

Brisa Marciniak de Souza

**POTENCIAL DE INVASÃO ASSOCIADO À DISPERSÃO POR
AVES: *Schefflera arboricola* (HAYATA) MERR NO ENTORNO
DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO TABULEIRO (SANTA
CATARINA, BRASIL)**

Dissertação submetida ao Programa de
Pós-graduação em Ecologia da
Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau de
Mestre em Ecologia.

Orientadora:

Profa. Dra. Tânia Tarabini Castellani

Coorientadora:

Profa. Dra. Michele de Sá Dechoum

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

de Souza, Brisa Marciniak
Potencial de invasão associada à dispersão por
aves: *Schefflera arboricola* (MAYATA) NERB no
entorno do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro
(Santa Catarina, Brasil) / Brisa Marciniak de
Souza ; orientador, Tânia Tarabini Castellani,
coorientador, Michele de Sá Dechoum, 2019.
78 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas,
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis,
2019.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Ecologia. 3. Plantas exóticas
invasoras. 4. Frugivoria e dispersão de sementes .
5. Unidades de conservação. I. Castellani, Tânia
Tarabini . II. Dechoum, Michele de Sá . III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

"Potencial de invasão associado à dispersão por aves: *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr no entorno do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (Santa Catarina, Brasil)"

Por

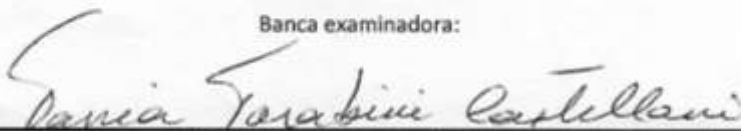
Brisa Marciniak de Souza

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (003/2019/PPGECO) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFSC.



Prof.(a) Dr.(a) Fábio Gonçalves Daura Jorge
Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Banca examinadora:



Dr.(a) Tânia Tarabini Castellani (Universidade Federal de Santa Catarina)
Orientador(a)



Dr.(a) Sergio Martín Zalba - participação por videoconferência (Universidad Nacional del Sur)

Prof. Dr. Fábio Gonçalves Daura Jorge
Coordenador do PPG em Ecologia
UFSC Portaria nº 725/2018/GR



Dr.(a) Natália Hanazaki (Universidade Federal de Santa Catarina)

Florianópolis, 26 de fevereiro de 2019.

Este trabalho é dedicado ao pensamento científico da presente e futuras gerações.

AGRADECIMENTOS

Escolher o caminho do pensamento lógico, crítico e mutável não é o mais cômodo, principalmente no cenário atual. Ser biólogo envolve ainda escolher defender milhões de espécies de escolhas que sua própria espécie realiza em busca de um desenvolvimento egoísta e ilusório. Nesta jornada, aprendi muito mais sobre mim. Aprendi que além de bióloga, cientista e pesquisadora - luto contra todo e qualquer tipo de injustiça social, humana e ambiental.

Fui ensinada, desde pequena, que eu podia ser o que eu quisesse. Me foi criada uma esperança, uma ilusão de que o mundo é justo, que se você gosta de alguma coisa, e você é bom, você chega lá. Mas, quando você é mulher, o caminho não foi feito para pessoas como você. Pior ainda é perceber que se você é mulher não importa o caminho escolhido, você será vista através disso.

Nesta etapa, gostaria de agradecer primeiramente quem me ensinou a correr atrás dos meus sonhos, meu maior exemplo de mulher, minha avó materna Ely Costa Marciniak (*in memoriam*). Mulher forte, que além de me criar, foi exemplo de educadora, pessoa ética e defensora dos injustiçados.

Quero agradecer à minha família que sempre me ajudou e apoiou. Obrigada mãe Giselle Marciniak por enxergar beleza nas pequenas coisas, tua alma humilde e poeta é uma inspiração. Obrigada também imão Caá, cunhada Márcia e tia Ceres.

Existem mulheres que escolhem ser mães, afinal, é o objetivo máximo da existência - deixar descendentes. Entretanto, há mulheres que escolhem deixar um legado de formas diferentes. Ser pesquisadora, assim como mãe, é ter trabalho dia e noite. Nessa analogia, pode-se dizer que a dissertação é o filho calmamente planejado. A gestação é demorada, leva quase 2 anos. Ao decorrer, você faz de tudo para que o filho nasça com saúde e boa forma. Na dissertação, assim como na gravidez você pode ter diversas complicações. Por exemplo, muitas vezes você está cansada, nervosa e ansiosa, acha que nada vai dar certo.

Aí entram em cena, outras mulheres fortes! Poderia chamar de madrinhas da dissertação? Michele Dechoum e Tânia Castellani, vocês são exemplo de mulheres na ciência. Vocês não sabem o quanto admiro

vocês, e talvez depois desse texto ainda não tenham noção do tamanho da minha gratidão. Agradeço à vocês por me darem essa oportunidade e principalmente por serem orientadoras maravilhosas.

Dentre as amizades que essa gestação proporcionam, quero agradecer especialmente à Graziela Blanco, Maiara Hayata, Suelen Cunha e Marcela Machado. Mulheres maravilhosas e que são irmãs que a vida me presenteou, amo vocês!

Quero deixar um agradecimento muito especial ao Leonardo de Campos, pessoa mais do que maravilhosa, que enaltece minhas qualidades, e compreende meus defeitos. Você me faz uma pessoa melhor a cada dia e me faz acreditar na veracidade do amor - Te amo!

Quero agradecer também às oportunidades que a educação pública garantem. A bolsa da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES). Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGECO), aos professores, técnicos, terceirizados, e principalmente aos colegas que fazem eu me sentir em casa e fazem essa jornada ser mais prazerosa. Especialmente agradeço ao grupo 2 vocês são o melhor trabalho em grupo da vida, e não é pra puxar o saco!

Gostaria de agradecer também o biólogo Fernando Bruggemann, pelo apoio na utilização das dependências do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, e todo o pessoal que ajudou em campo.

Por fim, quero agradecer à banca pela disponibilidade e sugestões que tenho certeza, só vão melhorar o trabalho. Eu sei, quando o filho nascer, o trabalho não para. E quando o tempo passar vou olhar para trás e pensar “podia ter feito melhor”. Mas isso fez parte da pessoa que eu sou hoje. E me prepara para a pessoa que pretendo ser amanhã.

A luta segue, com os nossos ♥

Muito obrigada a todos!

“There is a much more
insidious kind of extinction:
the extinction of
ecological interactions”

(Janzen, D.H. 1974)

RESUMO

Invasões por espécies exóticas podem causar alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, e estão entre as principais causas diretas de perda de biodiversidade mundial. A invasão por plantas exóticas em comunidades vegetais pode ser facilitada pelo estabelecimento de interações mutualísticas de dispersão de sementes com aves residentes. Nessas interações as plantas exóticas ampliam as chances de sucesso no estabelecimento de seus propágulos na paisagem e a probabilidade de novos focos de invasão ocorrerem. Identificar as variações individuais em populações de plantas exóticas invasoras que facilitam estas interações pode auxiliar em estratégias de manejo e atenuar os riscos provenientes de invasões biológicas em unidades de conservação. O objetivo geral deste estudo foi avaliar o potencial invasor de *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr (Araliaceae) em uma área de Floresta Ombrófila Densa (FOD), com base em atributos individuais de *S. arboricola* associados à atração e dispersão de sementes por aves. As hipóteses testadas foram: a) uma maior produção individual de frutos de *S. arboricola* influencia positivamente na frugivoria pela avifauna e; b) a germinação de *S. arboricola* é beneficiada pela frugivoria. Os objetivos específicos foram: a) avaliar a fenologia reprodutiva e oferta de recurso de *S. arboricola*; b) descrever as interações de frugivoria de *S. arboricola* com a avifauna local c) avaliar atributos individuais de *S. arboricola* associados à frugivoria pela avifauna e; d) avaliar a germinação das sementes de *S. arboricola* com e sem frugivoria. Realizamos medições em 19 indivíduos adultos presentes no jardim, áreas verdes e FOD do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, localizado a menos de 1 km do limite norte do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PEST). Estimamos a produção de frutos e sementes, avaliamos a fenologia reprodutiva, investigamos as interações de frugivoria realizadas pela avifauna e também avaliamos a germinação de sementes com e sem passagem pelo trato digestivo de aves. Foram identificadas características que confirmam o alto potencial de invasão de *S. arboricola* tais como: dispersão de sementes por aves; capacidade de estabelecimento em diferentes tipos de substrato ao longo da estratificação vertical da floresta; alta porcentagem de germinação de sementes; germinação precoce após passagem pelo trato digestivo de aves; e floração e frutificação estendidas ao longo do ano. Nossos resultados sugerem que o estabelecimento de interações mutualísticas de

dispersão de sementes de *S. arboricola* na comunidade invadida, bem como características intrínsecas da espécie aumentam seu potencial invasor, sugerindo que o processo de invasão por *S. arboricola* nesta área de FOD, e potencialmente no interior do PEST é iminente. Para o manejo, deve-se priorizar o corte de indivíduos adultos reprodutivos próximos a bordas de fragmentos florestais e ao longo de cursos d'água existentes na zona de amortecimento do PEST - de modo a evitar a formação de frutos e potencial dispersão de sementes da espécie.

Palavras-chave: Dispersão de sementes; Frugivoria; Plantas exóticas invasoras; Invasão biológica; Manejo; Unidades de conservação.

ABSTRACT

Invasions by non-native species can cause changes in the structure and functioning of ecosystems, and are among the main direct causes of loss of biodiversity worldwide. Invasion of non-native plants into plant communities can be facilitated by the establishment of mutualistic seed dispersal interactions with resident birds. In these interactions non-native plants increase the chances of success in establishing their propagules in the landscape and the probability of new invasion nascent-foci occur. Identifying individual variations in invasive plants that facilitate interactions can help in management strategies and mitigate the risks from biological invasions in protected areas. The objective of this study was to assess the invasiveness of *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr (Araliaceae) in a Dense Ombrophilous Forest (DOF) based on individual attributes of *S. arboricola* associated with the attraction and seed dispersal by birds. We tested the hypotheses: a) a greater individual production of *S. arboricola* fruits positively influences the frugivory by birds and; b) the germination of *S. arboricola* is favored by frugivory. The specific objectives were: a) to evaluate the reproductive phenology and resource supply of *S. arboricola*; b) to describe the interactions of frugivory of *S. arboricola* with local birds c) to evaluate individual attributes of *S. arboricola* associated with frugivory by birds and; d) to evaluate the germination of the seeds of *S. arboricola* with and without frugivory. We performed measurements in 19 *S. arboricola* adult plants present in the garden, green areas and DOF of the Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, located less than 1 km from the northern limit of the Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PEST). We assessed fruit and seed production, assessed the reproductive phenology of the species, investigated the interactions of frugivory by birds and also evaluated seed germination with and without bird gut passage. Traits that confirm the high invasiveness of *S. arboricola* were: seed dispersal by birds; the ability of establishment in different substrate types along the vertical stratification of the forest; high percentage of seed germination; early germination after bird gut passage; and extended flowering and fruiting during the year. Our results show that the establishment of seed dispersal interactions with native birds and intrinsic traits of the *S. arboricola* increase the invasion potential of the studied species, suggesting that the process of invasion of *S. arboricola* in the DOF, and consequently, in the PEST is imminent. In this sense, adult plants of *S. arboricola* must be eliminated, giving priority to cutting off the reproductive adults at forest edges and along the river banks that belong

to the buffer zone of the PEST - in order to avoid fruit formation and potential seed dispersion of the species.

Keywords: Seed dispersal; Frugivory; Invasive non-native plant; Invasion biology; Management; Protected areas

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - A) Localização da área de estudo no sul do Brasil, no *hotspot* Mata Atlântica; no detalhe, localização do PEST (Parque Estadual da Serra do Tabuleiro); B) Localização da área onde indivíduos de *Schefflera arboricola* foram amostrados, e o limite norte do PEST. 45

Figura 2 - Histograma circular do índice de intensidade de Fournier para cada fenofase reprodutiva de *Schefflera arboricola* durante o período de agosto/2017 a agosto/2018 em áreas verdes do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, localizado no *hotspot* Mata Atlântica, no sul do Brasil. Barras verdes representam a floração e barras vermelhas a frutificação, bem como suas intensidades em cada data de observação bimensal. A seta aponta para o ângulo médio (a). O comprimento desta seta representa o valor de r , que varia de 0 a 1, e mostra a concentração da fenofase ao redor do ângulo médio (grau de sazonalidade)..... 51

Figura 3 - Testes pareados de porcentagem de germinação (A) e tempo até germinação em dias (B) de sementes de *S. arboricola* mediante passagem pelo trato digestivo de aves (Tratamento “com”) e sementes que não foram ingeridas por aves (Tratamento “sem”). 59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Aves registradas interagindo com *Schefflera arboricola* em áreas verdes do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, localizado no *hotspot* Mata Atlântica no sul do Brasil. Hábitat (H): 1- florestas, 2- bordas de floresta, capoeiras/capoeirões, 3- ambientes antrópicos (jardins, parques e cidades). Alimentação (A): FR - frugívoros, ON - onívoros; IN – insetívoros. Tamanho do corpo (cm). NV- número de visitas. NC - número de frutos consumidos pela espécie. I% - porcentagem de ingestão de frutos por visita. Nomenclatura das espécies registradas de acordo com a listagem do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014). Classificação quanto aos hábitos alimentares, tamanho corporal e hábitats de vida foram feitas segundo Sick (1997), Sigrist (2014) e Begnini (2011). 55

Tabela 2 - Resultados do LMM referente ao número de visitas da avifauna a indivíduos de *Schefflera arboricola* no Hotel Caldas da Imperatriz, Município de Santo Amaro da Imperatriz, estado de Santa Catarina, Brasil. Número de ramos com frutos (RS), altura da planta (AI) e altura da planta com substrato (AT). 57

Tabela 3 - Resultados do LMM referente ao número de frutos de *Schefflera arboricola* consumidos pela avifauna no Hotel Caldas da Imperatriz, Município de Santo Amaro da Imperatriz, estado de Santa Catarina, Brasil. Número de ramos com frutos (RS), altura da planta com substrato (AT) e área da elipse da copa (AE). 57

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	19
1.1 INVASÕES BIOLÓGICAS: ASPECTOS GERAIS.....	19
1.2 INTERAÇÕES POSITIVAS E INVASÕES BIOLÓGICAS	21
1.3 ESPÉCIES EXÓTICAS ORNAMENTAIS: DISPERSÃO A PARTIR DE JARDINS.....	25
1.4 PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: CONTEXTUALIZAÇÃO, IMPACTOS E MANEJO.....	26
1.5 SISTEMA DE ESTUDO.....	27
2 REFERÊNCIAS	28
3 CAPÍTULO 1.....	39
Potencial de invasão de <i>Schefflera arboricola</i> (Hayata) Merr (Araliaceae) associado à dispersão por aves	39
Introdução.....	40
Materiais e métodos	44
<i>Sistema de estudo</i>	<i>44</i>
<i>Coleta e Análise de Dados</i>	<i>46</i>
Resultados	50
<i>Fenologia reprodutiva e oferta de recurso</i>	<i>51</i>
<i>Interações de frugivoria com a avifauna</i>	<i>53</i>
<i>Germinação das sementes</i>	<i>58</i>
Discussão	59
Referências.....	65
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	75
5 ANEXOS	77

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 INVASÕES BIOLÓGICAS: ASPECTOS GERAIS

Uma das características que definem o Antropoceno é a quebra das barreiras biogeográficas através da migração de espécies pelo ser humano (LEWIS & MASLIN, 2015), resultantes do aumento da população humana, da mobilidade para novas regiões e do processo de globalização (RICHARDSON et al., 2000a; ZENNI & ZILLER, 2011). Por meio desses processos, espécies vegetais foram introduzidas fora de sua área de distribuição natural (ZENNI & ZILLER, 2011). As introduções podem ocorrer de forma acidental, como através de sementes misturadas a sementes de outras plantas cultivadas, ou de forma intencional, para fins alimentícios, ornamentais, dentre outros. As espécies introduzidas em áreas fora de sua distribuição original são chamadas de exóticas (RICHARDSON et al., 2000a).

