinação (%)		N	Germinação (%)		N	Germinação (%)
ago/13	1,7	4	25,0	20,0	48	37,5	6,3	15	46,7
set/13	2,5	6	33,3	17,9	43	46,5	15,8	38	47,4
out/13	1,8	4	25,0	16,8	37	48,6	21,7	52	46,2
nov/13	0,0	0	-	9,6	23	26,1	15,4	37	48,6
dez/13	0,0	0	-	5,6	9	33,3	26,7	64	48,4
jan/14	0,0	0	-	2,1	5	0	7,1	17	41,2
fev/14	12,5	30	70,0	7,0	14	28,6	26,4	58	56,9
mar/14	14,2	34	85,3	45,8	110	65,5	5,4	13	46,2
abr/14	9,1	20	50,0	257,1	617	70,8	7,1	17	64,7
mai/14	1,3	3	66,7	45,8	110	63,6	3,3	8	75,0
jun/14	0,0	0	-	29,2	70	57,1	3,3	8	37,5
jul/14	0,4	1	0	21,7	52	38,5	3,8	9	44,4
ago/14	0,8	2	50,0	13,3	32	21,9	12,1	29	69,0
set/14	1,0	2	50,0	10,5	23	30,4	24,2	58	63,8
Total	45,2	106	64,2	502,4	1193	60,5	178,4	423	53,2
Itirapina									
Data de coleta	<i>P. caribaea</i> var. <i>hondurensis</i>			<i>P. elliotii</i> var. <i>elliotii</i>			<i>P. oocarpa</i>		
	Número de sementes/m ²	Total coletado		Número de sementes/m ²	Total coletado		Número de sementes/m ²	Total coletado	
		N	Germinação (%)		N	Germinação (%)		N	Germinação (%)
ago/13	1,7	4	50,0	14,6	35	22,9	1,7	4	75,0
set/13	1,3	3	33,3	7,9	19	42,1	7,5	18	77,8
out/13	1,3	3	100,0	5,4	13	30,8	15,9	35	54,3
nov/13	2,1	5	60,0	5,0	11	18,2	17,9	43	53,5
dez/13	0,8	2	0	5,0	12	16,7	10,4	25	52,0
jan/14	10,8	26	65,4	4,6	11	27,3	8,8	21	33,3
fev/14	68,8	165	83,0	2,1	5	20,0	19,6	47	61,7
mar/14	37,5	90	77,8	35,0	84	77,4	10,0	24	41,7
abr/14	7,1	17	58,8	109,6	263	75,7	4,6	11	54,5
mai/14	0,4	1	0	31,7	76	59,2	1,7	4	50,0
jun/14	0,8	2	50,0	24,2	58	48,3	1,7	4	50,0
jul/14	2,1	5	60,0	8,3	20	55,0	2,9	7	100,0
ago/14	0	0	-	16,3	39	48,7	12,3	27	66,7
set/14	2,5	6	50,0	6,0	12	41,7	15,0	36	55,6
Total	137,1	329	76,0	275,6	658	60,8	129,8	306	56,5

Figura 6. Número de sementes por metro quadrado, ao longo de 14 meses, das espécies *P. caribaea var. hondurensis*, *P. elliotii var. elliotii* e *P. oocarpa* das duas áreas de estudo – Águas de Santa Bárbara e Itirapina.

Figura 7. Número acumulado de sementes por metro quadrado, ao longo de 14 meses, das espécies *P. caribaea* var. *hondurensis*, *P.elliottii* var. *elliottii* e *P. oocarpa* nas duas áreas de estudo juntas (A), apenas em Águas de Santa Bárbara (B) e apenas em Itirapina (C). As letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). A média para cada espécie está simbolizada pelo losango.

