

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  
Biotecnologia da Universidade de São Paulo.  
Departamento de Ecologia.

1. Invasão biológica 2. Coníferas I.  
Universidade de São Paulo. Instituto de Biotecnologia.  
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 Schldl, 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 – EExI). 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 EExI, 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 - EEXI). 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 EEXI. 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

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

### Capítulo 2

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

### Capítulo 3

<b>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> _____</b>	<b>74</b>
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. elliotii* var. *elliotii* 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 *Australes* (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),

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 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.
- 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.; BORGHETTI, 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 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.; 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*.

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. elliotii*, 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. elliotii* 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. elliotii* 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. elliotii* var. *elliotii* 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. elliotii* var. *elliotii* 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. elliotii* var. *elliotii* 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

## CONCLUSÕES

A partir deste estudo, conclui-se que:

- *P. elliotii* var. *elliotii* 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. elliotii* var. *elliotii* 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. elliotii* var. *elliotii* 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 Agronômico 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 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.

- 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. elliotii* var. *elliotii*, 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. elliotii* var. *elliotii* 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. elliotii* var. *elliotii* 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. elliotii* var. *elliotii* em comparação com *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. oocarpa*, a presença um pouco maior de dormência nas sementes de *P. elliotii* var. *elliotii*, 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. elliotii* var. *elliotii*, 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. elliotii* var. *elliotii*, *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 devem levar 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.