O deslocamento de plantas por vias antrópicas para além da área de sua distribuição original, seja inter e/ou infracontinental, numa escala aproximada de 100 km, representa a primeira fase para que ocorra um processo de invasão biológica (RICHARDSON et al., 2000a). Após algum tempo de estabelecimento e adaptação às novas condições bióticas e abióticas, a planta exótica pode seguir três trajetórias: I) a de espécie exótica casual, que se reproduz esporadicamente e necessita de intervenções humanas e introduções repetidas para a sua persistência; II) a de espécie exótica estabelecida, que passa a se reproduzir sem auxílio humano e sustentar populações ao longo de muitos ciclos de vida, mas não necessariamente invade ecossistemas naturais ou com influência antrópica e; III) a de espécie exótica invasora, que transpõe as barreiras de dispersão locais e regionais, conseguindo expandir sua distribuição, estabelecendo novas populações em áreas distantes do local inicial de introdução (RICHARDSON et al., 2000a).

Plantas exóticas que se reproduzem por sementes podem ser consideradas invasoras quando estabelecem novas populações a distâncias iguais ou superiores a 100 metros em menos de 50 anos a partir do ponto de introdução. Já as que se reproduzem assexuadamente (e.g. propagação de raízes, rizomas e estolões), podem ser consideradas invasoras quando ultrapassam seis metros em menos de três anos de introdução (RICHARDSON et al., 2000a). No processo de invasão

biológica, espécies introduzidas podem permanecer com baixo número de indivíduos por vários anos até que haja um aumento evidente em sua ocorrência, sendo este período de adaptação chamado de fase de latência (*lag phase*). A fase de latência pode ser definida como o intervalo necessário entre a adaptação de uma espécie a determinadas condições do novo ambiente, e a fase de aumento acentuado da população, quando a espécie passa a se disseminar vigorosamente (AIKIO et al., 2010). A fase de adaptação pode levar até um século para árvores e arbustos (HARRIS & TIMMINS, 2009), dificultando a previsão do momento em que a espécie se tornará invasora.

Os esforços de introdução de espécies por vias antrópicas são determinantes para o processo de invasão. Denomina-se pressão de propágulos a combinação do número de eventos de introdução e do número de propágulos introduzidos a cada evento (SIMBERLOFF, 2009). Também importantes em processos de invasões biológicas são a diversidade genética das populações-fonte e os padrões temporais e espaciais da chegada dos propágulos (LOCKWOOD et al., 2005; SIMBERLOFF, 2009). Comunidades que recebem maior fluxo de propágulos (pressão de propágulos) de espécies introduzidas estão mais suscetíveis à invasão biológica, pois uma chegada contínua de propágulos pode aumentar a probabilidade de sobrevivência e estabelecimento de espécies introduzidas, diante de situações adversas que possam prejudicar populações pequenas (SIMBERLOFF, 2009; DUNCAN, 2011). Assim, introduções repetidas de uma determinada espécie podem aumentar a chance desta se tornar invasora em um novo ambiente.

No processo de invasão biológica, espécies exóticas tendem a aumentar sua abundância e tornarem-se dominantes (ZILLER, 2000), podendo provocar o deslocamento e/ou a limitação do estabelecimento de espécies nativas e ter reflexo na sua riqueza e abundância (PYSEK et al., 2012; QUESTAD et al., 2012). Como exemplos, na América do Norte, as plantas exóticas invasoras *Fallopia japonica* e *Acer platanoides*, ao promover um maior sombreamento em florestas ripárias, causam declínio no estabelecimento de espécies nativas e consequente alteração na composição vegetal da comunidade (REINHART et al., 2005; WILSON et al., 2017); e no sul da América do Sul, na Floresta Estacional Decidual, a planta exótica invasora *Hovenia dulcis* altera o processo de regeneração e dinâmica de sucessão na comunidade vegetal (SCHMIDT, 2018).

Plantas exóticas invasoras podem, ainda, provocar impactos no regime de distúrbios naturais em ecossistemas, tais como alteração no regime de fogo, ciclos hidrológicos e ciclagem de nutrientes (PYSEK et al., 2012). Além disso, plantas exóticas invasoras podem também estabelecer novas interações ecológicas com espécies do ambiente receptor, alterando as interações ecológicas entre espécies nativas (TRAVERSESET & RICHARDSON, 2006, 2014), podendo levar a rupturas em redes mutualistas - através do estabelecimento de interações mutualísticas entre espécies exóticas e nativas, tanto acima como abaixo do solo (TRAVERSESET & RICHARDSON 2014). Dada a importância das interações estabelecidas entre organismos para a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (VILÀ et al., 2011; TRAVERSESET & RICHARDSON, 2014), invasões por espécies exóticas são uma ameaça para processos ecossistêmicos e serviços ecossistêmicos (TRAVERSESET & RICHARDSON, 2006; PEJCHARL & MOONEY 2009; PYSEK et al., 2012; VILÀ & HULME, 2017).

A longo prazo, com a crescente modificação de paisagens causada por atividades antrópicas, pode haver a extinção local gradual de espécies nativas e a substituição dessas pela expansão e dominância de espécies exóticas nos novos ambientes, fenômeno conhecido por homogeneização biótica (OLDEN et al., 2004). Este fenômeno acaba por diminuir a diversidade e ocasionar a simplificação dos ecossistemas (OLDEN et al., 2018). Atualmente, invasões por espécies exóticas estão entre as principais causas diretas de perda de biodiversidade mundial, especialmente em unidades de conservação (FOXCROFT et al., 2013; FOXCROFT et al., 2017).

1.2 INTERAÇÕES POSITIVAS E INVASÕES BIOLÓGICAS

Além da pressão de propágulos, características biológicas das espécies introduzidas e das comunidades receptoras são determinantes para o sucesso ou o fracasso em processos de invasão biológica (RICHARDSON & PYSEK, 2006). O potencial de uma espécie exótica de se reproduzir, espalhar-se para novas áreas e estabelecer novas populações em novos ambientes é denominado potencial de invasão (*invasiveness*, em inglês). O potencial de invasão é determinado por atributos biológicos relacionados a uma maior capacidade de estabelecimento, sobrevivência, reprodução e dispersão (REJMÁNEK,

2011). Alguns destes atributos são: a alta produção e a alta porcentagem de germinação de sementes, emergência rápida e abundante de plântulas, rápido crescimento vegetativo, alta plasticidade fenotípica e período de floração e frutificação estendidos (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996; GOSPER et al., 2005; PYSEK et al., 2012; VAN KLEUNEN et al., 2018).

Não só os atributos da espécie exótica determinam se esta terá êxito no seu estabelecimento: interações com espécies residentes na comunidade receptora também são importantes para determinar a resistência ou suscetibilidade (*invasibility*, em inglês) da comunidade às invasões biológicas. A comunidade nativa pode oferecer resistência biótica através do estabelecimento de interações negativas com as espécies introduzidas (e.g. competição, predação, herbivoria e parasitismo) e conter processos de invasão em seus diferentes estágios, seja impedindo o estabelecimento inicial ou regulando o crescimento e a disseminação subsequentes (LEVINE et al., 2004). Por outro lado, pode ocorrer o estabelecimento de interações positivas entre as espécies exóticas e nativas, o que pode tornar a comunidade mais suscetível às invasões (TRAVERSE & RICHARDSON, 2011). Estas interações, sejam positivas ou negativas, tendem a crescer à medida que as introduções de espécies e outras ações antropogênicas aceleram (RICHARDSON et al., 2000b; ASLAN, 2015; SEEBENS et al. 2017).

Mutualismo é um tipo de interação ecológica em que ambas as espécies envolvidas são beneficiadas (BRONSTEIN, 2009) e acabam por facilitar a superação de barreiras inerentes ao processo de invasão biológica (TRAVERSE & RICHARDSON, 2014). Em populações vegetais, a associação mutualística com microrganismos do solo possibilita o estabelecimento de plantas introduzidas nos novos locais. Esta associação pode ocorrer com espécies de fungos nativos, cosmopolitas e, inclusive, com espécies de fungos introduzidas junto com o parceiro mutualista (NUÑEZ & DICKIE, 2013). Esta associação é importante para a persistência da espécie exótica na comunidade e também constitui uma vantagem no processo de invasão biológica (MENZEL et al., 2017). Acima do solo, outros dois mutualismos são fundamentais para o sucesso reprodutivo da espécie introduzida: o transporte de gametas via polinização e a dispersão de sementes (BRONSTEIN, 2001). Especialmente importantes no processo de invasão biológica, mutualismos são fundamentais no estabelecimento da espécie no novo ambiente, na produção de diásporos viáveis e na

dispersão de propágulos para áreas distantes do local de introdução (RICHARDSON et al., 2000b; TRAVESET & RICHARDSON, 2011.; ASLAN, 2015).

Plantas exóticas invasoras com frutos carnosos dispersos por animais parecem ter uma vantagem no processo de invasão biológica em novos habitats quando comparadas a outras plantas invasoras (BUCKLEY et al. 2006; MUÑOZ e ACKERMAN 2013; TRAVESET e RICHARDSON 2014). As aves estão entre os principais agentes dispersores de sementes de plantas exóticas invasoras (GOSPER et al., 2005). Nestas interações mutualísticas, as plantas ampliam as chances de sucesso no estabelecimento de seus propágulos na paisagem e, em contrapartida, as aves adquirem recursos alimentares (RALDI, 2009; PIZO, 2012; ALVES et al., 2012). Alguns exemplos de plantas exóticas invasoras dispersas por aves são: *Lonicera maackii* na América do Norte (BARTUSZEVICE & GORCHOV, 2006); *Cotoneaster franchetii* (VELEZ et al., 2018) e *Prunus mahaleb* (AMODEO et al., 2017) na Argentina; *Lantana camara*, *Rubus niveus* e *Psidium guajava* nas ilhas Galápagos (HELENO et al., 2013); *Schinus terebinthifolius* e *Litsea glutinosa* na África do Sul (DLAMINI et al., 2018); e *Psidium guajava* (SILVA et al., 2013), *Archontophoenix cunninghamiana* (CHRISTIANINI, 2006) e *Hovenia dulcis* (LIMA et al., 2015) no Brasil.

Apenas o consumo de frutos por uma espécie de ave não resulta em dispersão eficiente, sendo a eficiência quantificada pelo número de sementes que são dispersadas pela ave multiplicado pela probabilidade de que a semente chegue à fase adulta (SCHUPP et al., 2010). Diversos fatores influenciam na eficiência do dispersor, como características pré-dispersão (e.g. comportamentos de forrageio) e pós-dispersão (e.g. modo de eliminação das sementes e o ambiente de deposição), e componentes quantitativos e qualitativos (SCHUPP, 1993; JORDANO & SCHUPP, 2000; SCHUPP et al., 2010). O número de visitas realizadas à planta e o número de sementes dispersas por visita são componentes quantitativos relacionados à eficiência do dispersor. A qualidade da dispersão de sementes corresponde à probabilidade que a semente dispersada sobreviva ao tratamento dado à semente entre o bico e a passagem pelo trato digestivo e a probabilidade de que uma semente viável sobreviva, germine e produza um novo adulto (qualidade de deposição) (SCHUPP, 1993; JORDANO et al., 2006; AZAMBUJA, 2009; PIZO, 2012).

Na região Neotropical encontra-se a maior riqueza de aves que consomem frutos (KISSLING et al., 2009; PIZO & GALETTI, 2010). A maioria das aves dispersoras de sementes não é frugívora estrita, incluindo, em maior ou menor grau, invertebrados e partes vegetativas de plantas em sua dieta (JORDANO, 2000). Consequentemente, existem diferentes graus de dependência de frutos na dieta e diversificadas formas de obtenção e manipulação desses frutos entre as espécies de aves, o que influencia na eficiência de cada consumidor em dispersar sementes. Os consumidores de polpa, ou mascadores, são aves que, ao manipular os frutos com o bico, extraem apenas a polpa e acabam por derrubar a maioria das sementes sob a planta mãe, sendo considerados dispersores não tão eficientes (MONTALDO, 2005). Por outro lado, os consumidores engolidores, ingerem os frutos inteiros e são considerados bons dispersores de sementes. Após a interação, as sementes podem ser defecadas, regurgitadas, cuspidas ou carregadas pelos consumidores; porém para que o dispersor seja considerado eficiente, a semente deve sair intacta desses processos (JORDANO, 2000; ALVES et al., 2012). Neste sentido, também existem os predadores de sementes, que são aves que podem inviabilizar as sementes ainda no bico, ou na passagem pelo trato digestivo (JORDANO, 2000).

O estabelecimento de interações mutualísticas de dispersão de sementes entre plantas exóticas e aves que nunca tiveram contato com a espécie pode ser facilitado se a planta apresentar similaridades morfológicas (e.g. coloração, tamanho e forma do fruto) ou fisiológicas (e.g. composição química) com espécies vegetais nativas (TRAVERSE & RICHARDSON, 2011). Além disso, o estabelecimento da interação pode ser facilitado quando a planta introduzida apresentar atributos que facilitem o estabelecimento de interações com a avifauna residente, tais como: frutos carnosos, atrativos *displays* de frutificação, frutos energeticamente ricos, frutos ofertados em grande quantidade e fenologias em épocas diferentes das apresentadas por plantas nativas (RICHARDSON et al., 2000b; GOSPER et al., 2005). Ainda, o tamanho do fruto e das sementes são importantes atributos quando considerada a escolha por aves, tendo em vista que podem restringir o número de espécies que conseguem usufruir do recurso. Neste sentido, Richardson et al. (2000b) preveem que plantas exóticas com pequenos frutos carnosos e contendo pequenas sementes apresentam alto risco de invasão, pois essas características facilitam que aves com todos os tamanhos de bico possam se alimentar desse recurso.

1.3 ESPÉCIES EXÓTICAS ORNAMENTAIS: DISPERSÃO A PARTIR DE JARDINS

Espécies vegetais foram e seguem sendo amplamente utilizadas e incorporadas em culturas humanas, passando assim, a acompanhar migrações e processos de movimentação de pessoas, tornando-se exóticas e aumentando o número de eventos de introdução nos mais variados ambientes (VAN KLEUNEN et al., 2018). A principal via de introdução de espécies vegetais invasoras é a horticultura ou o uso para fins ornamentais (HULME et al., 2008; VAN KLEUNEN et al., 2018; GUO et al., 2019). A utilização de plantas para fins ornamentais em jardins está ligada à procura guiada por tendências de jardinagem e à disponibilidade destas em jardins botânicos e atacadistas (VAN KLEUNEN et al., 2018). O melhoramento de plantas ornamentais frequentemente seleciona características para introdução que também estão relacionadas ao potencial de invasão, como alta taxa de germinação e crescimento, possibilidade de estabelecimento em diferentes condições ambientais e resistência a patógenos (FOXCROFT et al., 2008; VAN KLEUNEN et al., 2018). As modas de jardinagem são alteradas regularmente, o que afeta a ordem cronológica em que as plantas de diferentes partes do mundo se tornam disponíveis e, conseqüentemente, passam a apresentar maior risco de invasão em virtude de maiores esforços de introdução (VAN KLEUNEN et al., 2018). Várias espécies vegetais listadas entre as piores invasoras no mundo escaparam diretamente do cultivo em jardins botânicos (HULME, 2011; VAN KLEUNEN et al., 2018), e jardins domésticos são a principal fonte de espécies vegetais com capacidade de estabelecimento e invasão (GUO et al., 2019).