A amostragem no período de estudo também demonstrou que há dispersão de sementes das espécies de *Pinus* estudadas durante todo o ano (Tabela 2; Figura 6), que, em boa parte (>50%), são capazes de germinar (ver porcentagem germinada na Tabela 2). Em relação aos meses de maior dispersão de sementes, considerando os valores médios dos meses com coleta repetida (agosto e setembro), *P. caribaea* var. *hondurensis* obteve 84,8% das sementes coletadas entre os meses de

fevereiro e abril, em Águas de Santa Bárbara, e 92,4% entre os meses de janeiro e abril, em Itirapina. No período reconhecido oficialmente como de dispersão de semente de *P. elliottii* var. *elliottii*, março a maio, foram coletadas 74,7% das sementes de *P. elliottii* var. *elliottii*, em Águas de Santa Bárbara, e 69,9% de sementes em Itirapina. Além disso, considerando esse período oficial de dispersão e alguns meses seguintes, de março a setembro, foram coletadas 92,1% das sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* de Águas de Santa Bárbara e 91,4% de Itirapina. Enquanto que *P. caribaea* var. *hondurensis* apresentou o período de dispersão mais curto e *P. elliottii* var. *elliottii* dispersou sementes de modo mais intenso em três meses e depois com diminuição gradativa ao longo do ano, *P. oocarpa* não apresentou época de dispersão definida. O período de menor quantidade de sementes coletadas de *P. oocarpa* foi entre maio e julho, em ambas as áreas de estudo; por outro lado, 92,9% de sementes coletadas corresponderam às coletas de agosto a abril, em Águas de Santa Bárbara, e 94,3%, em Itirapina, também dispersos ao longo de nove meses (Figura 6).

- Distância de dispersão das sementes

Considerando o total de sementes obtido pelos dois tipos de coletores, 272 sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* foram coletadas entre 22 de fevereiro e 11 de junho de 2014. Desse total, a porcentagem coletada por cada distância foi de 77,2%, 15,4%, 3,3%, 2,6%, 1,5% e 0%, respectivamente para as distâncias de 10, 30, 60, 100, 150 e 250 m em relação ao talhão (Tabela 3).

No período de 22 de fevereiro a 20 de maio de 2014, ou seja, considerando apenas o período de maior dispersão da espécie *P. elliottii* var. *elliottii* (março a maio), o número de sementes coletadas pelo coletor-funil foi de 72,5 sementes/m², 18 sementes/m², 3,5 sementes/m², 1,5 sementes/m², 1 semente/m² e 0 semente/m² para as distâncias de 10, 30, 60, 100, 150 e 250 m em relação ao talhão, respectivamente (Tabela 3). Isso significa que, em relação ao que é disperso dentro dos talhões, a proporção de sementes por m² de cada distância avaliada representa 20,8%, 5,2%, 1%, 0,4%, 0,3% e 0% para as distâncias de 10, 30, 60, 100, 150 e 250 m, respectivamente, levando em consideração que foram coletadas 348,7 sementes/m² de *P. elliottii* var. *elliottii* dentro de talhões em Águas de Santa Bárbara, no período de março a maio (Tabela 2). Além disso, a distribuição das sementes/m² em relação à distância (Figura 8) demonstrou que há uma queda rápida na quantidade de sementes dispersas conforme aumenta a distância em relação ao talhão. A análise de regressão do modelo logarítmico apontou um ajuste significativo da distribuição ao modelo ($R^2 = 0,4677$; $p = 0,0002$).

Tabela 3. Número (média $\pm$ desvio padrão) de sementes/m² de *P. elliottii* var. *elliottii* conforme a distância em relação ao talhão. Início da amostragem do coletor-funil em 22 de fevereiro de 2014 com coletas quinzenais e do coletor-cola em 9 de março de 2014 com coletas mensais.

Coletor-funil						
Data coleta	Distância					
	10 m	30 m	60 m	100 m	150 m	250 m
8/3/2014	0	0	0	0	0	0
22/3/2014	3,0 $\pm$ 4,8	0,5 $\pm$ 1,6	0	0	0	0
4/4/2014	38,5 $\pm$ 23,3	7,0 $\pm$ 7,1	1,0 $\pm$ 2,1	0	0	0
24/4/2014	18,5 $\pm$ 9,4	7,5 $\pm$ 6,8	2 $\pm$ 3,5	1,5 $\pm$ 3,4	0,5 $\pm$ 1,6	0
8/5/2014	10,0 $\pm$ 8,2	3,0 $\pm$ 4,2	0,5 $\pm$ 1,6	0	0	0
20/5/2014	2,5 $\pm$ 4,9	0	0	0	0,5 $\pm$ 1,6	0
11/6/2014	4,5 $\pm$ 5,0	0,5 $\pm$ 1,6	0	0	0	0
Total	77 $\pm$ 26,8	18,5 $\pm$ 8,5	3,5 $\pm$ 5,3	1,5 $\pm$ 3,4	1,0 $\pm$ 2,1	0
Coletor-cola						
Data coleta	Distância					
	10 m	30 m	60 m	100 m	150 m	250 m
4/4/2014	18,8 $\pm$ 9,3	1,9 $\pm$ 3,0	1,3 $\pm$ 2,6	2,5 $\pm$ 3,2	0	0
8/5/2014	16,3 $\pm$ 14,8	1,3 $\pm$ 2,6	0	0	1,3 $\pm$ 2,6	0
Total	35,0 $\pm$ 16,7	3,1 $\pm$ 4,4	1,3 $\pm$ 2,6	2,5 $\pm$ 3,2	1,3 $\pm$ 2,6	0

