



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE FUNGOS ALGAS E
PLANTAS

NÍVEL MESTRADO

LETÍCIA MESACASA

**EFEITO DO TEMPO DE INVASÃO BIOLÓGICA E DO MANEJO DE
POPULAÇÕES DE *Pinus elliottii* EM PARÂMETROS ESTRUTURAIS E
FUNCIONAIS DE COMUNIDADES VEGETAIS DE RESTINGA NO SUL DO
BRASIL**

Florianópolis

2020

LETÍCIA MESACASA

**EFEITO DO TEMPO DE INVASÃO BIOLÓGICA E DO MANEJO DE
POPULAÇÕES DE *Pinus elliottii* EM PARÂMETROS ESTRUTURAIS E
FUNCIONAIS DE COMUNIDADES VEGETAIS DE RESTINGA NO SUL DO
BRASIL**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação de
Biologia de Fungos, Algas e Plantas da Universidade
Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de
Mestre em Biologia de Fungos, Algas e Plantas

Orientador: Prof. Dr. Pedro Fiaschi

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Michele de Sá Dechoum

Florianópolis

2020

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

Mesacasa, Letícia

EFEITO DO TEMPO DE INVASÃO BIOLÓGICA E DO MANEJO DE
POPULAÇÕES DE *Pinus elliottii* EM PARÂMETROS ESTRUTURAIS E
FUNCIONAIS DE COMUNIDADES VEGETAIS DE RESTINGA NO SUL DO BRASIL /
Letícia Mesacasa ; orientador, Pedro Fiaschi, coorientadora,
Michele de Sá Dechoum, 2020. 48 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós
Graduação em Biologia de Fungos, Algas e Plantas, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Biologia de Fungos, Algas e Plantas. 2. Árvores invasoras. 3.
Atributos funcionais. 4. Composição de espécies. 5. Composição funcional.
I. Fiaschi, Pedro . II. Dechoum, Michele de Sá . III. Universidade
Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Algas e
Plantas. IV. Título.

LETÍCIA MESACASA

**EFEITO DO TEMPO DE INVASÃO BIOLÓGICA E DO MANEJO DE
POPULAÇÕES DE *Pinus elliottii* EM PARÂMETROS ESTRUTURAIS E
FUNCIONAIS DE COMUNIDADES VEGETAIS DE RESTINGA NO SUL DO
BRASIL**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca
examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof^a. Sandra Cristina Müller, Dr^a
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Emanuela Wehmuth Alves Weidlich, Dr^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Rafael Barbizan Sühs, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi
julgado adequado para obtenção do título de mestre em Biologia de Fungos, Algas e Plantas.

Prof. Pedro Fiaschi, Dr.
Coordenador do Programa

Prof. Pedro Fiaschi, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2020

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ter-me dado proteção, força e graça para a realização de mais esta etapa em minha vida.

Agradeço a minha família por toda a ajuda prestada nesta caminhada. Pai e mãe, obrigada pelo amor incondicional e pelo apoio em todas as escolhas da minha vida.

Ao amor da minha vida Deison, pelo apoio, carinho, compreensão e por todas as vezes que me lembrou de ser forte e persistir.

Ao meu orientador Dr. Pedro Fiaschi e a minha co-orientadora Dr^a. Michele de Sá Dechoum pelas pertinentes correções, que lapidaram esta dissertação, pela paciência, incentivo e por sempre estarem disponíveis ao esclarecimento de dúvidas.

Aos colegas Amanda A. Carmes, Andriele Reichert, Ariane Saldanha, Dayane Laurentino, Fernanda Ferrari, Fernando S. Cabral, Gustavo Zilli, Paula Ventura, Paula Larocca, Patrícia Padilha e Renato Fiacador, pelo auxílio durante as saídas de campo, sem vocês estas saídas seriam muito mais demoradas e difíceis. Aos colegas Dalzemira Souza, Luciana Silva, Dayane Laurentino, Fernando S. Cabral e ao professor Rafael Trevisan pela ajuda na identificação dos espécimes coletados.

Ao Leonardo B. Macagnan por toda a ajuda nas análises estatísticas e grande amizade que construímos.

As grandes amigas que fiz neste período, em especial à Amanda, Ariane, Dalzi, Fernanda, Fernando e Leonardo, sou muito grata por ter conhecido vocês.

Ao Laboratório de Sistemática Vegetal da UFSC, pela infraestrutura oferecida, fundamentais à elaboração desta dissertação.

A FLORAM pela autorização para realizar a pesquisa científica na área da Unidade de Conservação do Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição e a CAPES (Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) que forneceu minha bolsa de estudos durante esses dois anos.