A utilização de espécies vegetais exóticas em jardins e áreas verdes públicas e privadas amplia a disponibilidade de fontes de propágulos dessas espécies na paisagem (FOXCROFT et al., 2011). Isto possibilita que aves frugívoras que frequentam esses jardins e áreas verdes passem a dispersar sementes para outras áreas, sejam elas com ou sem influência antrópica próxima, aumentando a chance de estabelecimento das plantas introduzidas (e.g. SILVA et al., 2013). São diversas as espécies de aves frugívoras que transitam por ambientes florestais e áreas abertas (e.g. árvores e arbustos isolados em matrizes campestres, jardins e vegetação de porte baixo) e promovem a deposição

de sementes ao longo dos seus deslocamentos (PIZO, 2004; 2012). Esses movimentos pós-alimentares dos consumidores podem levar as sementes a sítios adequados para sua germinação e estabelecimento (JORDANO et al., 2006; PIZO, 2012). Este processo de dispersão representa a ligação entre a última fase reprodutiva da planta com a primeira fase do recrutamento da população (GALETTI et al., 2003). Nesse sentido, quanto mais consumidas forem as plantas exóticas, maior será a chuva de propágulos para longe do local de introdução, aumentando a probabilidade de novos focos de invasão ocorrerem (MOODY e MACK, 1988), inclusive dentro de unidades de conservação.

1.4 PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO: CONTEXTUALIZAÇÃO, IMPACTOS E MANEJO

A criação de unidades de conservação é uma das principais estratégias para conservação da biodiversidade (LEVERINGTON et al., 2010). Essas áreas devem servir de refúgio para espécies nativas, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas, diante dos riscos provenientes da disseminação de espécies exóticas invasoras (FOXCROFT et al., 2013; GALLARDO et al., 2017). No Brasil, além de ser proibida a introdução de espécies exóticas em Unidades de Conservação (LEI FEDERAL nº 9.985/00 - Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação), ações de erradicação, controle e monitoramento de espécies exóticas são necessárias nessas áreas (RESOLUÇÃO CONABIO nº 7/18). Porém, dificilmente existe alguma unidade de conservação, mesmo que isolada, que não tenha influência humana, e na qual não ocorram espécies exóticas (FOXCROFT et al., 2008). Sendo assim, unidades de conservação não estão imunes a invasões biológicas (FOXCROFT et al., 2011).

Dessa forma, o manejo de espécies exóticas invasoras é um desafio crescente na gestão de unidades de conservação (FOXCROFT et al., 2008). A estratégia de manejo mais efetiva é evitar que o problema seja criado - ou seja, deve haver mecanismos para evitar a introdução de espécies - pois os esforços e custos necessários para o manejo de áreas invadidas intensificam-se com o tempo (HARRIS & TIMMINS, 2009). Não basta apenas erradicar as espécies dentro de uma unidade de

conservação, mas também garantir que novos propágulos de espécies exóticas invasoras não cheguem ao local, principalmente provenientes das paisagens circundantes (FOXCROFT et al., 2011). As características da paisagem circundante podem auxiliar na disseminação dessas espécies; por exemplo, através de redes fluviais e estradas (FOXCROFT et al., 2011). Neste sentido, para alcançar o objetivo de conservação da biodiversidade, são necessárias também ações de educação, prevenção, detecção precoce e resposta rápida, erradicação, contenção e outras formas de intervenção para o manejo de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação e no seu entorno imediato (WITTENBERG e COCK, 2001).

1.5 SISTEMA DE ESTUDO

Popularmente conhecida como cheflera-pequena (*dwarf schefflera*, em inglês), *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr (Araliaceae) é uma espécie nativa de Taiwan, com ocorrência natural em florestas subtropicais de baixa altitude (OHASHI, 1993; WU et al., 2007). É considerada mundialmente uma importante planta ornamental (CHEN et al., 2002). Suas sementes foram transportadas pela primeira vez por Ron Huroff, no final dos anos 1960, para a Califórnia, onde mais de uma dúzia de cultivares da espécie foram selecionados (CHEN et al., 2002). *Schefflera arboricola* é considerada invasora nos Estados Unidos (Havá e Flórida), ilhas Fiji, Singapura e no Brasil, onde se encontra invadindo unidades de conservação (SANTA CATARINA, 2012; ZILLER & DECHOUM, 2014; I3N Brasil, 2018). Nas áreas onde invade, a espécie cresce preferencialmente em florestas úmidas, estabelecendo-se sobre troncos de árvores ou sobre rochas (STARR et al., 2006; I3N Brasil, 2018).

No Brasil, *S. arboricola* é cultivada tanto em vasos como em jardins como arbusto ornamental (ROMAHN, 2009). Na década de 1980, indivíduos desta espécie foram plantados em áreas verdes do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, localizado a menos de 1 km dos limites do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PEST), a maior unidade de conservação do Estado de Santa Catarina (FATMA, 2009). Atualmente, indivíduos de *S. arboricola* são abundantes nos jardins, mas também em remanescentes florestais de Floresta Ombrófila Densa e adensados em cursos d'água existentes no local, estando estabelecidos

sobre diversos substratos tais como ramos e troncos de árvores, rochas e edificações (observação pessoal).

Os frutos de *S. arboricola* são ricos em lipídios e muito consumidos por aves, que potencialmente dispersam suas sementes em áreas adjacentes aos jardins onde a espécie é presente (LORENZI & SOUZA, 2008; ROMAHN, 2009; STARR et al., 2006; SILVA, 2015). Caso haja o estabelecimento de interações positivas com a avifauna local, as populações de *S. arboricola* existentes no Hotel Plaza Caldas da Imperatriz podem se tornar fontes de propágulos para processos de invasão biológica no interior do PEST.

Nesse contexto, o objetivo geral do presente trabalho foi avaliar o potencial invasor de *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr (Araliaceae) em uma área de Floresta Ombrófila Densa (FOD), com base em atributos individuais de *S. arboricola* associados à atração e dispersão de sementes por aves nativas. A dissertação está estruturada em um único capítulo, desenvolvido na forma de artigo, a ser submetido para o periódico “*Biological Invasions*”. O capítulo aborda como variações individuais nos indivíduos de *S. arboricola* influenciam no estabelecimento de interações de frugivoria com a avifauna, e como a germinação de sementes de *S. arboricola* pode ser influenciada pela ingestão pela avifauna. Espera-se, com este estudo, avançar nos conhecimentos relacionados ao processo de invasão por *S. arboricola*, contribuindo na construção do conhecimento relacionado ao processo de invasão, e que este possa subsidiar estratégias de manejo da espécie.

2 REFERÊNCIAS

- AIKIO, S.; DUNCAN, R.P.; HULME, P. E. Lag-phases in alien plant invasions: separating the facts from the artefacts. **Oikos**, Lund, v. 119, n. 2, p. 370 – 378, fev. 2010.
- ALVES, M. A. S., VECCHI, M. B., TOMAZ, V. C., PIRATELLI, A. J. O impacto de vertebrados terrestres sobre a comunidade vegetal: aves como exemplos de estudos. In: Del-Claro, K. e Torezan-Silingardi, H.M. (eds.), **Ecologia das interações plantas-animais**:

- uma abordagem ecológico evolutiva.** Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2012. p. 121-154.
- AMODEO, M.R.; VÁZQUEZ, M.B.; ZALBA, S.M. Generalist dispersers promote germination of an alien fleshy-fruited tree invading natural grasslands. **PloS one**, San Francisco, v. 12, n. 2, p. e0172423, fev. 2017.
- ASLAN, C.E.; SIKES, B.A.; GEDAN, K.B. Research on mutualisms between native and non-native partners can contribute critical ecological insights. **NeoBiota**, Sofia, v. 26, p. 39-54, jul. 2015.
- AZAMBUJA, B. O. **Relações entre aves dispersoras de sementes e manchas florestais em matriz campestre na Serra do Sudeste, RS.** 2009. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- BARTUSZEVIGE, A.M.; GORCHOV, D.L. Avian seed dispersal of an invasive shrub. **Biological Invasions**, New York, v. 8, n. 5, p. 1013 - 1022, jul. 2006.
- BRASIL. Lei n. 9985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Regulamentada pelo Decreto nº 3834, de 19 de julho de 2000.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Dispõe sobre a estratégia nacional para espécies exóticas invasoras. Resolução Conabio n. 7, de 29 de maio de 2018.
- BRONSTEIN, J. L. The Costs of Mutualism. **American Zoologist**, Oxford, v. 41. p. 825-839, set. 2001.
- _____. The evolution of facilitation and mutualism. **Journal of Ecology**, London, v. 97, n. 6, p. 1160 -1170, out. 2009.
- BUCKLEY, Y.M. et al. Management of plant invasions mediated by frugivore interactions, **Journal of Applied Ecology**, London, v. 43, p. 848 –857, out. 2006.

- CHEN, J.; HENNY, R. J.; MCCONNELL, D. B. Development of new foliage plant cultivars. In: Janick, J.; Whipkey, A. (Eds.), **Trends in new crops and new uses**, Alexandria:ASHS Press, 2002. p. 466-472.
- CHRISTIANINI, A.V. Fecundidade, dispersão e predação de sementes de *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude, uma palmeira invasora da Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v; 29, n. 4, p. 587-594, out./dez. 2006.
- DLAMINI, P.; ZACHARIADES, C.; DOWNS, C. T. The effect of frugivorous birds on seed dispersal and germination of the invasive Brazilian pepper tree (*Schinus terebinthifolius*) and Indian laurel (*Litsea glutinosa*). **South African Journal of Botany**, Pretoria, v. 114, p. 61-68, jan. 2018.
- DUNCAN, R.P. Propagule Pressure. In: Simberloff, D.; Rejmánek M. (Eds.), **Encyclopedia of Biological Invasions**. Los Angeles: University of California Press, 2011. p. 561-563.
- FATMA – FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. **Parque Estadual da Serra do Tabuleiro: retratos da fauna e da flora**. Florianópolis: criAG, 2009. 80 p.
- FOXCROFT, L.C.; PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M.; PERGL, J.; HULME, P. E. The bottom line: impacts of alien plant invasions in protected areas. In: Foxcroft, L.C.; Pyšek, P.; Richardson, D. M.; Genovesi, P. (Eds), **Plant Invasions in Protected Areas: patterns, problems and challenges**. Springer, Dordrecht, 2013. p. 19-41.
- FOXCROFT, L.C.; JAROŠÍK, V.; PYŠEK, P.; RICHARDSON, D.M.; ROUGET, M. Protected-area boundaries as filters of plant invasions. **Conservation Biology**, Boston, v. 25, n.2, p. 400-405, abr. 2011.
- FOXCROFT, L.C.; RICHARDSON, D.M.; WILSON, J.R.U. Ornamental plants as invasive aliens: problems and solutions in Kruger National Park, South Africa. **Environmental management**, New Delhi, v. 41, n. 1, p. 32-51, jan. 2008.
- FOXCROFT, L.C.; PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M.; GENOVESI, P.; MACFADYEN, S. Plant invasion science in protected areas:

- progress and priorities. **Biological Invasions**, New York, v. 19, n. 5, p. 1353-1378, mai. 2017.
- GALLARDO, B.; ALDRIDGE, D.C.; GONZÁLEZ-MORENO, P.; PERGL, J.; PIZARRO, M.; PYŠEK, P.; THUILLER, W.; YESSON, C.; VILÀ, M. Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. **Global change biology**, Oxford, v. 23, n. 12, p. 5331-5343, jul. 2017.
- GALETTI, M.; PIZO, M.A.; MORELLATO, P.C. Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: Cullen Jr, L. Valladares-Padua, C., Rudran, R. (Eds.), **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo de Vida Silvestre**. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003, p. 395 - 420.
- GOSPER, C.R.; STANSBURY, C.D.; VIVIAN-SMITH, G. Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 11, n. 6, p. 549-558, nov. 2005.
- GUO, W.; VAN KLEUNEN, M.; PIERCE, S.; DAWSON, W.; ESSL, F.; KREFT, H. MAUREL, N.; PERGL, J.; SEEBENS, H.; WEIGELT, P.; PYŠEK, P. Domestic gardens play a dominant role in selecting alien species with adaptive strategies that facilitate naturalization. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, p. 1 - 12, jan. 2019.
- HARRIS, S; TIMMINS, S.M. Estimating the benefit of early control of all newly naturalised plants. **Science for conservation**, Wellington, n. 292, p. 1 - 26, 2009.
- HELENO, R.H.; OLESEN, J. M.; NOGALES, M.; VARGAS, P.; TRAVESET, A. Seed dispersal networks in the Galápagos and the consequences of alien plant invasions. **Proceedings of the Royal Society B**, London, v. 280, n. 1750, p. 20122112, jan. 2013.
- HULME, P. E.; BACHER, S.; KENIS, M.; KLOTZ, S.; KUHN, I.; MINCHIN, D.; NENTWIG, W.; OLENIN, S.; PANOV, V.; PERGL, J.; PYSEK, P.; ROQUES, A.; SOL, D.; SOLARZ, W.; VILA, M. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 45, n. 2, p. 403-414, mar. 2008.

- HULME, P.E. Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 26, n. 4, p. 168-174, abr. 2011.
- I3N BRASIL. **Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil**, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. Disponível em: <http://i3n.institutohorus.org.br/www>. Acesso em 15 de dezembro de 2018.
- JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: Fenner, M. (Ed.) **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. 2 ed. Wallingford: Cabi Publishing, 2000. p. 125-166.
- JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M.A.; SILVA, W.R. Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Duarte, C.F.; Bergallo, H.G., Santos, M.A. (Eds). **Biologia da conservação: essências**. São Paulo: Editorial Rima, 2006. p. 411-436.
- JORDANO, P.; SCHUPP, E. W. Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. **Ecological monographs**, Durham, v. 70, n. 4, p. 591-615, nov. 2000.
- KISSLING, W.D.; BÖHNING-GAESE, K.; JETZ, W. The global distribution of frugivory in birds. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 18, n. 2, p. 150-162, fev. 2009.
- LEVERINGTON, F.; COSTA, K. L.; PAVESE, H.; LISLE, A.; HOCKINGS, M. A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. **Environmental Management**, New Delhi, v. 46, n. 5 , p. 685–698, nov. 2010.
- LEVINE, M.; ADLER, P. B.; YELENIK, S. G. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. **Ecology letters**, Oxford, v. 7, n. 10, p. 975-989, set. 2004.
- LEWIS, S. L.; MASLIN, M. A. Defining the Anthropocene. **Nature**, London, v. 519, p. 171-180, mar. 2015.
- LIMA, R.E.M.; DECHOUM, M.S.; CASTELLANI, T.T.. Native seed dispersers may promote the spread of the invasive Japanese raisin

- tree (*Hovenia dulcis* Thunb.) in seasonal deciduous forest in southern Brazil. **Tropical Conservation Science**, Menlo Park, v. 8, n. 3, p. 846-862, set. 2015.
- LOCKWOOD, J.L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 5, p. 223-228, mai. 2005.
- LORENZI, H.; SOUZA, H. M. **Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 1088 p.
- MENZEL, A.; HEMPEL, S.; KLOTZ, S.; MOORA, M.; PYŠEK, P.; RILLIG, M. C.; ZOBEL, M.; KÜHN, I. Mycorrhizal status helps explain invasion success of alien plant species. **Ecology**, Washington, v. 98, n. 1, p. 92-102, jan. 2017.
- MONTALDO, N. H. Aves frugívoras de un relicto de selva subtropical ribereña en Argentina: manipulación de frutos y destino de las semillas. **El hornero**, Buenos Aires, v. 20, p. 163-172, 2005.
- MOODY, M.E.; MACK, R.N. Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 25, n. 3, p. 1009-1021, dez. 1988.
- MUÑOZ, M. C.; ACKERMAN, J. D. Invasive plants and mutualistic interactions between fleshy fruits and frugivorous animals. In: Shibu J.; Harminder, P.S.; Daizy, R.B.; Ravinder, K.K. **Invasive Plant Ecology**, Boca Raton: CRC Press, 2013. p. 121-136.
- NUÑEZ, M.A.; DICKIE, I. A. Invasive belowground mutualists of woody plants. **Biological Invasions**, New York, v. 16, n. 3, p. 645-661, dez. 2013.
- OHASHI, H. Araliaceae. In: HUANG, T.C. (Eds.) **Flora of Taiwan**, Taipei: Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Department of Botany, National Taiwan University, 1993. p. 1002.
- OLDEN, J. D.; COMTE, L.; GIAM, X. The Homogocene: a research prospectus for the study of biotic homogenisation. **NeoBiota**, Sofia, v. 37, p. 23 - 36, mar. 2018.