Figura 8. Distribuição do número de sementes/m² de *P. elliottii* var. *elliottii* conforme a distância em relação ao talhão. Sementes obtidas em coletor-funil, no período de 22 de fevereiro a 11 de junho de 2014. A linha sólida representa a curva do modelo logarítmico: $y = 111,78889 - 22,82833 \cdot \log(x)$.

Coletou-se mais sementes com o coletor-funil do que com o coletor-cola para o mesmo período, de 9 de março a 8 de maio de 2014 (Tabela 3, Figura 9); cada coletor-funil obteve no acumulado do período uma média de 15,6 ($\pm 27,2$) sementes/m² de *P. elliotii* var. *elliotii* e cada coletor-cola, 7,2 ($\pm 14,4$) sementes/m² de *P. elliotii* var. *elliotii*. De acordo com a análise de variância essa diferença foi significativa ($F = 14,05$; $p = 0,0006$).

Figura 9. Quantidade de sementes de *P. elliotii* var. *elliotii* coletadas por m², conforme tipo de coletor e distância em relação ao talhão, no período de 9 de março a 8 de maio de 2014. A média está representada pelo símbolo de losango.

Em relação às placas que compõem o coletor-cola, cada coleta realizada obteve, em média, 1,3 ($\pm 3,6$) sementes/m², 0,8 ($\pm 2,8$) sementes/m² e 1,5 ($\pm 3,9$) sementes/m² através das placas Alta, Média e Baixa, respectivamente. O teste de Kruskal-Wallis indicou que não houve diferença significativa da quantidade coletada entre as três placas ($F = 0,70$; $p = 0,4998$).

DISCUSSÃO

A hipótese de que a espécie invasora *P. elliotii* var. *elliotii* produz mais sementes e, assim, exerce maior pressão de propágulo, em comparação às espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, foi comprovada. O acompanhamento ao longo dos 14 meses também mostrou que *P. elliotii* var. *elliotii* tem um período prolongado de dispersão de sementes, que vai além do período da grande

dispersão, que ocorre nos meses de março a maio. *P. oocarpa*, com a segunda maior produção relativa de sementes, não apresentou um período claro de dispersão e *P. caribaea* var. *hondurensis*, que apresentou menor produção relativa de sementes, dispersou principalmente nos meses de fevereiro a abril.

O conhecimento de que espécie invasora – *P. elliottii* var. *elliottii* – produz mais sementes de que espécies exóticas não invasoras – *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* – colabora com a sugestão de DiVittorio et al. (2007) de que uma abundante produção de sementes é um importante mecanismo para a invasão. Mesmo que, *per capita*, haja inferioridade competitiva das espécies exóticas em relação às nativas, após um distúrbio, as exóticas podem tornar-se mais competitivas pela maior densidade de sementes na competição para o estabelecimento de plântulas (DIVITTORIO et al., 2007). De qualquer forma, é importante ressaltar que a quantidade de sementes apresentada neste estudo refere-se a apenas 14 meses de acompanhamento da dispersão e que a produção de sementes de *Pinus* spp. pode variar entre os anos, havendo anos com alta ou baixa produção. Assim, *P. elliottii* var. *elliottii*, que possui grande produção de sementes a cada três anos nos Estados Unidos, local onde é nativa (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008), pode ter uma produção menor ou ainda maior do que aquela amostrada no período deste estudo. Desta forma, há necessidade ainda do conhecimento (1) do ciclo de produção de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* no Brasil (seria semelhante ao que acontece nos Estados Unidos?) e (2) do ciclo de produção de sementes de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* no Brasil. Além disso, houve diferença significativa de produção de sementes entre as áreas de estudo – Águas de Santa Bárbara e Itirapina –, indicando que a produção de sementes pode ser afetada por fatores ambientais. De acordo com Ledgard (2001), em relação à introdução de *P. contorta* na Nova Zelândia, fatores ambientais influenciam na produção de estróbilos, pois indivíduos localizados em baixa altitude e baixa precipitação apresentaram mais estróbilos por árvore do que indivíduos presentes em alta altitude e com maior precipitação, mesmo havendo a mesma idade, origem e altura similar.