A todas as pessoas do meu convívio que contribuíram mesmo indiretamente para a conclusão do mestrado e realização desta dissertação. Meu muito obrigada!

RESUMO

Plantas exóticas invasoras podem causar alterações na estrutura e no funcionamento de ecossistemas por meio de mudanças na estrutura e na composição de espécies em comunidades vegetais. Espécies de *Pinus* são invasoras principalmente em ambientes dominados por vegetação herbácea, com elevada insolação, incluindo ecossistemas costeiros, onde podem ser consideradas espécies transformadoras. O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito do tempo de invasão e do manejo de populações invasoras de *P. elliottii* em parâmetros estruturais e funcionais de comunidades vegetais de restinga. Para tanto, abundância/cobertura, riqueza e diversidade de espécies nativas lenhosas e não lenhosas, assim como a composição de espécies e a composição funcional foram comparadas as seguintes áreas: não invadida, invadida em estágio inicial, invadida em estágio avançado e, manejada (anteriormente invadida na qual todos os indivíduos adultos de *P. elliottii* foram eliminados em 2013). Verificou-se, ainda, a quais variáveis abióticas a composição funcional das espécies está correlacionada. A riqueza, diversidade e abundância/cobertura de espécies nativas lenhosas e não lenhosas foram afetadas pelo tempo de invasão e pelo manejo da espécie invasora. A área não invadida apresentou maior abundância/cobertura, riqueza e diversidade de espécies nativas lenhosas e não lenhosas. Já a área invadida avançada apresentou maior riqueza e diversidade de espécies nativas lenhosas e não lenhosas que a área invadida inicial. A área manejada apresentou maior cobertura de espécies nativas lenhosas e não lenhosas do que as áreas invadidas. A área invadida inicial apresentou maior abundância de espécies nativas lenhosas. Ocorreram mudanças na composição de espécies nativas lenhosas e não lenhosas na área invadida avançada, com espécies distintas das demais áreas. Já a composição das espécies na área invadida manejada foi similar a da área não invadida, demonstrando o processo de regeneração na composição das espécies nativas. As espécies nativas lenhosas presentes na área invadida avançada apresentam atributos funcionais semelhantes, como a dispersão zoocórica, fruto do tipo carnoso indeiscente e não são tolerantes à sombra. A presença do invasor causou alteração na altura dos indivíduos. Com os resultados desse trabalho podemos observar que a invasão por *P. elliottii* causa impactos negativos para as espécies nativas de restinga. No início da invasão são observadas mudanças nos parâmetros estruturais e com avanço da invasão, além das alterações estruturais, são observadas também alterações funcionais nas espécies. Trabalhos como esse, que avaliam o efeito do manejo, são extremamente importantes para a ciência de invasões biológicas, servindo como modelo para futuras tomadas de decisões em outras áreas de restinga.

PALAVRAS-CHAVE

Árvores invasoras, Atributos funcionais, Composição de espécies, Composição funcional, Diversidade, Estrutura, Plantas exóticas invasoras, Riqueza de espécies

ABSTRACT

Invasive alien plant species can cause alterations on structure and functioning of ecosystems by changing the structure and composition of species on vegetal communities. Species of genus *Pinus* are invasive chiefly on environments dominated by herbaceous vegetation, with a high level of solar incidence, including coastal ecosystems where they can be considered as transforming species. This study has as main objective to evaluate the invasion time effect and of the management of invasive populations of *P. elliottii* on structural and functional parameters of plant communities of restinga. To do this, abundance/coverage, richness and diversity of native woody and non woody species as well as species composition and functional composition were compared on the following areas: non invaded area, early invaded area, late invaded area and managed area (previously invaded where all adult specimens of *P. elliottii* are removed in 2013). Also, it was verified which abiotic variables were correlated with the functional composition of species. The richness, the diversity and the abundance/coverage of woody and non-woody species was affected by time of invasion and for the management of invasive species. The non invaded area shows a higher abundance/coverage, richness and diversity of woody and non-woody native species. The late invaded area shows a higher richness and diversity of native woody and non woody species than the early invaded area. The managed area shows a higher coverage of native woody and non woody than all the invaded areas. The early invaded area shows a higher abundance of native woody species. There were occurred changes in the composition of native woody and non woody species on late invaded area, with distinct species that occur in the other areas. On the managed area, the composition of species were similar to that was found in non invaded area, showing process of regeneration of the composition of native species. The native woody species that were found in the late invaded area shows similar functional traits, such as zoochoric dispersion, fleshy indehiscent fruits and they are not shade-tolerant. The presence of the invader caused alterations on height on native species specimens. With the results obtained in this study, we could observe that the invasion of *P. elliottii* cause negative impacts to native species of plants of restinga. At the beginning of invasion were observed changes in the structural parameters and with the advance of invasion, also were observed alterations in the functional traits of the native species. So, studies like this, aiming to evaluate the effect of management, are extremely important to the Science of biological invasions, serving as a model for the future endeavours and to taking decisions of another areas of restinga.