- OLDEN, J.D.; POFF, N. L.; DOUGLAS, M. R.; DOUGLAS, M. E.; FAUSCH, K.D. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in ecology & evolution**, Amsterdam, v. 19, n. 1, p. 18-24, jan. 2004.
- PEJCHAR, L.; MOONEY, H. A. Invasive species, ecosystem services and human well-being. **Trends in ecology & evolution**, Amsterdam, v. 24, n. 9, p. 497-504, set. 2009.
- PIZO, M. A. O movimento dos animais frugívoros e das sementes em paisagens fragmentadas. In: Del-Claro, K.; Torezan-Silingardi, H.M. (Eds). **Ecologia das interações plantas-animais: uma abordagem ecológico evolutiva**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2012. p. 141-154.
- PIZO, M A. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Albuquerque, v. 15, p. 117-126, jan. 2004.
- PIZO, M.A.; GALETTI, M. Métodos e perspectivas da frugivoria e dispersão de sementes por aves. In: VON MATTER, S. STRAUBE, F.C. ACCORDI, I. PIACENTINI, V. CÂNDIDO-JR, J.F. (Eds). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 493-506.
- PYSEK, P.; JAROSÍK, V.; HULME, P. E.; PERGL, J.; HEJDA, M.; SCHAFFNER, U.; VILÀ, M. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species traits and environment. **Global Change Biology**, Oxford, v.18, p. 1725-1737, mai. 2012.
- QUESTAD, E.J.; THAXTON, J.M.; CORDELL, S. Patterns and consequences of re-invasion into a Hawaiian dry forest restoration. **Biological invasions**, New York, v. 14, n. 12, p. 2573-2586, dez. 2012.
- RALDI, E. C. **Interações entre Aves e Plantas Zoocóricas na Mata Atlântica: Uma Revisão Bibliográfica**. 2009. 55 f. Monografia (especialização "latu Sensu" em gestão de recursos naturais) - Universidade Do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2009.

- REINHART, K. O.; GREENE, E.; CALLAWAY, R. M. Effects of *Acer platanoides* invasion on understory plant communities and tree regeneration in the northern Rocky Mountains. **Ecography**, Copenhagen, v.28, p. 573–582, out. 2005.
- REJMÁNEK, M. Invasiveness. In: Simberloff, D.; Rejmánek M. (Eds.), **Encyclopedia of Biological Invasions**. Los Angeles: University of California Press, 2011. p. 379-385.
- REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D.M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, Washington, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, set. 1996.
- RICHARDSON, D.M.; ALLSOPP, N.; D'ANTONIO, C.M.; MILTON, S.J.; REJMÁNEK, M. Plant invasions – the role of mutualisms. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 75, n. 1, p. 65-93, fev. 2000b.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in physical geography**, London, v. 30, n. 3, p. 409-431, jul. 2006.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMANEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANETTA, F. D.; WEST, C. J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and distributions**, Oxford, v. 6, n. 2, p. 93-107, mar. 2000a.
- ROMAHN, V. **Arbustos decorativos: Conheça a versatilidade e a beleza de 161 plantas que valorizam o seu jardim**. São Paulo:Europa, 2009, 160 p.
- SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Resolução CONSEMA Nº 08, de 14 de setembro de 2012.
- SEEBENS, H. et al. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. **Nature communications**, London, v. 8, p. 14435, fev. 2017.
- SCHUPP, E.W. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. **Vegetatio**, Haia, v. 107, n. 1, p. 15-29, jun. 1993.

- SCHUPP, E.W.; JORDANO, P.; GÓMEZ, J. M. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. **New Phytologist**, Lancaster, v. 188, n. 2, p. 333-353, out. 2010.
- SHMIDT, A.D. **Efeito da espécie exótica invasora *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) na regeneração de Floresta Subtropical Secundária**. 2018. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2018.
- SILVA, J.C.B.; JUNIOR, J.F.C.; VOGEL, H.F.; CAMPOS, J.B. Dispersão por aves de *Psidium guajava* L. (Myrtaceae) em ambiente ripário na bacia do rio Paraná, Brasil. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v. 34, n. 2, p. 195-204, jul./dez. 2013.
- SILVA, P. A. Mutualismo arriscado na área suburbana: frutos da árvore exótica *Schefflera actinophylla* (Endl.) Harms (Araliaceae) beneficiam aves nativas que potencialmente dispersam suas sementes. **Ambiência**, Guarapuava, v. 11, n. 2, p. 423-441, 2015.
- SIMBERLOFF, D. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 40, p. 81-102, dez. 2009.
- STARR, F.; STARR, K.; LOOPE, L.L. Roadside Survey and Expert Interviews for Selected Plant Species on Maui, Hawaii. **Report Prepared for Midway Atoll National Wildlife Refuge**. Honolulu, HI: United States Fish and Wildlife Service, 2006.
- TRAVESET, A.; RICHARDSON, D. M. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. **Trends in ecology & evolution**, Amsterdam, v. 21, n. 4, p. 208-216, abr. 2006.
- _____. Mutualisms: key drivers of invasions... key casualties of invasions. In: RICHARDSON, D.M. (Ed). **Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2011. p. 143-160.
- _____. Mutualistic interactions and biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Pato Alto, v. 45, p. 89-113, nov. 2014.

- VAN KLEUNEN, M.; ESSL, F.; PERGL, J.; BRUNDU, G.; CARBONI, M.; DULLINGER, S.; et al. The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. **Biological Reviews**, Cambridge, p. 1 – 17, mar. 2018.
- VÉLEZ, M.C.D.; SÉRSIC, A.N.; TRAVESET, A.; PAIARO, V. The role of frugivorous birds in fruit removal and seed germination of the invasive alien *Cotoneaster franchetii* in central Argentina. **Austral Ecology**, Carlton, v. 43, n. 5, p. 558-566, mar. 2018.
- VILÀ, M.; HULME, P. E. **Impact of biological invasions on ecosystem services**. Switzerland: Springer International Publishing, 2017. 359 p.
- VILÀ, M. et al. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta - analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology letters**, Oxford, v. 14, n. 7, p. 702-708, mai. 2011.
- WILSON, M. J.; FREUNDLICH, A. E.; MARTINE, C. T. Understory dominance and the new climax: Impacts of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) invasion on native plant diversity and recruitment in a riparian woodland. **Biodiversity data journal**, Sofia, v. 5, p. e20577, nov. 2017.
- WITTENBERG, R.; COCK, M.J.W. **Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices**. Wallingford: CAB International, 2001. 238 p.
- WU, C. C., TSUI, C. C., HSEIH, C. F., ASIO, V. B., CHEN, Z. S. Mineral nutrient status of tree species in relation to environmental factors in the subtropical rain forest of Taiwan. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 239, p. 81-91, fev. 2007.
- ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 431-446, jul./set. 2011.
- ZILLER, S.R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no Segundo Planalto do Paraná: Diagnóstico Ambiental com ênfase à contaminação**

biológica. 2000. 277 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)
- Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2000.

ZILLER, S.R.; DECHOUM, M.S. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, n. 2, p. 4-31, 2014.

3 CAPÍTULO 1

Potencial de invasão de *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr
(Araliaceae) associado à dispersão por aves

Artigo a ser submetido ao periódico “*Biological Invasions*”

Abstract

Invasion success of introduced species can be influenced by positive interactions established in the new area. For instance, seed dispersal by birds can increase seed rain, seed germination, and as a consequence the probability of new invasion foci. *Schefflera arboricola*, a shrub with fruits widely consumed by birds, is invasive in several countries. The main aim of this study was to assess the invasiveness of *S. arboricola* based on aspects associated with seed dispersal by birds. Our hypotheses were that (1) a greater individual fruit supply of *S. arboricola* positively influences fruit consumption by birds and, (2) seed germination of *S. arboricola* is benefited by frugivory. Adult plants of *S. arboricola* were monitored from August 2017 to August 2018. Fruit availability and frugivory interactions with local birds were registered and seed germination which were not ingested by birds were compared to seeds collected from bird faeces. Our results show that frugivory and seed dispersal by native birds enhance the establishment of *S. arboricola*. In addition, intrinsic species traits reinforce the invasiveness of *S. arboricola*, such as extended flowering and fructification, high percentage of seed germination, early germination due to frugivory and ability of establishment in different microhabitats. Given the intense horticultural use of *S. arboricola* and the establishment of generalist seed dispersal interactions with birds, there

is an imminent invasion risk of invasion in forest remnants close to wherever *S. arboricola* is cultivated. Individuals at forest edges and along the rivers seems to be more attractive to birds and receive more visits to their fruits. As a consequence, we recommend that adult plants of *S. arboricola* must be eliminated from gardens and semi-natural areas close to protected areas, giving priority to remove reproductive adults at forest edges and along river banks. If this is not possible, we recommend the pruning of reproductive branches before the flowering period in order to avoid fruit formation and potential seed dispersion.

Key-words: Seed dispersal; frugivory; invasive non-native plant; Invasion biology; management; protected area.

Introdução

O estabelecimento de interações ecológicas entre espécies exóticas e nativas tendem a crescer à medida que as introduções de espécies aceleram (Richardson et al. 2000; Aslan 2015; Seebens et al. 2017). Interações mutualísticas estabelecidas entre plantas introduzidas e espécies residentes, tanto acima como abaixo do nível do solo, podem facilitar na superação das barreiras bióticas e abióticas inerentes a processos de invasão biológica (Traveset e Richardson 2011; Richardson e Pysek 2012).

Plantas exóticas invasoras com frutos dispersos por animais parecem ter uma vantagem em processos de invasão biológica em novos habitats quando comparadas a plantas invasoras com outras síndromes de dispersão (Buckley et al. 2006; Muñoz e Ackerman 2013; Traveset e Richardson 2014). O estabelecimento de interações com dispersores de sementes nativos pode potencializar a germinação pela quebra de dormência das sementes e/ou deposição das sementes em sítios favoráveis ao estabelecimento, mesmo quando distantes do local de chegada/introdução da espécie (Trakhtenbrot et al. 2005; Traveset e Richardson 2011; Traveset et al. 2013). Essa interação mutualística permite que plantas exóticas se propaguem sem o auxílio humano e superem barreiras ambientais e de dispersão locais e regionais

(Richardson et al. 2000; Traveset e Richardson 2011; Richardson e Pysek 2012; Aslan 2015).

Ao longo do processo de invasão, plantas exóticas invasoras com frutos carnosos podem interferir nas interações entre plantas nativas e seus frugívoros (Heleno et al. 2013), modificando as estruturas das redes de dispersão de sementes das comunidades (Aizen et al. 2008) e alterando a estrutura de interações que surgiram ao longo da escala de tempo evolutiva (Traveset e Richardson 2006; 2014). Espécies exóticas mais atrativas para os frugívoros do que as nativas fazem com que os frugívoros diminuam suas visitas a frutos nativos e alterem os locais de forrageamento na paisagem (Kueffer et al. 2009; Mokotjomela et al. 2013). Assim, a redução na remoção de frutos/sementes de frutos nativos pode resultar em menor sucesso na dispersão de sementes e redução no recrutamento de espécies nativas (Traveset et al. 2012) e, conseqüentemente, alterar a composição de espécies da comunidade vegetal e a composição de espécies de frugívoros nativos (Traveset e Richardson 2006; 2014).

Redes de dispersão de sementes tendem a ser generalistas, o que facilita a integração das plantas exóticas em comunidades invadidas (Morales et al. 2009). O estabelecimento dessas novas interações pode ser facilitado quando a planta introduzida apresenta características atrativas aos frugívoros residentes, tais como: frutos carnosos, atrativos *displays* de frutificação (e.g. grande oferta de frutos e coloração atrativa), frutos energeticamente ricos e fenologias em épocas diferentes das apresentadas por plantas nativas (Richardson et al. 2000; Gosper et al. 2005). Richardson et al. (2000) sugerem que plantas exóticas com pequenos frutos carnosos e com sementes pequenas apresentam alto risco de invasão, pois essas características facilitam que aves com todos os tamanhos de bico possam se alimentar desse recurso (Richardson et al. 2000).

As aves generalistas estão entre os principais agentes dispersores de sementes de plantas exóticas invasoras (Gosper et al. 2005; Richardson e Rejmanek 2011; Traveset e Richardson 2014), e diferentes atributos das aves podem afetar o estabelecimento de espécies introduzidas. A eficiência de dispersão desses propágulos depende desde o tratamento dado à semente entre o bico e a passagem pelo trato digestivo até o ambiente de deposição destes propágulos (Schupp et al. 2010). Se a ave percorre grandes distâncias e/ou a passagem da semente

pelo trato digestivo é demorada, é mais provável que a deposição de propágulos seja realizada a uma longa distância do local de introdução, o que possibilita o surgimento de novos focos de invasão (Trakhtenbrot et al. 2005). Além disso, a passagem pelo trato digestivo pode aumentar as taxas de germinação e favorecer o estabelecimento da espécie através da quebra de dormência de sementes (ver Panetta e Mckee 1997; Amodeo et al. 2017; Dlamini et al. 2018; Velez et al. 2018).

A principal via de introdução de espécies vegetais invasoras é a horticultura ou o uso para fins ornamentais (Hulme et al. 2008; Van Kleunen et al. 2018; Guo et al. 2019). A utilização dessas espécies em jardins e áreas verdes públicas e privadas amplia a disponibilidade de fontes de propágulos na paisagem, o que possibilita que aves frugívoras que frequentam também esses espaços passem a dispersar sementes para áreas próximas (e.g. Silva et al. 2013), incluindo unidades de conservação (Foxcroft et al. 2011). São diversas as espécies de aves frugívoras que transitam por ambientes florestais e áreas abertas (e.g. onde há árvores e arbustos isolados em matrizes campestres, jardins e vegetação de porte baixo) e promovem a deposição de sementes ao longo dos seus deslocamentos (Pizo 2004, 2012). Neste sentido, quanto mais fontes de propágulos e quanto mais consumidos por aves forem os frutos de plantas exóticas, maior será a movimentação de propágulos, aumentando a probabilidade de novos focos de invasão ocorrerem (Moody e Mack 1988; Gosper et al. 2005; Amodeo e Zalba 2013). Sendo assim, a paisagem que circunda unidades de conservação, na maioria das vezes mais antropizada, pode representar uma fonte quanto à disponibilidade de propágulos de plantas exóticas (Dechoum et al. 2015b). Também, características da paisagem, como por exemplo cursos d'água e estradas, podem facilitar a disseminação dessas espécies (Foxcroft et al. 2011).

O manejo de plantas exóticas invasoras é um desafio para a conservação da biodiversidade (Buckley et al. 2006; Muñoz e Ackerman 2013). Elucidar os mecanismos que podem promover seu estabelecimento e disseminação, como o estabelecimento de interações de dispersão de sementes com aves nativas, é essencial para determinar estratégias de manejo adequadas (Gosper et al. 2005; Buckley et al. 2006; Gioria et al. 2018). Além disso, não basta controlar e/ou erradicar espécies exóticas invasoras somente dentro de unidades de conservação, mas também garantir que novos propágulos de espécies potencialmente invasoras não cheguem a áreas protegidas, principalmente provenientes

das paisagens circundantes (Foxcroft et al. 2011; Dechoum et al. 2015b).

Características intra-populacionais em plantas exóticas, como diferenças individuais na produção de frutos, podem estar relacionadas à atração de aves dispersoras, e consequentemente influenciar nas taxas de remoção e transporte de sementes na paisagem (Foster 1990; Saracco et al. 2005; Blendinger et al. 2008). Por exemplo, a abundância de frutos individual foi importante preditor na taxa de visitação por aves na Costa Rica em frutos de *Schefflera morototoni* (Saracco et al. 2005) e, na Carolina do Sul, no número de sementes dispersas de *Sapium sebiferum* (Renne et al. 2000). Logo, em uma perspectiva de prevenção à invasões biológicas, variações individuais podem ser utilizadas para avaliar o risco de invasão proveniente de espécies introduzidas (Buckley et al. 2006). Ainda, identificar essas variações pode auxiliar no estabelecimento de estratégias e de prioridades de manejo - por exemplo, o controle sistemático pode ser prioritariamente feito em indivíduos que potencialmente exerçam maior competição com espécies nativas por dispersores de sementes (Farwig e Berens 2012).