De qualquer forma, as três espécies estudadas apresentam-se adaptadas ao clima do Brasil, estando entre as principais espécies de *Pinus* cultivadas no país (KRONKA, 2005). Assim como ocorre nos Estados Unidos, no Brasil, *P. elliottii* var. *elliottii* inicia a dispersão de sementes entre o fim do verão e início do outono, outubro nos EUA (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008) e março no Brasil. Além disso, o período de vinte meses (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008) entre polinização e maturação do estróbilo parece ser semelhante entre os dois países. Nos EUA, a polinização de *P. elliottii* var. *elliottii* ocorre no inverno (janeiro – fevereiro, KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008) e, no Brasil, também ocorre no inverno (julho-agosto, observação em campo). Apesar dessas semelhanças, Krugman & Jenkinson (1974, 2008) citam apenas o mês de outubro como de dispersão de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii*, diferentemente do que foi encontrado neste estudo, onde verificamos dispersão de sementes durante quase todo o ano,

principalmente, entre março e setembro. Em estudo com *P. taeda*, Jankovski (1985) também observou período de dispersão de sementes mais prolongada no sul do Brasil, em comparação com os Estados Unidos. Tanto *P. caribaea* var. *hondurensis* como *P. oocarpa* apresentaram época de polinização próxima à de *P. elliottii* var. *elliottii*: *P. caribaea* var. *hondurensis*, em torno de junho-julho e *P. oocarpa* entre julho e agosto (observação em campo). Em Cuba, *P. caribaea* poliniza em janeiro e fevereiro e a dispersão de sementes ocorre em setembro (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008). *P. oocarpa*, que não demonstrou um claro período de dispersão, pode ter sua dispersão relacionada à temperatura e umidade do ar, pois possui estróbilos classificados como semiserotíneos (*semiserotinous* - FARJON, 2010). Os estróbilos serotíneos possuem escamas firmemente fixas, pelo formato ou devido à presença de resina, abrindo apenas sob altas temperaturas, podendo os estróbilos de algumas espécies permanecer fechados nas árvores por 5 anos ou mais (KRUGMAN & JENKINSON, 1974, 2008).

De acordo com os resultados obtidos neste estudo, a maior parte das sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* é dispersa até 30 m em relação à área fonte. Assim como encontrado em outros trabalhos com *Pinus* spp., há uma queda exponencial na quantidade de sementes dispersas da fonte para áreas mais distantes (JANKOVSKI, 1985; BECHARA, 2003), porém, as sementes de *Pinus* spp. podem dispersar a longas distâncias quando a fonte de propágulos está localizada em altas altitudes, como em topo de morros (LEDGARD, 2001), ou quando ventos fortes são capazes de carregar as sementes a distâncias maiores. Em Manduri, município próximo a Águas de Santa Bárbara, o registro da velocidade do vento a 10 m de altura do solo foi em média de 7,2 m/s no ano de 2014 e apresentou valor máximo de 16 m/s em um único dia do mês de março (IAC, 2014), o que corresponde à classificação de brisa moderada e vento forte, respectivamente (CEPAGRI, 2015). Assim, para velocidade do vento em torno de 7,2 m/s espera-se que as sementes de *Pinus* apresentem o comportamento de dispersar a maior parte das sementes em até 30 m da área fonte. Porém, esporadicamente, ventos mais fortes poderão levar as sementes para locais mais distantes. Desta forma, quanto mais sementes as espécies produzem, maior pode ser a quantidade de sementes a alcançar longas distâncias quando ventos mais fortes ocorrem e, com isso, aumentam as chances de invasão. A partir do estabelecimento dos indivíduos fundadores nos locais distantes, a dispersão local influencia na intensidade da invasão, onde, novamente, espécies que produzem as maiores quantidades de sementes serão capazes de exercer maiores impactos. Assim, a dispersão local e a longa distância definem o padrão espacial na paisagem, onde a invasão por plantas raramente ocorre como uma expansão contínua (PYSEK & RICHARDSON, 2008). Esse contexto, possivelmente, explica a invasão por *P. elliottii* var. *elliottii* no Cerrado, onde os primeiros indivíduos fundadores em áreas distantes da fonte são uma pequena porcentagem do produzido e uma espécie com alta produção de sementes, como *P. elliottii* var. *elliottii*, é capaz de se espalhar rapidamente. Na EECSB, alguns indivíduos de *P. elliottii* var. *elliottii* estabeleceram-se no cerrado campestre entre 160 e 430 m dos