KEY WORDS:

Invasive trees, Functional traits, Species composition, Functional composition, Diversity, Structure, Invasive alien plants, Species richness.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Áreas amostrais localizadas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).....	17
Figura 2 – Curvas de rarefação para espécies lenhosas e não lenhosas amostradas nas parcelas e subparcelas amostradas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).....	22
Figura 3 – Parâmetros avaliados nas parcelas e subparcelas amostradas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC)	24
Figura 4 – Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) utilizando o índice de Bray-Curtis para avaliação da similaridade na composição de espécies nativas lenhosas e utilizando o índice de Jaccard para ocorrência espécies não lenhosas amostradas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC)	26
Figura 5 – Análise de ordenação RLQ definida pelos dois eixos das relações entre as variáveis ambientais e os atributos das espécies nativas lenhosas amostradas nas parcelas instaladas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).....	28
Figura 6 – Proporção das categorias de atributos funcionais avaliados considerando-se a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies nativas amostradas em parcelas e subparcelas instaladas em quatro áreas amostradas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores dos <i>scores</i> dos eixos 1 e 2 obtidos com a análise de ordenação RLQ das variáveis ambientais e dos atributos funcionais das espécies nativas lenhosas amostradas em parcelas instaladas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).....	29
Tabela 2 – Correlação das variáveis ambientais com os atributos funcionais das espécies nativas lenhosas amostradas em parcelas instaladas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC), combinando os Modelos 2 e 4 (Modelo 6) obtidos pela análise de <i>fourth-corner</i> *Valores significativos $p < 0,05$	30
Tabela 3 – Lista de espécies amostradas em unidades amostrais instaladas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC). IA: Área invadida avançada, II: Área invadida inicial, IM: Área invadida manejada e NI: Área não invadida. * para espécies exóticas.....	43

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

PNMDLC Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição

INMET Instituto Nacional de Meteorologia

GLM Modelos Lineares Generalizados

GLMM Modelos Lineares Generalizados Mistos

nMDS Escalonamento Multidimensional não-métrico

PERMANOVA Análise de Variância Multivariada com Permutação

CA Análise de Correspondência

PCA Análise de Componentes Principais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	OBJETIVOS	14
1.2	HIPÓTESES	15
2	MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1	SISTEMA DE ESTUDO	15
2.2	DELINEAMENTO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS	16
2.3	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	19
3	RESULTADOS	21
3.1	COMPOSIÇÃO, RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES NATIVAS	21
3.2	RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS COM A INVASÃO POR <i>P. elliotii</i>	26
4	DISCUSSÃO	30
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
	AGRADECIMENTOS	33
	REFERÊNCIAS.....	34
	APÊNDICE A – Lista de espécies amostradas	43
	APÊNDICE B - Proporção das categorias de atributos funcionais avaliados	48

1 INTRODUÇÃO

Ecosistemas marinhos e costeiros estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo, e proveem inúmeros serviços ecossistêmicos para populações humanas (UNEP, 2006). Há cerca de 8 anos, cerca de 41% da população mundial vivia até uma faixa de 100 km ao longo da costa, incluindo 21 das 33 megacidades (CBD, 2012). Como consequência, a presença humana faz com que zonas costeiras sejam especialmente suscetíveis à chegada de espécies exóticas por meio de vetores associados a atividades produtivas, comerciais, industriais e de turismo (Williams & Grosholz, 2008). Os impactos negativos provocados por espécies exóticas invasoras comprometem a estrutura e o funcionamento de ecossistemas costeiros (Katsanevakis et al., 2014) e os serviços ambientais providos pelos mesmos a populações humanas (UNEP, 2006; Vilà & Hulme, 2017). Essas alterações estruturais e em processos ecossistêmicos resultam no aumento da vulnerabilidade desses ecossistemas frente a mudanças climáticas, comprometendo a mitigação de impactos oriundos de eventos climáticos extremos em áreas costeiras (Burgiel & Muir, 2010). De maneira cíclica e sinérgica, eventos climáticos extremos podem remover a biomassa da vegetação costeira, reduzindo a resistência de comunidades nativas ao estabelecimento de plantas exóticas e, em alguns casos, a vantagem competitiva de espécies nativas (Diez et al., 2012).