A espécie *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr (Araliaceae) é considerada uma importante planta ornamental mundialmente (Chen et al. 2002). Popularmente conhecida como cheflera-pequena (*dwarf schefflera*, em inglês), *S. arboricola* é nativa de Taiwan, com ocorrência natural nas florestas subtropicais de baixa altitude (Ohashi 1993; Wu et al. 2007). É considerada invasora nos Estados Unidos (Havaí e Flórida), ilhas Fiji, Singapura e no Brasil, onde encontra-se também em unidades de conservação (Santa Catarina 2012; Ziller e Dechoum 2014; I3N Brasil 2018). Nas áreas onde invade, a espécie cresce preferencialmente em florestas úmidas, estabelecendo-se sobre troncos de árvores ou sobre rochas (Starr et al. 2006; I3N Brasil 2018).

Nos anos 1980, indivíduos desta espécie foram plantados em áreas verdes a menos de 1 km dos limites do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PEST), no Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Os frutos da espécie são ricos em lipídeos e conhecidamente consumidos por aves, que potencialmente dispersam suas sementes em áreas adjacentes aos seus cultivos (Lorenzi e Souza 2008; Romahn 2009; Starr et al. 2006; Silva 2015). Logo, caso haja o estabelecimento destas interações positivas com a avifauna no local, as populações de *S.*

arboricola podem se tornar fontes de propágulos para processos de invasão no interior do PEST.

O objetivo geral do trabalho foi avaliar o potencial invasor de *S. arboricola* em uma área de Floresta Ombrófila Densa, com base em aspectos associados à dispersão de sementes por aves. Para tanto, foram testadas as seguintes hipóteses: a) uma maior produção individual de frutos de *S. arboricola* influencia positivamente na frugivoria pela avifauna e; b) a germinação de *S. arboricola* é beneficiada pela frugivoria. Os objetivos específicos foram: a) avaliar a fenologia reprodutiva e oferta de recurso de *S. arboricola*; b) descrever as interações de frugivoria de *S. arboricola* com a avifauna local; c) avaliar atributos individuais de *S. arboricola* associados à frugivoria pela avifauna; e d) avaliar a germinação das sementes de *S. arboricola* com e sem frugivoria. Espera-se, com este estudo, avançar nos conhecimentos relacionados ao processo de invasão por *S. arboricola*, contribuindo na construção do conhecimento relacionado ao processo de invasão e subsidiando estratégias de manejo da espécie.

Materiais e métodos

Sistema de estudo

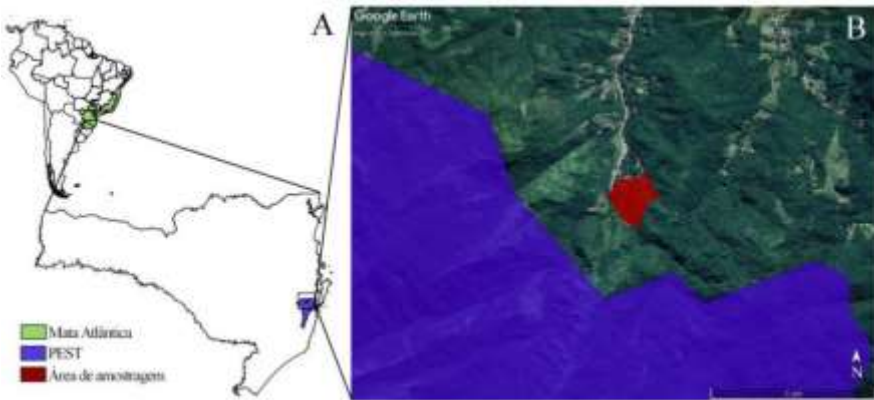
Schefflera arboricola é um arbusto semi-lenhoso com até 5 m de altura, mas que pode também apresentar hábito escandente (Ohashi 1993). Apresenta folhas digitadas e coriáceas, 7-9 folioladas com 9 cm de comprimento e 4 cm de largura, por vezes variegadas (Ohashi 1993). Seus frutos são ovóides, com cerca de 5 mm de comprimento e 4 mm de largura, de coloração alaranjada a roxa, agrupados em infrutescências dispostas ao longo de hastes frutíferas que se localizam no ápice de um ramo reprodutivo (Lorenzi e Souza 2008; Romahn 2009). Emite raízes aéreas que se originam das porções inferiores dos troncos e ramos, e se aderem ao solo (Gilman 1999). Apresenta sementes ortodoxas que germinam também sobre troncos de árvores ou sobre rochas (Becwar et al. 1983; Foxcroft et al. 2008). A espécie cresce ao sol, à meia-sombra ou em condições totalmente sombreadas (Gilman 1999). Seus frutos são

apreciados por aves (Starr et al. 2006) e suas sementes podem ser encontradas em fezes de aves e na chuva de sementes na Mata Atlântica (Begnini 2011; Toledo 2018).

A amostragem ocorreu em jardins e em remanescentes de Floresta Ombrófila Densa (FOD) adjacentes a estes, que compõem a vegetação do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz (27°43'56.8"S, 48°48'36.5"W). Situado entre 188 e 244 metros de altitude, em Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina, Brasil (Figura 1A), esta propriedade é limítrofe ao setor norte do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PEST). O PEST pertence à Ecorregião de Floresta tropical e subtropical úmida (Olson et al. 2001), no *hotspot* Mata Atlântica (Myers et al. 2000). O PEST é a maior unidade de conservação do Estado de Santa Catarina (FATMA 2009). O clima da região, segundo o sistema de Köppen, é mesotérmico úmido (Cfa), sem estação seca e com verão quente (Peel et al. 2007). A temperatura média mensal varia entre 15 e 25°C, com uma precipitação média anual de 1.600 mm, sendo os meses de janeiro a abril os mais chuvosos (CIRAM/EPAGRI 1990-2000).

Nos jardins do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz há diversas espécies exóticas plantadas para fins paisagísticos, com destaque para *S. arboricola*, pela expressiva abundância de indivíduos em diferentes estágios de desenvolvimento. Esses indivíduos são encontrados aderidos aos mais variados tipos de substrato, incluindo copas de árvores, rochas ao longo do rio e edificações (observação pessoal). Estão a diferentes alturas em relação ao nível do solo e crescendo sob diferentes intensidades luminosas, tanto em pleno sol nos jardins quanto em áreas sombreadas no interior de remanescentes de FOD. O indivíduo de *S. arboricola* amostrado mais próximo do PEST está a menos de 400 metros dos limites do Parque.

Figura 1 - A) Localização da área de estudo no sul do Brasil, no *hotspot* Mata Atlântica; no detalhe, localização do PEST (Parque Estadual da Serra do Tabuleiro); B) Localização da área onde indivíduos de *Schefflera arboricola* foram amostrados, e o limite norte do PEST.



Coleta e Análise de Dados

Foram escolhidos e georreferenciados 19 indivíduos adultos de *S. arborecola*, com um espaçamento mínimo de 30 metros entre indivíduos. Em cada indivíduo foram realizadas as seguintes medições: altura (AI), correspondente à altura máxima da parte aérea em relação ao substrato de fixação; altura total (AT), que consiste no valor de AI mais a altura do substrato de fixação em relação ao solo, aplicável para indivíduos epifíticos e rupícolas e; duas medidas de diâmetro da copa (DC), ou seja, largura da projeção da copa ao nível do solo. As medidas de altura (AI e AT) foram realizadas por estimativa visual, e as medidas de diâmetro da copa (DC), com o auxílio de uma trena de 50 m. A área da copa (AE) foi calculada a partir da área da elipse, pela seguinte fórmula: $\pi \times \text{raio}1 \times \text{raio}2$ (Anexo 1).

Cada indivíduo foi avaliado visualmente quanto: ao substrato de fixação (rocha, árvore ou solo); à presença ou ausência de dossel, referente à copa de outras plantas sobre o indivíduo (exposição); a inserção ou distâncias de fragmentos florestais, bordas florestais e riachos (localização). Foram determinados as seguintes nomenclaturas quanto à exposição: exposto (E), o indivíduo não apresenta influência de dossel florestal; semiexposto (SE), o indivíduo apresenta pouca vegetação acima (geralmente quando o substrato de fixação é uma árvore); protegido (P), o indivíduo apresenta densa vegetação

circundante e está sob dossel fechado. Quanto à localização: bordas florestais (1), quando o indivíduo está na borda florestal diretamente próximo à uma área aberta; mata próxima ao riacho (2), quando o indivíduo se apresenta na mata com influência do riacho, mas não diretamente no leito deste; leito do riacho (3), quando o indivíduo está diretamente em substratos no leito do riacho; Floresta Ombrófila Densa (4), quando o indivíduo está inserido em remanescentes florestais de FOD. Cada indivíduo pode acumular uma ou mais das informações descritas acima.

A avaliação fenológica de *S. arboricola* foi realizada bimensalmente, entre agosto de 2017 e agosto de 2018. Em cada data de amostragem foram avaliados a presença (ou a ausência) das fenofases de floração e frutificação nos ramos de todos os indivíduos de *S. arboricola* selecionados. Em cada ramo, foi avaliada a presença de flores em antese, o que de maneira geral ocorria juntamente com botões florais. Já a frutificação consistiu em ramos reprodutivos com presença de frutos imaturos (coloração verde) e/ou maduros (amarelos e roxos). Quando o mesmo ramo apresentou as duas fenofases, foi considerada a fenofase que apresentou maior intensidade.

A intensidade das fenofases foi avaliada adaptando o índice de intensidade de Fournier (1974), comparando o número de ramos que apresentaram determinada fenofase ao número total de ramos em cada indivíduo. Em cada data de avaliação, os indivíduos foram escalonados em cinco níveis de intensidade das fenofases: nível 0 (ausência de fenofase), nível 1 (presença da fenofase em 1-25% dos ramos), nível 2 (presença da fenofase em 26-50% dos ramos), nível 3 (presença da fenofase em 51-75% dos ramos) e nível 4 (presença da fenofase em 76-100% dos ramos). O percentual de intensidade de Fournier (PIF) foi estimado para cada data bimensal por meio do somatório dos valores individuais das categorias de intensidade de todos os indivíduos em cada fenofase ($\sum_{I_{data}}$) dividido pelo valor máximo possível (número total de indivíduos multiplicado por quatro = N), de acordo com a fórmula: $PIF = (\sum_{I_{data}}/4N) \times 100$ (Fournier 1974; Galetti et al. 2003).

Com os dados fenológicos bimensais de floração e frutificação foram elaborados histogramas circulares, onde 360° compreenderam os 365 dias do ano, e os 22 dias de avaliação de intensidade fenológica foram convertidos e reescalonados para dados circulares, entre 0° e 360°. Para cada fenofase, foram calculados o ângulo médio (a) (data

média), seu respectivo desvio-padrão circular (CSD), o pico da fenofase (ângulo modal), e o comprimento do vetor médio (r). O comprimento do vetor médio (r) representa a concentração dos dados ao redor do ângulo médio, variando de zero (uniformemente distribuída pelo ano) para um (concentrada em torno do ângulo médio) (Morelato et al. 2010). O teste paramétrico de uniformidade de Rayleigh (Z) foi aplicado para determinar a significância do ângulo médio; se significativo, houve alguma sazonalidade e a intensidade da fenofase foi concentrada em torno do ângulo médio (r) (Morelato et al. 2000). Estes dados foram analisados utilizando-se o pacote circular (Agostinelli e Lund 2017) do ambiente de programação R versão 3.4.4 (R Core Team 2018).

Também bimensalmente foram realizadas observações focais de 20 minutos nas copas de todos os indivíduos que apresentavam ramos com frutos maduros (Jordano e Schupp 2000), para descrever as interações de frugivoria com a avifauna local. Estas observações foram realizadas no período da manhã (entre 6h e 11h), horário de maior atividade das aves (Pizo e Galetti 2010). Em cada visita, a ordem de observação dos indivíduos de *S. arboricola* foi alterada a fim de observar os mesmos indivíduos em diferentes horários. Em cada observação foram considerados: a espécie de ave visitante, o número de indivíduos e o número de frutos ingeridos por indivíduo, além de comportamentos de forrageio (Galetti et al. 2003). Quando um bando se alimentou dos frutos, foi contabilizada apenas a quantidade de frutos ingeridos por um indivíduo e anotada a presença dos outros. As espécies foram identificadas visualmente em campo e posteriormente verificadas na listagem do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014). Cada espécie de ave observada foi classificada quanto aos hábitos alimentares, tamanho corporal e habitats utilizados, com base em consulta bibliográfica (Sick 1997; Sigris 2014; Beghini 2011).

Foi realizada uma estimativa da quantidade de frutos e sementes produzidos pelos indivíduos por meio da coleta de nove ramos frutíferos provenientes de quatro indivíduos adultos da população, mas que não foram utilizados nas observações de frugivoria. Estes ramos foram envoltos com sacos de tule quando os frutos ainda estavam imaturos, e coletados quando os frutos amadureceram. O número total de hastes, infrutescências e de frutos foi quantificado. Para cada ramo frutífero foram selecionados aleatoriamente 30 frutos maduros e contabilizados o número total de sementes em cada fruto. A estimativa de produção média total de frutos foi feita por meio do seguinte cálculo: (média de

ramos frutíferos/planta) x (média de hastes/ramo) x (média de infrutescências/haste) x (média de frutos/infrutescência). O resultado deste cálculo foi então multiplicado pela média do número de sementes por fruto, resultando na estimativa de produção média total de sementes por indivíduo (Silva 2015). Para se avaliar o tamanho das sementes da espécie, foram realizadas medições em trinta sementes de *S. arboricola* presentes na carpoteca do Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina, sob o código ME100, sendo consideradas o peso seco, largura, comprimento e espessura dessas.

Para testar se uma maior oferta individual de frutos de *S. arboricola* influencia positivamente na frugivoria pela avifauna, foram construídos Modelos Lineares de Efeitos Mistos (LMM), com o pacote nlme (Pinheiro et al. 2018) do ambiente de programação R versão 3.4.4 (R Core Team 2018). Como variáveis resposta foram utilizados o número de visitas e o número de frutos consumidos pelas aves em cada visita. As variáveis explanatórias utilizadas como efeito fixos foram: número de ramos com frutos (RS), as medidas de AI, AT e AE dos indivíduos, além da interação de todas as variáveis. O tempo (cada dia amostral) foi considerado como efeito aleatório e foi incorporado no modelo como uma co-variável devido à autocorrelação temporal (medições repetidas). A seleção das variáveis explanatórias utilizadas foi realizada através da exclusão de variáveis correlacionadas e seleção automatizada de modelos, utilizando-se os pacotes corrplot (Wei e Simko 2017) e MuMIn (Barton 2018), respectivamente, no ambiente de programação R versão 3.4.4 (R Core Team 2018). A seleção de modelos foi feita por meio do Critério de Informação de Akaike (AIC), sendo o modelo mais parcimonioso aquele que apresentou menor AIC.

As sementes coletadas na avaliação da produção de frutos e sementes de *S. arboricola* foram posteriormente utilizadas em um experimento de germinação. Neste experimento, sementes que foram e que não foram submetidas à passagem pelo trato digestivo de aves foram colocadas para germinar, a fim de avaliar se a germinação de sementes de *S. arboricola* é beneficiada pela frugivoria. Para a obtenção de sementes com frugivoria, foram instalados coletores de frutos e sementes (*fruit traps*), confeccionados com tela quadrada, de 0,54 x 0,54 m, sustentados por quatro hastes de alumínio, instalados a 50 cm do solo. Oito coletores foram colocados sob a copa de 15 indivíduos de *S. arboricola*, dispostos quatro sob a copa e quatro a uma distância de dois metros do final da projeção da copa de cada indivíduo, totalizando 120

coletores na área de estudo. Bimensalmente, ao longo de 12 meses, os coletores foram vistoriados a fim de recolher fezes que contivessem sementes de *S. arboricola*. Todas as sementes encontradas em ambas as condições - com passagem pelo trato digestivo de aves (condição com frugivoria) e as reservadas para controle (condição sem frugivoria) - foram lavadas com água corrente em peneira e colocadas para secar a temperatura ambiente.