plantios mais próximos dessa espécie e, duas décadas depois, o local apresentava-se dominado por *P. elliotii* var. *elliotii* (ABREU & DURIGAN, 2011).

Em relação aos tipos de coletores de sementes utilizados – coletor-funil e coletor-cola – o tipo funil demonstrou maior eficiência em coletar sementes nas áreas mais próximas à área fonte, porém, na distância de 100 m e 150 m, ambos os tipos de coletores foram similarmente eficientes. A escolha do tipo de coletor deve levar em conta o ambiente da amostragem. Jankovski (1985), por exemplo, utilizou um coletor de sementes em formato de caixa com duas telas, uma por cima, com malha maior (1,3 cm) para permitir a passagem de sementes de *Pinus* spp. e evitar a predação de sementes, e uma na base com malha menor (0,16 cm) para conter as sementes e não reter água da chuva. No caso dos coletores utilizados neste estudo, em nenhum foi colocada uma proteção contra a predação por ratos e aves (ver Capítulo 2). Porém, no caso do coletor-funil, acredita-se que as sementes, ao caírem dentro do coletor e ficarem no fundo, ficaram escondidas contra a predação. No caso do coletor-cola, tanto a posição vertical quanto a consistência da cola em volta das sementes podem não ter sido atrativas aos predadores, uma vez que o estudo foi realizado em meio ao período de maior dispersão de sementes de *P. elliotii* var. *elliotii* e havia uma grande disponibilidade de sementes no chão. Em relação ao coletor-funil, o tecido apresentava rápida secagem após a chuva, mas a sua durabilidade variou conforme a exposição à luz (no caso deste estudo, alguns sacos foram trocados a partir do décimo mês); o formato em funil, com um “peso” embaixo para o saco não virar em caso de vento, demonstrou eficiência em coletar sementes no Cerrado, onde o ambiente é aberto e o vento pode retirar as sementes coletadas de coletores do tipo “peneira” (NEGRÃO-BALDONI, R., 2013, comunicação pessoal). Quanto ao coletor-cola, não houve diferença significativa entre as placas dispostas a diferentes alturas, porém, talvez, tanto as placas quanto as distâncias entre elas tenham sido pequenas. Por isso, modificações são sugeridas, como o aumento nas dimensões das placas e nas alturas em relação ao solo, bem como a troca do material colante para papel adesivo. Isto facilitaria o trabalho em campo, uma vez que passar cola nas lâminas plásticas, mesmo que seja em pequena área da placa, foi algo bastante trabalhoso.

Em suma, este estudo demonstrou que, além do intenso plantio colaborar para a ocorrência da invasão, a alta produção de sementes por *P. elliotii* var. *elliotii* também pode conferir maior pressão de propágulo e sucesso em invadir. De qualquer forma, atenção deve ser tomada em relação às espécies ainda não classificadas como invasoras – *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* –, pois tanto o aumento de áreas de plantios pode aumentar a pressão de propágulos no ambiente quanto as mudanças climáticas poderão propiciar novas condições ambientais em favor das espécies exóticas (DUKES & MOONEY, 1999).