As invasões biológicas são uma ameaça constante para o equilíbrio ecológico em ambientes costeiros. Elas são responsáveis por múltiplos impactos negativos a esse ecossistema, alguns dos quais incluem aumento do efeito de competição e deslocamento da vegetação nativa, degradação bioquímica dos recursos hídricos e a desestabilização do solo (Makowski & Finkl, 2019). Árvores introduzidas, como *Schinus terebinthifolius* Raddi, têm causado alterações no crescimento da vegetação nativa na zona costeira do Sul da Flórida, devido às propriedades alelopáticas que a planta apresenta (Morgan and Overholt, 2005; Hargraves, 2008). Ainda no ambiente costeiro do Sul da Flórida, *Casuarina equisetifolia* L. tem competido por recursos com as plantas nativas, provocando a diminuição de riqueza das mesmas (Makowski & Finkl, 2019). Em ecossistemas costeiros na Austrália, a invasão por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. também tem competido com a vegetação nativa, ameaçando a biodiversidade e as espécies endêmicas locais (Gracia, Rangel-Buitrago, & Castro-Barros, 2019).

Os impactos negativos provocados por plantas exóticas invasoras tendem a aumentar ao longo do tempo, ao invés de se dissiparem (Wootton & Rowe, 2009). Em um gradiente de

invasão por *Pinus contorta* Bol., em uma área de estepe no Sul do Chile, os impactos negativos aumentaram à medida que a invasão avançou. Com o aumento da cobertura de dossel, ocorreu a redução da disponibilidade de luz para as espécies nativas, reduzindo a riqueza e diversidade de espécies nativas, além da diversidade funcional da comunidade (Bravo-Monasterio, Pauchard, & Fajardo, 2016). Estudos realizados em áreas com plantio de *Pinus* spp. no Cerrado demonstram que em áreas com a presença do invasor, a disponibilidade de luz e a espessa camada de serrapilheira afetam o crescimento de espécies nativas, e poucas espécies lenhosas e não lenhosas conseguem sobreviver (Brewer, 1998; Abreu, Assis, Frison, Aguirre, & Durigan, 2011; Brewer, Souza, Callaway, & Durigan, 2018). Diferenças na composição de espécies e características funcionais foram encontradas em uma área invadida por *Pinus taeda* L. com diferentes idades na planície costeira do Rio Grande do Sul (Fischer, Oliveira, Dresseno, & Pillar, 2014).

Diante dos impactos negativos causados por plantas exóticas invasoras, a busca por soluções para minimizar ou reverter os danos aos ecossistemas invadidos é um grande desafio (Lodge et al., 2006; Prior, Adams, Klepzig, & Hulcr, 2017). Áreas invadidas que têm passado por ações de manejo em escalas locais estão apresentando resultados positivos. Em uma área invadida por *Pinus* spp. no Cerrado que foi manejada por fogo, as espécies nativas não lenhosas e lenhosas levaram cerca de quatro a trinta meses para regenerar, respectivamente (Zanzarini, Zanchetta, & Fidelis, 2019). Já em uma área de Floresta Ombrófila Mista no Paraná, após o corte raso de indivíduos de *P. taeda*, a regeneração natural das espécies nativas da área iniciou após dois anos (Secco, Acra, & Coraiola, 2019). O manejo adequado do invasor pode proporcionar a recuperação parcial ou total da vegetação, uma vez que a capacidade de regeneração das espécies nativas de um determinado local irá variar no tempo e no espaço (Rodrigues, 1999).

Áreas invadidas por *Pinus* spp. podem apresentar declínio de riqueza, densidade, abundância, alterações da estrutura e composição de espécies nativas e de alterações dos atributos funcionais das espécies nativas, como a altura e a síndrome de dispersão (Abreu & Durigan, 2011; Andreu & Vilà, 2011; Bravo-Monasterio et al., 2016; Brewer et al., 2018). No Brasil, as introduções de *Pinus* spp. datam do final do século XIX, com o início dos experimentos silviculturais com espécies europeias ocorrendo em 1936 e com espécies norte-americana em 1948. Nas regiões Sul e Sudeste do país, principalmente as espécies norte-americanas *Pinus elliottii* Engelm. e *P. taeda* foram introduzidas para experimentos com fins

de silvicultura (Shimizu, 2006). Consequentemente, a experimentação florestal acabou levando à disseminação dessas espécies para as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, propiciando extensos processos de invasão em diferentes ecossistemas, como no Pampa, nos Campos Gerais, na Restinga, nos Campos de Altitude e no Cerrado (Ziller, 2001; Bechara, 2003; Mahmoud, Virillo, Ribeiro, & Alcântara, 2003; Pivello, 2005; Mocoichinski, 2006; Vashchenko, Favaretto, & Biondi, 2007; Simão, 2008; Portz, Manzolli, Saldanha, & Correa, 2011; Abreu, 2013; Cazetta, 2017).