No total, 436 sementes providas de ambas condições (218 com e 218 sem frugivoria) foram dispostas pareadamente em bandejas plásticas de 28 x 33 x 6 cm, em substrato de vermiculita. Cada bandeja recebeu a mesma quantidade de sementes pareadas, em diferentes datas, conforme houve a coleta em campo. Os pares de sementes (uma semente com e uma semente sem frugivoria) foram plantados ao mesmo tempo e receberam o mesmo regime de rega. As bandejas foram acompanhadas a cada dois dias, por 60 dias, sendo que a cada monitoramento verificamos quantas sementes haviam germinado. A germinação foi caracterizada pela protusão da radícula. Todas as sementes utilizadas nessa etapa foram visualmente avaliadas para garantir que não estavam danificadas. O experimento foi realizado em casa de vegetação administrada pelo Centro de Ciências Biológicas (CCB) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), localizado em Florianópolis (SC, Brasil).

Os dados de germinação foram avaliados com Modelos Lineares Generalizados de Efeitos Mistos (GLMM), utilizando-se o pacote lme4 (Bates et al. 2015) do ambiente de programação R versão 3.4.4 (R Core Team 2018). Em cada modelo, as variáveis resposta foram: a velocidade de germinação (número de dias para germinar), para a qual foi utilizada Distribuição de Poisson, e a proporção final de sementes germinadas em cada tratamento, para a qual foi utilizada Distribuição binomial negativa. Foi considerado como efeito fixo o tratamento (com ou sem frugivoria) e os pares como efeito aleatório.

Resultados

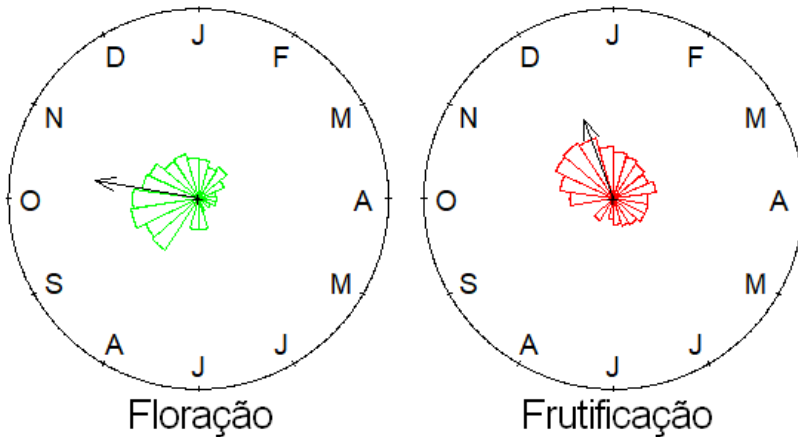
Dos 19 indivíduos adultos de *S. arboricola* observados neste estudo, a maioria se apresentou em forma escandente sobre rochas (n=9)

ou árvores (n=8) e apenas dois fixados diretamente no solo. Os habitats predominantes destes indivíduos foram em bordas florestais (n=8) e em áreas de influência dos riachos, tanto nas matas próximas (n=8) quanto diretamente no leito desses (n=6). O diâmetro das copas (DC) dos 19 indivíduos observados foi em média 7,28 m (DP= $\pm 2,28$), com área de copa (elipse) média de 40,25 m² ($\pm 26,16$). A altura (AI) média dos indivíduos, correspondente à altura da parte aérea em relação ao substrato de fixação, foi 6,23 m ($\pm 2,11$); quando considerada a altura do substrato de fixação em relação ao solo (AT), a altura média foi de 8,29 m ($\pm 3,77$) (Anexo 2).

Fenologia reprodutiva e oferta de recurso

As fenofases floração e frutificação ocorreram ao longo do ano de observação em indivíduos de *S. arboricola*, mas apresentaram sazonalidade devido a momentos de maior intensidade. Esta sazonalidade pode ser evidenciada tanto pela análise visual dos histogramas circulares de intensidade (Figura 2), como pelos valores intermediários de r e os valores significativos nos testes de Rayleigh ($p < 0,001$). Durante o acompanhamento, três dos 19 indivíduos não apresentaram as fenofases reprodutivas (indivíduos 5, 7 e 12 – Anexo 1).

Figura 2 - Histograma circular do índice de intensidade de Fournier para cada fenofase reprodutiva de *Schefflera arboricola* durante o período de agosto/2017 a agosto/2018 em áreas verdes do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, localizado no *hotspot* Mata Atlântica, no sul do Brasil. Barras verdes representam a floração e barras vermelhas a frutificação, bem como suas intensidades em cada data de observação bimensal. A seta aponta para o ângulo médio (a). O comprimento desta seta representa o valor de r , que varia de 0 a 1, e mostra a concentração da fenofase ao redor do ângulo médio (grau de sazonalidade).



A floração não foi evidenciada apenas na primeira visita bimensal, de maio de 2018, tendo sido observada nas demais visitas de agosto de 2017 a agosto de 2018. O ângulo médio (a) para floração foi $279,92^\circ$ (03 de outubro de 2017), correspondente à data em torno da qual a atividade de floração foi mais concentrada. O pico de intensidade de floração ocorreu no ângulo $252,49^\circ$, equivalente à data de 13 de setembro de 2017, ou seja, data em que a população atingiu a intensidade máxima da floração. O comprimento do vetor médio ($r = 0,55$) revelou que a concentração da intensidade em torno do ângulo médio (a) é intermediária, não tendo sido totalmente concentrada e nem uniforme ao longo do ano; porém houve um momento do ano em que os dados estavam mais agrupados (a), com um padrão sazonal não muito acentuado entre o final do inverno e primavera (Figura 2, teste Rayleigh: $p < 0,001$).

A frutificação não foi observada na população nos meses de agosto e setembro de 2017, mas somente nas demais visitas entre outubro de 2017 e agosto de 2018. O ângulo médio (a) para frutificação foi $339,64^\circ$, corresponde a 03 de dezembro de 2017, data em torno da qual a atividade de frutificação foi concentrada. O pico de intensidade de frutificação ocorreu no ângulo $315,58^\circ$, equivalente à data de 16 de novembro de 2017 - ou seja, data em que a população atingiu a intensidade máxima da frutificação. A intensidade de frutificação apresentou resultados similares aos de floração. O comprimento do

vetor médio ($r = 0,44$) revelou que a concentração da intensidade em torno do ângulo médio (a) é intermediária, tendendo a ser distribuído ao longo do ano; porém houve um momento do ano em que os dados estavam mais agrupados (a), havendo um padrão sazonal não muito acentuado na primavera (Figura 2, teste de Rayleigh: $p < 0,001$).

Quanto à oferta de recurso, os indivíduos de *S. arboricola* amostrados apresentaram 196, 59 e 56 ramos com frutos, respectivamente, em seus máximos de produção de frutos. Por outro lado, os indivíduos que obtiveram menores ofertas de recurso, ofereceram entre um e seis ramos reprodutivos na época de menor oferta. Em média, cada ramo apresentou 9,77 hastes, e cada haste apresentou cerca de 12,96 infrutescências com 3,59 frutos. Cada fruto conteve cerca de 5,86 sementes. Assim, em média, cada ramo reprodutivo apresentou cerca de 456,11 frutos e 2.672,8 sementes. Quanto às sementes, estas apresentaram em média 0,23 cm de largura, 0,36 cm de comprimento, 0,07 cm de espessura e cerca de 0,0034 g.

Interações de frugivoria com a avifauna

Com um total de 39 horas de observações focais nas copas dos indivíduos de *S. arboricola* em frutificação, foram registradas 81 visitas de aves se alimentando dos frutos. Destas, em 60 visitas foram contabilizadas a ingestão de 281 frutos por 14 espécies de aves pertencentes a quatro famílias (Tabela 1). A família mais representativa foi Thraupidae, com seis espécies interagindo e 62,9% das visitas ($n=51$), seguida de Turdidae, com três espécies e 16,0% das visitas ($n=13$).

Dentre as espécies que interagiram com *S. arboricola*, *Tangara ornata* (sanhaçu-de-encontro-amarelo) e *Tangara sayaca* (sanhaçu-cinza) acumularam juntas 48% de todas as interações ($n=39$). Estas espécies também consumiram um maior número de frutos, sendo responsáveis pela ingestão de 197 frutos (70,1% do total). *T. sayaca* destaca-se por acumular sozinha 48% ($n=135$) do montante de frutos ingeridos ($n=281$). *Turdus leucomelas* foi a espécie que ingeriu a maior quantidade de frutos por visita ($n=10$).

Dentre as 14 espécies observadas, o hábito alimentar mais frequente foi o frugívoro (oito espécies), seguido do onívoro (cinco

espécies) e do insetívoro (uma espécie). Quanto ao uso de hábitat, não houve espécies exclusivas de qualquer um dos ambientes observados, quais foram: florestas, bordas de floresta e florestas secundárias (capoeiras/capoeirões) e jardins. Todas as espécies observadas são de pequeno porte, por apresentarem entre 12 e 25 cm de comprimento corporal.

Tabela 1 - Aves registradas interagindo com *Schefflera arboricola* em áreas verdes do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, localizado no *hotspot* Mata Atlântica no sul do Brasil. Hábitat (**H**): 1- florestas, 2- bordas de floresta, capoeiras/capoeirões, 3- ambientes antrópicos (jardins, parques e cidades). Alimentação (**A**): FR - frugívoros, ON - onívoros; IN – insetívoros. Tamanho do corpo (cm). NV- número de visitas. NC - número de frutos consumidos pela espécie. I% - porcentagem de ingestão de frutos por visita. Nomenclatura das espécies registradas de acordo com a listagem do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014). Classificação quanto aos hábitos alimentares, tamanho corporal e habitats de vida foram feitas segundo Sick (1997), Sigris (2014) e Beghini (2011).

Família	Espécie	Nome comum	T	A	H	NV	NC	I%
Fringillidae	<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	Gaturamo-verdadeiro	12	FR	1,2,3	6	10	1,66
Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	Tiê-preto	18	FR	1,2,3	3	0	0
	<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	Saíra-militar	13,5	FR	1,2	5	7	1,4
	<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	Sanhaçu-de-encontro-azul	18	FR	1,2,3	2	1	0,5
	<i>Tangara ornata</i> (Sparman, 1789)	Sanhaçu-de-encontro-amarelo	18	FR	1,2	15	62	4,13
	<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	Sanhaçu-do-coqueiro	18	FR	2,3	2	4	2
	<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Sanhaçu-cinzeno	17	FR	1,2,3	24	135	5,62
Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	Sabiá-poca	22	ON	2,3	9	34	3,77
	<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	Sabiá-uma	20	ON	1,2,3	1	2	2
	<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	Sabiá-barranco	22	ON	2,3	1	10	10

	<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	Sabiá-laranjeira	25	ON	2,3	2	0	0
Tyrannidae	<i>Elaenia</i> sp.	Guaracava	15	FR	1,2	11	11	1
	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Bem-te-vi	22	ON	2,3	1	1	1
	<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Risadinha	9	IN	2,3	2	4	2

Na seleção de modelos, o modelo que melhor explicou o número de visitas pela avifauna incluiu a oferta de recurso (número individual de ramos com frutos) e a altura total (Tabela 2). A oferta de recurso foi a variável que melhor explicou o número de visitas pela avifauna no período reprodutivo de *S. arboricola* ($t=3,411$; $p<0,001$).

Tabela 2 - Resultados do LMM referente ao número de visitas da avifauna a indivíduos de *Schefflera arboricola* no Hotel Caldas da Imperatriz, Município de Santo Amaro da Imperatriz, estado de Santa Catarina, Brasil. Número de ramos com frutos (RS), altura da planta (AI) e altura da planta com substrato (AT).

Variáveis	Valor de t	Valor de p
RS	3,411	0,0009
AT	1,569	0,1426

O modelo que melhor explicou o número de frutos consumidos pela avifauna incluiu a interação entre a oferta de recurso (número individual de ramos com frutos), a altura total e a área da elipse da copa. A oferta de recurso e altura total foram as variáveis que melhor explicaram a distribuição dos dados, sendo marginalmente significativas ($t=-1,955$; $p=0,052$) (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultados do LMM referente ao número de frutos de *Schefflera arboricola* consumidos pela avifauna no Hotel Caldas da Imperatriz, Município de Santo Amaro da Imperatriz, estado de Santa Catarina, Brasil. Número de ramos com frutos (RS), altura da planta com substrato (AT) e área da elipse da copa (AE).

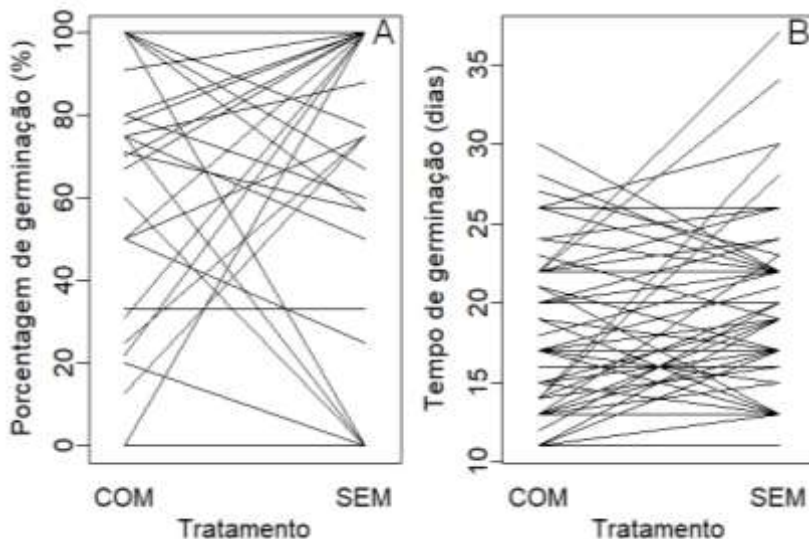
Variáveis	Valor de t	Valor de p
RS	-1,828	0,07
AT	1,099	0,2974
AE	1,046	0,3201

RS*AT	1,955	0,0529
RS*AE	1,778	0,0779
AT*AE	-1,075	0,3076
RS*AT*AE	-1,767	0,0798

Germinação das sementes

Do total de sementes colocadas para germinar (n=436, 218 de cada tratamento), germinaram 67,4% (n=294, 121 provenientes do tratamento com frugivoria e 173 sem frugivoria). Na análise pareada entre os tratamentos, sementes que não passaram pelo trato digestivo de aves germinaram em maior número (z=5,4; p<0,001) (Figura 3a). As sementes que passaram pelo trato digestivo das aves germinaram mais rápido (17,61 dias \pm 5,39) do que as que não passaram (18,41 dias \pm 4,73) (Figura 3b). Esta tendência foi corroborada no teste pareado entre os tratamentos, que evidenciou que sementes que passaram pelo trato digestivo apresentaram menor tempo para emissão da radícula (z=106,36; p<0,001).

Figura 3 - Testes pareados de porcentagem de germinação (A) e tempo até germinação em dias (B) de sementes de *S. arboricola* mediante passagem pelo trato digestivo de aves (Tratamento “com”) e sementes que não foram ingeridas por aves (Tratamento “sem”).



Discussão

Nossa primeira hipótese sugeria que indivíduos de *S. arboricola* com maior oferta de frutos iriam influenciar positivamente na frugivoria pela avifauna. Esta hipótese foi corroborada, tendo em vista que o aumento na oferta de recurso, representado pelo número de ramos com frutos nos indivíduos de *S. arboricola*, foi o que melhor explicou o número de visitas pela avifauna. Quanto à segunda hipótese, essa foi parcialmente corroborada, pois a germinação de *S. arboricola* demonstrou ser em parte beneficiada pela frugivoria. A ingestão dos frutos por aves aumentou a velocidade de germinação, o que pode favorecer o estabelecimento da espécie. Entretanto, algumas sementes que passam pelo trato digestivo de aves podem ser danificadas em

virtude de processos mecânicos ou químicos. Apesar disso, independentemente da passagem pelo trato digestivo de aves, *S. arboricola* apresenta alta porcentagem de germinação de sementes. Em síntese, foram identificadas características que confirmam o alto potencial de invasão de *S. arboricola*, tais como: plasticidade conferida pela capacidade de estabelecimento em diversos tipos de substrato ao longo da estratificação vertical da floresta, alta porcentagem de germinação de sementes, germinação precoce, deslocamento de sementes por aves e floração e frutificação estendidas ao longo do ano.