CONCLUSÕES

A partir deste estudo, conclui-se que:

- *P. elliottii* var. *elliottii* dispersou, ao longo dos 14 meses de acompanhamento, muito mais sementes que as espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* nas duas áreas de estudo, Águas de Santa Bárbara e Itirapina. Essa maior produção de sementes confere a *P. elliottii* var. *elliottii* maior pressão de propágulo e, assim, sucesso na invasão.
- Em Águas de Santa Bárbara e Itirapina as espécies de *Pinus* estudadas produzem quantidades diferentes de sementes, ou seja, a produção de sementes pode variar por questões ambientais.
- A maior parte das sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* dispersa até 30 m de distância do talhão.
- O método de coleta por coletor-funil foi mais eficiente do que por coletor-cola.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.R. de; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, v. 4, n. 2-3, p. 269-278, 2011.
- BECHARA, F.C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. 2003. 136 p. Dissertação (mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003.
- CEPAGRI – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. Vendavais: Escala anemométrica internacional de Beaufort. Disponível em:< <http://www.cpa.unicamp.br/artigos-especiais/vendavais.html> >. Acesso em: 24 mai 2015.
- DIVITTORIO, C.T.; CORBIN, J.D., D'ANTONIO, C.M. Spatial and temporal patterns of seed dispersal: an important determinant of grassland invasion. **Ecological Applications**, v. 17, n. 2, p. 311-316, 2007.
- DUKES, J.S.; MOONEY, H.A. Does global change increase the success of biological invaders? **Tree**, v. 14, n. 4, p. 135-139, 1999.
- FARJON, A. *Pinus*. In: FARJON, A. **A handbook of the world's conifers**. Leiden-Boston: Brill, 2010. V. 2, p. 608-770.
- IAC – Instituto Agrônomo de Campinas. Dados meteorológicos de Manduri fornecidos em 2014.
- JANKOVSKI, T. Avaliação da produção e disseminação de sementes em um povoamento de *Pinus taeda* L. 1985, 84f. Dissertação (Mestrado). Pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1985.
- KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário Florestal das Áreas Reflorestadas do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2002. 184 p.
- KRONKA, F.J.N.; BERTOLANI, F.; PONCE, R.H. **A cultura do *Pinus* no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2005. 160 p.
- KRUGMAN, S.L.; JENKINSON, J.L. *Pinus* L. In: BONNER, F.T.; KARRFALT, R.P. **The Woody plant seed manual**. Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook nº 727, 2008. p. 809-846.
- KRUGMAN, S.L.; JENKINSON, J.L. *Pinus* L. In: SCHOPMEYER, C.S. (coord). **Seeds of Woody plants in the United States**. Washington: Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook nº 450, 1974. p. 598-638.

- LEDGARD, N. The spread of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, v. 141, p. 43-57, 2001.
- LOCKWOOD, J.L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T.M. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. **Diversity and Distributions**, v. 15, p. 904-910, 2009.
- LOCKWOOD, J.L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 5, p. 223-228, 2005.
- LONSDALE, W.L. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1522-1536, 1999.
- MELO, A.C.G. de; DURIGAN, G. (Coords). **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara**. Instituto Florestal. 222 p. 2011.
- PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M. Invasive plants. In: JORGENSEN, S.E.; FATH, B.D. (ed.). **Encyclopedia of Ecology**, Ecological Engineering. V. 3. Oxford: Elsevier, 2008. p. 2011-2020.
- REJMÁNEK, M. Invasive plant species and invulnerable ecosystems. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 79-102.
- REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.
- RICHARDSON, D.M. Commercial forestry and agroforestry as sources of invasive alien trees and shrubs. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. p. 237-257.
- RICHARDSON, D.M.; BOND, W.J. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. **The American Naturalist**, Chicago, v. 137, n. 5, p. 639-668, 1991.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography**, v. 30, n. 3, p. 409-431, 2006.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93-107, 2000.
- RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 321 – 331, 2004.
- RICHARDSON, D.M.; WILLIAMS, P.A.; HOBBS, R.J. Pine Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invasibility. **Journal of Biogeography**, v. 21, n. 5, p. 511-527, 1994.

ROUGET, M.; RICHARDSON, D.M. Inferring process from pattern in plant invasions: a semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factor. **The American Naturalist**, v. 162, n. 6, 713-724, 2003.

SÃO PAULO – Instituto Florestal. Dados sobre plantios fornecidos na Estação Ecológica de Santa Bárbara em 2013.

SAS – Statistical Analysis System. SAS software, version 9.3. SAS Institute Inc.

SIMBERLOFF, D. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 81-102, 2009.

SIMBERLOFF, D.; NUÑEZ, M.A.; LEDGARD, N.J.; PAUCHARD, A.; RICHARDSON, D.M.; SARASOLA, M.; VANWILGEN, B.W.; ZALBA, S.M.; ZENNI, R.D.; BUSTAMANTE, R.; PEÑA, E.; ZILLER, S.R. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. **Austral Ecology**, v. 35, p. 489-504, 2010.