A fenologia e produção de frutos de *S. arboricola* observadas neste estudo podem facilitar o estabelecimento de interações de frugivoria com a avifauna local. Segundo Westcott e Fletcher (2011), espécies exóticas que frutificam durante longos períodos, ou em períodos de escassez de recursos, que oferecem grande quantidade de recursos alimentares e que apresentam atrativos *displays* de frutificação, são as mais utilizadas pela avifauna. Em estudo fenológico realizado na mesma formação florestal do presente estudo, Mantovani e colaboradores (2003) observaram que houve baixa produção de frutos nativos no período entre julho e setembro. No entanto, observamos que a fenologia de frutificação estendida de *S. arboricola* inclui esse período de escassez, o que pode auxiliar no estabelecimento de interações com a avifauna. Além disso, Mantovani et al. (2003) apontam que os meses de maior oferta de frutos nativos são janeiro e fevereiro, o que demonstra que *S. arboricola* apresentou a oferta de frutos antecipada quando comparado às espécies nativas na região (ver Mantovani et al. 2003).

As interações de frugivoria foram explicadas principalmente pela oferta de recursos, e parcialmente pela altura na qual as plantas foram encontradas. Esses resultados revelam que tanto a estratificação da floresta quanto a complexidade estrutural dos indivíduos têm um papel importante na escolha das aves. A fixação de *S. arboricola* nos mais variados estratos verticais possibilita interações com aves que usam diferentes estratos da floresta como hábitat - por exemplo, aves tanto de sub-bosque como dossel. Quanto ao número de frutos consumidos, provavelmente os dados foram marginalmente significativos pois características não testadas também são importantes para determinar esta interação. Por exemplo, a existência de outras fontes de recurso na vizinhança pode ser uma característica importante, tal como foi observado por Saracco et al. (2005) para frutos de *Schefflera morototoni*. Ou ainda a existência de interações de competição - foi

observada interação agonística entre indivíduos de *T. sayaca* e *T. ornata* quando havia baixa oferta de recurso (um ramo reprodutivo) mas, por outro lado, quando a oferta de recurso foi abundante, não foram observadas interações agonísticas.

Thraupidae e Turdidae foram as famílias de aves que tiveram maior número de espécies visitantes nos frutos de *S. arboricola*. Estas mesmas famílias frequentemente aparecem entre as que mais interagem em estudos de frugivoria e dispersão de sementes na Mata Atlântica e são consideradas boas dispersoras de sementes de espécies ornitocóricas (Guix 2007; Alves 2008; Athiê e Días 2012; Ikuta e Martins 2013). Dentre estas, a maioria foi da família Thraupidae (61,7%). Aves desta família apresentam orientação predominantemente visual para alimentação (Sick 1997), dando preferência por frutos de coloração vermelha-arroxeadada (Wheelwright e Janson 1985). Além disso, são consideradas frugívoras generalistas, ou seja, alimentam-se de uma ampla variedade de frutos, conforme a disponibilidade, e geralmente alimentam-se de frutos pequenos e com pequenas sementes (Sick 1997). Isto corrobora os resultados obtidos neste trabalho, pois *S. arboricola* possui pequenos frutos vermelho-arroxeados com sementes pequenas (<15mm de largura, ver Gosper e Vivian-Smith 2010), e segundo Snow (1981), frutos do gênero *Schefflera* atraem frugívoros generalistas.

Todas as espécies de aves observadas alimentando-se dos frutos de *S. arboricola* têm potencial para serem dispersoras de sementes da espécie. Destacam-se especialmente o sanhaçu-cinzento (*Tangara sayaca*), espécie que mais interagiu com frutos de *S. arboricola* e teve o maior número de visitas e de frutos consumidos, e o sabiá-barranco (*Turdus leucomelas*), que apresentou a maior porcentagem de consumo de frutos por visita (Tabela 1). Frequentemente *T. sayaca* e *T. leucomelas* se destacam em estudos de frugivoria e dispersão de sementes na Mata Atlântica por serem as espécies que consomem frutos de um maior número de espécies de plantas, e os visitantes mais frequentes em termos de número e taxa de visitas (e.g. Pizo 2004; Alves 2008; Athiê e Días 2012).

A ingestão de frutos de *S. arboricola* por *T. sayaca* e *T. leucomelas* na Mata Atlântica foi também observada por Toledo (2018), que encontrou sementes de *S. arboricola* nas fezes destas espécies, demonstrando que estas atuam como boas dispersoras de *S. arboricola* (Toledo 2018). Neste sentido, quanto à eficiência do dispersor, *T.*

sayaca apresenta características tanto quantitativas, como alta taxa de visita e remoção de frutos de *S. arboricola*, como qualitativas, na manipulação e digestão das sementes. Apesar de ser uma espécie considerada mastigadora, o comportamento de mascar os frutos não é regra, pois observamos que indivíduos de *T. sayaca* na maioria das vezes engoliram os frutos inteiros. Este comportamento também foi observado no estudo de Casetta et al. (2002) que os considerou bons dispersores de sementes. *Tangara sayaca* também se mostrou importante dispersor de sementes de outras espécies exóticas, como *Psidium guajava* (Silva et al. 2013) e *Muntingia calabura* (Figueiredo et al. 2008). Esses fatores fazem com que essa espécie seja potencialmente a mais efetiva em dispersar sementes de *S. arboricola*, resultado que pode ser ampliado para onde *S. arboricola* seja introduzida, dada a ampla distribuição geográfica e variação de habitats de *T. sayaca* no país (Sigrist 2014).

Em estudo de frugivoria e dispersão de sementes da espécie nativa *Myrsine coriacea* em floresta secundária no mesmo local deste estudo, foram encontradas sementes de *S. arboricola* na chuva de sementes abaixo da copa de *M. coriacea* (Begnini 2011). Os frutos de *M. coriacea* são similares em tamanho e coloração aos frutos de *S. arboricola* (drupas globosas de até 5 mm arroxeadas quando maduras) e essa semelhança pode facilitar as interações com aves frugívoras da região. Nesse mesmo estudo conduzido por Begnini (2011), 28 espécies de aves consumiram frutos de *M. coriacea* e destas, apenas 10 espécies são iguais às amostradas no presente estudo. Assim, potencialmente, espécies de aves frugívoras descritas interagindo com *M. coriacea* podem agir também como dispersoras de sementes de *S. arboricola* neste local.

Quanto ao ambiente de deposição das sementes pós-alimentação, *S. arboricola* se estabeleceu em variados tipos de substrato, e a movimentação das aves na paisagem auxilia na circulação das sementes entre habitats adequados para germinação, ampliando a chance de estabelecimento dos propágulos da espécie. A maioria das aves observadas alimentando-se de frutos de *S. arboricola* ocupam diferentes habitats (Tabela 2). Em especial *T. sayaca* e *T. leucomelas* são reconhecidas por utilizar os mais variados habitats, que incluem pequenos fragmentos e capões de mata nativa, cercas vivas, árvores isoladas e pastos (e.g. Pizo 2004), sendo consideradas importante no processo de movimentação das sementes na paisagem (Pizo 2012).

Neste sentido, a possibilidade de uma semente de *S. arboricola* ser depositada em substrato favorável ao estabelecimento de novos indivíduos é aumentada, gerando novos focos de invasão.

A alta porcentagem de germinação, independentemente da passagem pelo trato digestivo de aves, também confere a *S. arboricola* um alto potencial invasor, e possibilita vantagens quantitativas de estabelecimento. Mesmo havendo redução da germinação total das sementes ao passar pelo trato digestivo de aves, cerca de 55,5% destas germinaram, e a passagem pelo trato digestivo fez com que essas sementes germinassem mais rápido, característica que aumenta o potencial de invasão em plantas exóticas (Gioria et al. 2018). Ao germinar mais rápido, plantas podem se beneficiar do acesso antecipado a recursos do ambiente (e.g. espaço), reduzindo a competição na fase inicial de estabelecimento (Gioria et al. 2018).

Um dos principais passos para melhor direcionar o manejo de invasões biológicas é a identificação dos fatores que influenciam a propagação da espécie (Caplat et al. 2012). Encontramos neste estudo que a biologia reprodutiva de *S. arboricola* e interações mutualísticas estabelecidas com aves nativas dispersoras de sementes podem explicar em grande parte seu potencial invasor no local do estudo, e oferecer informações valiosas para o seu manejo. Ações de manejo que diminuam a disponibilidade de frutos são necessárias, afim de diminuir o número de sementes removidas pela avifauna (Amodeo & Zalba 2015). Assim, considerando as variações individuais em *S. arboricola* analisadas neste estudo, recomendamos o controle de indivíduos adultos reprodutivos que apresentem maior oferta de recurso (e.g. ramos frutíferos). Quanto aos habitats preferenciais para manejo, recomendamos iniciar pelos indivíduos próximos a bordas de fragmentos florestais e locais de influência de cursos d'água, pois esses locais tendem a ter maior abundância de indivíduos de *S. arboricola*, e estes habitats também são propícios à remoção e transporte de sementes por aves, podendo se tornar vias para dispersão da espécie. Essa medida já pode ser suficiente para diminuir a chegada de propágulos a locais não invadidos (Dechoum et al. 2015a). Caso o controle não seja possível, recomenda-se o corte dos ramos reprodutivos precedente à floração (ântese floral), na área de estudo recomendamos o controle até o final do mês de maio.

A fim de evitar invasões biológicas por *S. arboricola* no interior de unidades de conservação, são necessárias ações de controle de indivíduos já estabelecidos internamente ou próximos (zona de amortecimento) a estes locais (Foxcroft et al. 2011). Planos de detecção precoce e rápida erradicação de novos focos de invasão são essenciais para que não haja reinvasão após o manejo (Amodeo & Zalba 2015). Para isso, devem ser investidos esforços consideráveis de percepção e conscientização da população circundante quanto aos danos causados pelas espécies exóticas invasoras presentes em jardins (Foxcroft et al. 2008) e a necessidade de integrar este público no planejamento e execução das estratégias de manejo (Potgieter et al. 2019).

Além do controle em escala local, recomenda-se que em escala regional sejam executadas ações de modo a evitar o uso e a propagação de *S. arboricola*. Primeiramente a comercialização e o plantio da espécie devem ser proibidos como forma de precaução, pois *S. arboricola* possui facilidade de estabelecimento em comunidades vegetais em toda a região, sendo os riscos de invasão em remanescentes florestais aumentados através do uso da espécie em jardins e dispersão das sementes por aves generalistas. Recomendamos o incentivo à substituição de *S. arboricola* por espécies vegetais nativas com características funcionais semelhantes (Funk et al. 2008) e que possam fornecer recursos alimentares para frugívoros residentes, como por exemplo *Allophylus edulis* (Sapindaceae), *Eugenia uniflora* (Myrtaceae), *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) e *Myrsine coriacea* (Primulaceae). Dessa forma, esperamos que os riscos de invasão pela espécie no PEST e em outras unidades de conservação existentes no *hotspot* Mata Atlântica sejam atenuados.

Referências

- Agostinelli C, Lund U (2017). R package 'circular': Circular Statistics (version 0.4-93). <https://r-forge.r-project.org/projects/circular>. Acesso em 23 dezembro 2018.
- Aizen MA, Morales CL, Morales JM (2008) Invasive mutualists erode native pollination webs. *Plos biol* 6:396-403.
- Alves KJF (2008) Composição da avifauna e frugivoria por aves em um mosaico sucessional na Mata Atlântica. Dissertação, Universidade Estadual Paulista.
- Amodeo MR, Zalba SM (2013) Wild cherries invading natural grasslands. Unraveling colonization history from population structure and spatial patterns. *Plant Ecol* 214:1299-1307.
- Amodeo MR, Zalba SM (2015) Phenology of *Prunus mahaleb*, a fleshy fruited tree invading natural grasslands in Argentine pampas. In: Waterman R (ed). *Biological Invasions: Patterns, Management and Economic Impacts*. Nova Science Publishers, New York, pp. 121-141.
- Amodeo MR, Vázquez MB, Zalba SM (2017) Generalist dispersers promote germination of an alien fleshy-fruited tree invading natural grasslands. *PloS one* 12(2):e0172423.
- Aslan CE, Sikes BA, Gedan KB (2015) Research on mutualisms between native and non-native partners can contribute critical ecological insights. *NeoBiota* 26: 39 – 54.
- Athiê S, Dias MM (2012) Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Acta Bot Bras* 26:84-93.
- Barton K (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>. Acesso em 23 dezembro 2018.
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J Stat Softw* 67(1): 1-48.

- Becwar MR, Stanwood PC, Leonhardt KW (1983) Dehydration effects on freezing characteristics and survival in liquid nitrogen of desiccation-tolerant and desiccation-sensitive seeds. *J Am Soc Hortic Sci* 108: 613-618.
- Begnini RM (2011) Chuva de sementes, dispersores e recrutamento de plântulas sob a copa de *Myrsine coriacea*, uma espécie arbórea pioneira no processo de sucessão secundária da Floresta Ombrófila Densa. Dissertação, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Blendinger PG, Loiselle BA, Blake JG (2008) Crop size, plant aggregation, and microhabitat type affect fruit removal by birds from individual melastome plants in the Upper Amazon. *Oecologia* 158(2):273-283.
- Farwig N, Berens DG (2012) Imagine a world without seed dispersers: a review of threats, consequences and future directions. *Basic Appl Ecol* 13(2): 109-115.
- Foster MS (1990) Factors influencing bird foraging preferences among conspecific fruit trees. *Condor* 92:844-854.
- Buckley YM et al. (2006) Management of plant invasions mediated by frugivore interactions. *J Appl Ecol* 43(5): 848-857.
- Caplat P, Coutts S, Buckley YM (2012) Modeling population dynamics, landscape structure, and management decisions for controlling the spread of invasive plants. *Ann Ny Acad Sci* 1249(1): 72-83.
- Casetta E, Rubim, P, Lunardi VO, Francisco MR, Galetti M (2002) Frugivoria e dispersão de sementes de *Talauma ovata* (Magnoliaceae) no sudeste brasileiro. *Ararajuba* 10(2): 199-206.
- Chen J, Henny RJ, McConnell DB (2002) Development of new foliage plant cultivars. In: Janick J, Whipkey A (eds). *Trends in new crops and new uses*. ASHS Press, Alexandria, pp. 466-472.
- CIRAM/EPAGRI - Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina/Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – CIRAM/EPAGRI 1990-2000. <http://ciram.epagri.sc.gov.br>. Acesso em 23 dezembro 2018.

- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2014) Listas das aves do Brasil. <http://www.cbro.org.br>. Acesso em 23 dezembro 2018
- Dechoum MS, Rejmánek M, Castellani TT, Zalba SM (2015a) Limited seed dispersal may explain differences in forest colonization by the Japanese raisin tree (*Hovenia dulcis* Thunb.), an invasive alien tree in Southern Brazil. *Trop Conserv Sci* 8(3): 610-622.
- Dechoum MS, Castellani TT, Zalba SM, Rejmánek M, Peroni N, Tamashiro JY (2015b) Community structure, succession and invasibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Biol Invasions* 17: 1697-1712.
- Dlamini P, Zachariades C, Downs CT (2018) The effect of frugivorous birds on seed dispersal and germination of the invasive Brazilian pepper tree (*Schinus terebinthifolius*) and Indian laurel (*Litsea glutinosa*). *S Afr J Bot* 114: 61-68.
- FATMA – Fundação Do Meio Ambiente (2009) Parque Estadual da Serra do Tabuleiro: retratos da fauna e da flora. criAG, Florianópolis.
- Figueiredo RAD, Oliveira AAD, Zacharias MA, Barbosa SM et al (2008) Reproductive ecology of the exotic tree *Muntingia calabura* L. (Muntingiaceae) in southeastern Brazil. *Revista Árvore* 32(6): 993-999.
- Fournier LA (1974) Un método cuantitativo para la medicion de características fenológicas en árboles. *Turrialba* 24: 422-423.
- Foxcroft LC, Richardson DM, Wilson JR (2008) Ornamental plants as invasive aliens: problems and solutions in Kruger National Park, South Africa. *Enviro Manage* 41: 32-51.
- Foxcroft L C, Jarošík V, Pyšek P, Richardson D M, Rouget M (2011). Protected-area boundaries as filters of plant invasions. *Conserv Biol* 25(2):400-405.
- Funk JL, Cleland EE, Suding KN, Zavaleta, ES (2008) Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends Ecol Evol* 23(12): 695-703.

- Galetti M, Pizo MA, Morellato PC (2003) Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: Cullen L, Valladares-Padua C, Rudran R (eds) Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo de Vida Silvestre. UFPR, Curitiba, p. 395 - 420.
- Gilman EF (1999) *Schefflera arboricola*. Fact Sheet FPS 541:1-3.
- Gioria M, Pyšek P, Osborne BA (2018) Timing is everything: does early and late germination favor invasions by herbaceous alien plants? *J Plant Ecol* 11:4-16.
- Gosper CR, Stansbury CD, Vivian-Smith G (2005) Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. *Divers Distrib* 11:549-558.
- Gosper CR, Vivian-Smith G (2010) Fruit traits of vertebrate-dispersed alien plants: smaller seeds and more pulp sugar than indigenous species. *Biol Invasions* 12(7):2153-2163.
- Guix JC (2007) The role of alien plants in the composition of fruit-eating bird assemblages in Brazilian urban ecosystems. *Orsis: organismos i sistemes* 22: 87-104.
- Guo W et al. (2019) Domestic gardens play a dominant role in selecting alien species with adaptive strategies that facilitate naturalization. *Global Ecol Biogeogr*. Early View:1 - 12.
- Heleno RH, Olesen JM, Nogales M, Vargas P, Traveset A (2013) Seed dispersal networks in the Galápagos and the consequences of alien plant invasions. *Proc. R. Soc. Lond. B* 280:20122112.
- Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin, D et al. (2008). Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *J Appl Eco* 45(2): 403-414.
- I3N Brasil (2018) Base de Dados sobre Espécies Exóticas Invasoras. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis – SC. <http://i3n.institutohorus.org.br>. Acesso em 17 dezembro 2018.
- Ikuta KG, Martins FC (2013) Interação entre aves frugívoras e plantas no Parque Estadual da Cantareira, estado de São Paulo. *Atualidades Ornitológicas* 172: 33-36.

- Jordano P, Schupp EW (2000) Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecol Monogr* 70:591-615.
- Kueffer C, Kronauer L, Edwards PJ (2009) Wider spectrum of fruit traits in invasive than native floras may increase the vulnerability of oceanic islands to plant invasions. *Oikos* 118:1327-34.
- Lorenzi H, Souza HM (2008) Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras. 4 ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Mantovani M, Ruschel AR, Reis MD, Puchalski A, Nodari RO (2003) Fenologia reprodutiva de espécies arbóreas em uma formação secundária da floresta atlântica. *Revista Árvore* 27(4): 451-458.
- Mokotjomela TM, Musil CF, Esler KJ (2013) Frugivorous birds visit fruits of emerging alien shrub species more frequently than those of native shrub species in the South African Mediterranean climate region. *S. Afr. J. Bot.* 86:73-78.
- Moody ME, Mack RN (1988) Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. *J Appl Ecol*, 25: 1009-1021.
- Morales C, Traveset A, Ramírez N (2009) Especies invasoras y mutualismos planta-animal. In: Medel R, Aizen M, Zamora R (eds) *Ecología y Evolución de interacciones planta-animal*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, pp. 247-261.
- Morellato LPC, Alberti LF, Hudson IL (2010) Applications of circular statistics in plant phenology: a case studies approach. In: Keatley M, Hudson IL (eds). *Phenological Research: Methods for Environmental and Climate Change Analysis*. Springer, New York, p. 357-371.
- Muñoz MC, Ackerman JD (2013) Invasive plants and mutualistic interactions between fleshy fruits and frugivorous animals. In: Shibu J, Harminder PS, Daizy RB, Ravinder KK (Eds) *Invasive Plant Ecology*, CRC Press, Boca Raton, p. 121-136.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853, 2000.

- Ohashi H (1993) Araliaceae. In: Huang TC (ed) Flora of Taiwan, Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Taipei, p. 1002.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND et al. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51(11): 933-938.
- Panetta FD, McKee J (1997) Recruitment of the invasive ornamental, *Schinus terebinthifolius* is dependent upon frugivores. *Aust J Ecol* 22:432-438.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sc* 4(2): 439-473.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D, R Core Team (2018). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-137. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>. Acesso em 23 dezembro 2018.
- Pinheiro J, Bates D, Debroy S, Sarker D (2018) R Core Team pacote nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1 - 137. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>. Acesso em 23 dezembro 2018.
- Pizo MA (2012) O movimento dos animais frugívoros e das sementes em paisagens fragmentadas. In: Del-Claro KE, Torezan-Silingardi, HM (eds). *Ecologia das interações plantas-animais: uma abordagem ecológico evolutiva*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro p. 141-154.
- Pizo MA, Galetti M (2010) Métodos e perspectivas da frugivoria e dispersão de sementes por aves. In: Von Matter S, Straube FC, Accordi I, Piacentini V, Cândido-Jr JF (eds). *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books, Rio de Janeiro, p. 493-506.
- Pizo, MA (2004) Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitol Neotrop* 15: 117-126.

- Potgieter LJ, Gaertner M, O'Farrell PJ, Richardson DM (2019) Perceptions of impact: invasive alien plants in the urban environment. *J Environ Manage* 229: 76-87.
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>. Acesso em 04 novembro 2018.
- Renne IJ, Gauthreaux Jr SA, Gresham CA (2000) Seed dispersal of the Chinese tallow tree (*Sapium sebiferum* (L.) Roxb.) by birds in coastal South Carolina. *Am Midl Nat* 144(1):202-215.
- Richardson DM, Allsopp N, D'antonio CM, Milton SJ, Rejmánek M (2000) Plant invasions – the role of mutualisms. *Biol Rev* 75: 65-93.
- Richardson DM, Pyšek P (2012) Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytol* 196(2): 383-396.
- Richardson DM, Rejmánek M (2011) Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Divers distrib* 17(5): 788-809.
- Romahn V (2009) Arbustos decorativos: Conheça a versatilidade e a beleza de 161 plantas que valorizam o seu jardim. Europa, São Paulo.
- Santa Catarina (2012) Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA Nº 08, de 14 de setembro de 2012. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina e dá outras providências.
- Saracco JF, Collazo JA, Groom MJ, Carlo TA (2005) Crop Size and Fruit Neighborhood Effects on Bird Visitation to Fruiting *Schefflera morototoni* Trees in Puerto Rico. *Biotropica* 37(1): 81-87.
- Schupp EW, Jordano P, Gómez JM (2010) Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytol* 188(2): 333-353.
- Seebens H et al. (2017) No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nat commun* 8: 14435.
- Sick H (1997) Ornitologia Brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

- Sigrist T (2014) Guia de campo Avis brasilis - Avifauna brasileira. Avis Brasilis, São Paulo.
- Silva JCB, Junior JFC, Vogel HF, Campos JB (2013) Dispersão por aves de *Psidium guajava* L. (Myrtaceae) em ambiente ripário na bacia do rio Paraná, Brasil. Semina: Ciências Biológicas e da Saúde 34(2): 195-204.
- Silva PA Mutualismo arriscado na área suburbana: frutos da árvore exótica *Schefflera actinophylla* (Endl.) Harms (Araliaceae) beneficiam aves nativas que potencialmente dispersam suas sementes. Ambiência 11(2): 423-441.
- Snow DW (1981) Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. Biotropica 13:1-14.
- Starr F, Starr K, Loope LL (2006) Roadside Survey and Expert Interviews for Selected Plant Species on Maui, Hawaii. United States Fish and Wildlife Service, Honolulu.
- Toledo C (2018) Frugivoria e dispersão de sementes por aves em uma área urbanizada. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Estadual Paulista.
- Trakhtenbrot A, Nathan R, Perry G, Richardson DM (2005) The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. Divers Distrib 11(2): 173-181.
- Traveset A, Richardson DM (2006) Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. Trends Ecol Evol 21: 208-216.
- Traveset A, Richardson DM (2011) Mutualisms: key drivers of invasions... key casualties of invasions. In: Richardson DM (ed) Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton. Wiley-Blackwell, Oxford, pp. 143-160.
- Traveset A, Gonzalez-Varo JP, Valido A (2012) Long-term demographic consequences of a seed dispersal disruption. Proc R Soc B 279: 3298–3303.
- Traveset A, Heleno R, Nogales M (2013) The ecology of seed dispersal. In: Gallaguer RS (Ed) The Ecology of Regeneration in Plant Communities. CAB Int., Oxfordshire, pp. 62–93.

- Van Kleunen M, Essl F, Pergl J, Brundu G, Carboni M, Dullinger S et al. (2018) The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. *Biol Rev* doi: 10.1111/brv.12402
- Vélez MCD, Sérsic AN, Traveset A, Paiaro V (2018) The role of frugivorous birds in fruit removal and seed germination of the invasive alien *Cotoneaster franchetii* in central Argentina. *Austral Ecol* 43(5):558-566.
- Wei T, Simko V (2017) R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix. <https://github.com/taiyun/corrplot>. Acesso em 23 dezembro 2018.
- Westcott DA, Fletcher CS (2011) Biological invasions and the study of vertebrate dispersal of plants: opportunities and integration. *Acta Oecol* 37(6):650-656.
- Wheelwright NT, Janson CH (1985) Colors of fruit displays of bird-dispersed plants in two tropical forests. *Am Nat* 126(6): 777-799.
- Wu CC, Tsui CC, Hsieh CF, Asio VB, Chen ZS (2007) Mineral nutrient status of tree species in relation to environmental factors in the subtropical rain forest of Taiwan. *Forest Ecol Manag* 239: 81-91.
- Ziller SR, Dechoum MS (2014) Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 2:4-31.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O contexto regional é propício ao estabelecimento de *S. arboricola*. Isso é evidenciado pela abundância de indivíduos em variados substratos e habitats presentes no entorno do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PEST), como bordas de fragmentos florestais, e áreas relacionadas aos cursos d'água. O estabelecimento de interações mutualísticas de dispersão de sementes de *S. arboricola* na comunidade invadida, bem como características intrínsecas de *S. arboricola* aumentam o potencial invasor dessa espécie, sugerindo que o processo de invasão de *S. arboricola* nesta área de Floresta Ombrófila Densa, e consequentemente no interior do PEST é iminente.

Para conter os riscos provenientes da invasão por *S. arboricola*, nos locais onde a espécie já está estabelecida os indivíduos devem ser eliminados, dando prioridade à zona de amortecimento do PEST. Ações de manejo que diminuam a disponibilidade de frutos são necessárias, afim de diminuir o número de sementes removidas pela avifauna. Nesse sentido, é recomendado priorizar o controle de indivíduos adultos que apresentem maior oferta de recurso (e.g. ramos frutíferos) presentes em bordas de fragmentos florestais e/ou indivíduos presentes próximos a cursos d'água. Caso o controle não seja possível, recomenda-se o corte dos ramos reprodutivos precedente à floração (ântese floral), que na área de estudo ocorreu após o mês de maio.

Neste sentido, a principal estratégia preventiva para diminuir os riscos provenientes de invasão biológica por *S. arboricola*, e/ou reinvasão no PEST, seria concentrar esforços para evitar a propagação da espécie. No estado de Santa Catarina, *S. arboricola* é considerada uma espécie exótica invasora de categoria 1, que significa que não é permitida a posse, o domínio, o transporte, o comércio, a aquisição, a soltura, a translocação, a propagação, o cultivo, a criação e a doação sob qualquer forma, bem como, a instalação de novos cultivos e criações da espécie (SANTA CATARINA 2012). Logo, primeiramente como medida preventiva, deve haver fiscalização para que não ocorra a comercialização da espécie.

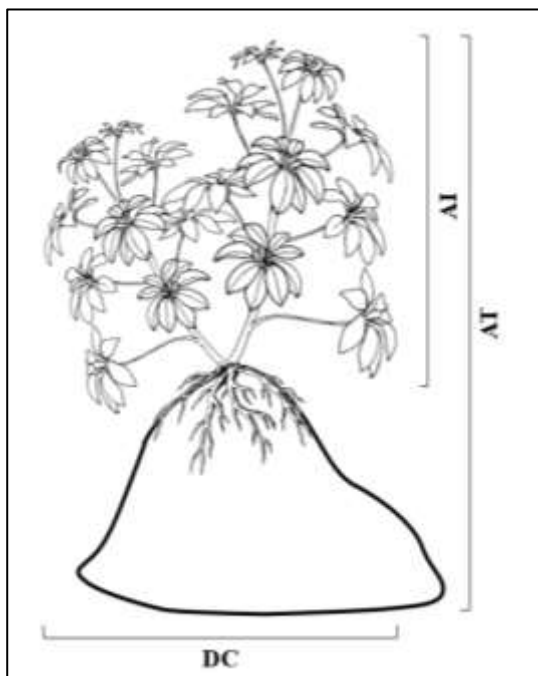
Além disso, devem ser investidos esforços consideráveis de percepção e conscientização da população circundante ao PEST quanto aos danos causados pelas espécies exóticas invasoras presentes em

jardins. Adicionalmente, recomendamos o incentivo à substituição de *S. arboricola* por espécies vegetais nativas que possam fornecer recursos alimentares para frugívoros nativos, e ainda possuírem valor ornamental, como por exemplo *Allophylus edulis* (Sapindaceae), *Eugenia uniflora* (Myrtaceae), *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) e *Myrsine coriacea* (Primulaceae).

Esse trabalho mostra-se importante para a tomada de decisões frente a processos de invasão biológica pela espécie *S. arboricola* e espécies invasoras com características similares, podendo servir de base para planos de prevenção e manejo em áreas protegidas.

5 ANEXOS

Anexo 1 - Representação das medidas realizadas nos indivíduos de *Schefflera arboricola* amostrados no estudo. Altura do indivíduo (AI), altura total (AT) e diâmetro da copa (DC).



Anexo 2 - Medições realizadas nos indivíduos de *Schefflera arboricola* nas áreas verdes do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, Santo Amaro da Imperatriz, SC. Exposição: exposto (E); semiexposto (SE); protegido (P). Localização: bordas florestais (1); mata próxima ao riacho (2); leito do riacho (3); Floresta Ombrófila Densa (4).

Indivíduo	Altura total (m)	Altura planta (m)	Diâmetros (m)	Área da copa (m ²)	Substrato de fixação	Exposição	Localização
1	7	7	9,87/8,2	63,53	Rocha	SE	1, 3
2	14	5	7,14/6,2	34,75	Árvore	SE	2, 1
3	7	7	6,2/2,09	10,17	Rocha	P	2
4	8,5	8,5	11,25/10,2	90,07	Árvore	E	1, 2
5	5	3	6,3/7,5	37,09	Rocha	SE	2, 3
6	7	7	11,36/11,25	100,32	Rocha	SE	4
7	3	2,5	5,5/3,88	16,75	Rocha	SE	2
8	11	5	5/3,5	13,73	Árvore	E	3
9	11,5	11,5	6,8/9	48,04	Solo	SE	3
10	6	6	5,59/5,7	25,01	Árvore	SE	4
11	19	7	9/7,53	53,19	Árvore	SE	1
12	12	7	8,56/7,36	49,45	Árvore	P	4
13	4,5	4,5	3,58/6,69	18,80	Solo	SE	1
15	7	7	5,44/4	17,08	Rocha	SE	3
17	8	8	8,1/8	50,86	Rocha	E	1, 2
18	8	8	7,9/3,5	21,70	Solo	SE	1, 4
19	6	4	3,55/2,5	6,96	Árvore	SE	1, 2
20	7	5,5	9,25/7,86	57,07	Rocha	SE	1, 2
23	6	5	8/8	50,24	Rocha	P	3