ZANCHETTA, D.; DELGADO, J.M.; SILVA, C.E.F.; REIS, C.M.; SILVA, D.A.; LUCA, E.F.; FERNANDES, F. de S.; DUTRA-LUTGENS, H.; TANNUS, J.L.S.; PINHEIRO, L. de S.; MARTINS, M.R.; SAWAYA, R. **Plano de manejo integrado – Estações Ecológica e Experimental de Itirapina – SP**. 1ª Revisão. Instituto Florestal. 247 p. 2006.

DISCUSSÃO e CONCLUSÕES GERAIS

Com base nos três capítulos, pode-se concluir que, além da invasão por *P. elliottii* var. *elliottii*, as espécies *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* também podem tornar-se invasoras no Cerrado. As sementes das três espécies apresentaram-se com alta viabilidade e germinabilidade, mas o fator que se mostrou determinante para *P. elliottii* var. *elliottii* ser invasora foi a sua maior produção de sementes, em comparação com *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*. Tanto a maior produção de sementes quanto o fato de ser a espécie mais plantada no estado de São Paulo podem ter colaborado com o sucesso de *P. elliottii* var. *elliottii* em exercer maior pressão de propágulo sobre o Cerrado e, assim, invadir. Portanto, o aumento da pressão de propágulos dessas duas espécies ainda não invasoras no Cerrado poderá torná-las invasoras, seja pelo aumento da produção de sementes por indivíduo ou aumento da área de plantio. Provavelmente, a maior chuva de sementes colabora para que maior quantidade dessas sementes alcance longas distâncias e obtenha maior sucesso no estabelecimento. Desta forma, recomenda-se que as espécies estudadas sejam plantadas em áreas distantes de Cerrado, principalmente, da fisionomia campo úmido, para evitar a invasão. Como há poucas informações sobre o comportamento de outras espécies de *Pinus* introduzidas próximas a áreas de Cerrado, recomendam-se estudos para avaliação do potencial invasivo, ou até mesmo, como medida preventiva, o seu manejo e plantio para locais distantes do Cerrado.

Além da maior produção de sementes de *P. elliottii* var. *elliottii* em comparação com *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, a presença um pouco maior de dormência nas sementes de *P. elliottii* var. *elliottii*, em relação às outras duas espécies, pode favorecer a invasora a obter maior sucesso no estabelecimento caso as condições ambientais momentâneas não estejam favoráveis às plântulas. No caso, se a disponibilidade de água no ambiente para a plântula recém emergida for cessada por determinado período que cause a mortalidade das plântulas, uma espécie com sementes dormentes poderá ter nova chance de estabelecimento quando houver novamente disponibilidade de água.

O crescimento acelerado das plântulas das três espécies estudadas pode contribuir para o sucesso competitivo em ambientes de Cerrado. Por isso, o crescimento mais acelerado das plântulas de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, em comparação com as plântulas de *P. elliottii* var. *elliottii*, pode demonstrar que essas espécies – ainda não invasoras – poderão vir a sê-lo.

Em campo, a baixíssima germinabilidade das três espécies demonstra que o Cerrado possui certo grau de resistência. Porém, é suscetível à invasão por *P. elliottii* var. *elliottii*, *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa* e a presença da vegetação herbácea não impediu a germinação das espécies. De qualquer forma, a predação, não medida neste estudo, pode ser o fator mais importante para a baixíssima germinabilidade encontrada. Assim, recomenda-se que experimentos de semeadura em

campo levem em conta a predação, protegendo o local com gaiolas ou aumentando a quantidade de sementes.

Considerando a distância de dispersão de sementes, *P. elliotii* var. *elliotii* dispersou a até 150 m em relação ao talhão, mas a grande maioria das sementes foi coletada, principalmente, até a distância de 30 m. Em média, no ano de 2014, quando foi avaliada a dispersão das sementes, a velocidade do vento foi da classe “brisa moderada”, portanto, espera-se que a proporção de sementes alcançando 150 m ou mais aumente em anos com rajadas de vento mais fortes. Na comparação de métodos de coleta de sementes, o coletor-funil foi mais eficiente do que o coletor-cola nas distâncias mais próximas ao talhão, mas houve similaridade de sementes coletadas nas distâncias de 100 e 150 m.