Um programa de voluntariado para controle de populações invasoras de *P. elliottii* vem sendo desenvolvido no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (PNMDLC) (Florianópolis, sul do Brasil) desde o ano de 2010 (Dechoum, Giehl, Sühs, Silveira & Ziller, 2019). O manejo das populações invasoras desta espécie consiste basicamente no corte ou arranquio de todos os indivíduos encontrados nas áreas-alvo. Os indivíduos de menor porte (até 0,5 m de altura) são arrancados, enquanto os indivíduos juvenis são cortados com o uso de serras manuais ou motosserras, dependendo do tamanho (mais detalhes sobre o programa de controle em Dechoum et al., 2019). Até o ano de 2017, haviam sido eliminados cerca de 308.000 indivíduos de *P. elliottii* das áreas invadidas, considerando-se indivíduos de todos os tamanhos (Dechoum et al., 2019). Entretanto, nenhuma avaliação sobre os efeitos da invasão por *P. elliottii* e das respostas da vegetação ao programa de manejo haviam sido realizados até o presente momento.

1.1 OBJETIVOS

Diante do exposto o objetivo geral desse estudo foi avaliar o efeito do tempo de invasão e de manejo de populações invasoras de *Pinus elliottii* em parâmetros estruturais e funcionais de comunidades vegetais de restinga.

Nessa perspectiva, os objetivos específicos são:

- Avaliar o efeito da invasão por populações de *Pinus elliottii* sobre a estrutura e a regeneração da vegetação em restinga herbáceo-arbustiva;
- Comparar a estrutura da vegetação, a abundância/cobertura, a riqueza e diversidade e a composição de espécies lenhosas e não lenhosas entre áreas não invadidas, áreas invadidas não invadidas e áreas nas quais as populações de *Pinus elliottii* foram manejadas no ano de 2013.

1.2 HIPÓTESES

(1) a abundância/cobertura, riqueza, diversidade de espécies nativas lenhosas e não lenhosas vão diferir entre áreas invadidas em diferentes tempos de invasão, áreas não invadidas e áreas nas quais as populações invasoras foram manejadas e,

(2) a composição taxonômica e funcional das espécies lenhosas amostradas vai variar de acordo com a invasão por *P. elliottii*.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 SISTEMA DE ESTUDO

O PNMDLC localiza-se na Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis (Santa Catarina, Brasil), entre as coordenadas 27°36'38" - 27°41'54"S e 48°26'42" - 48°29'25"W, e abrange cerca de 707 hectares (Florianópolis, 2018). O clima da região é do tipo mesotérmico (Cfa), com verões quentes e precipitação média anual de 1.500 mm, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (Kottek, Grieser, Beck, Rudolf, & Rubel, 2006; INMET, 2018). A temperatura média no verão é de 26°C e no inverno de 16°C, com uma média anual de 20°C (INMET, 2018).

A vegetação do PNMDLC é composta por um mosaico de fitofisionomias herbáceo-subarbustivas, arbustivas e arbóreas (Guimarães, 2006). As baixadas secas e úmidas são dominadas por vegetação herbáceo-subarbustiva, com destaque para as espécies *Aechmea lindenii* (E. Morren) Baker, *Epidendrum fulgens* Brongn., *Vriesea friburgensis* Mez, *Dyckia encholirioides* (Gaudich.) Mez, *Schinus terebinthifolius*, *Butia odorata* (Barb.Rodr.) Noblick & Lorenzi, *Lithraea brasiliensis* Marchand, *Ocotea pulchella* (Nees) Mez, *Eugenia uniflora* L., *Myrcia palustris* DC., *M. rostrata* DC., *Ilex theazans* Mart. ex Rissek, *I. dumosa* Rissek e *Myrsine* spp. (Falkenberg, 1999). Essas baixadas são os habitats mais suscetíveis à invasão por espécies de *Pinus* introduzidas na Ilha de Santa Catarina em 1963 para fins silviculturais, e disseminadas localmente na década de 70 (Caruso, 1990; Dechoum et al., 2019). Além disso, plantios posteriores de *Pinus* spp. ocorreram para fins ornamentais e para a contenção de dunas em propriedades privadas existentes no entorno do PNMDLC. Acredita-se que esses indivíduos

plantados tenham sido/sejam as principais fontes de sementes que originaram os indivíduos que ocupam o interior do PNMDLC (Dechoum et al., 2019).

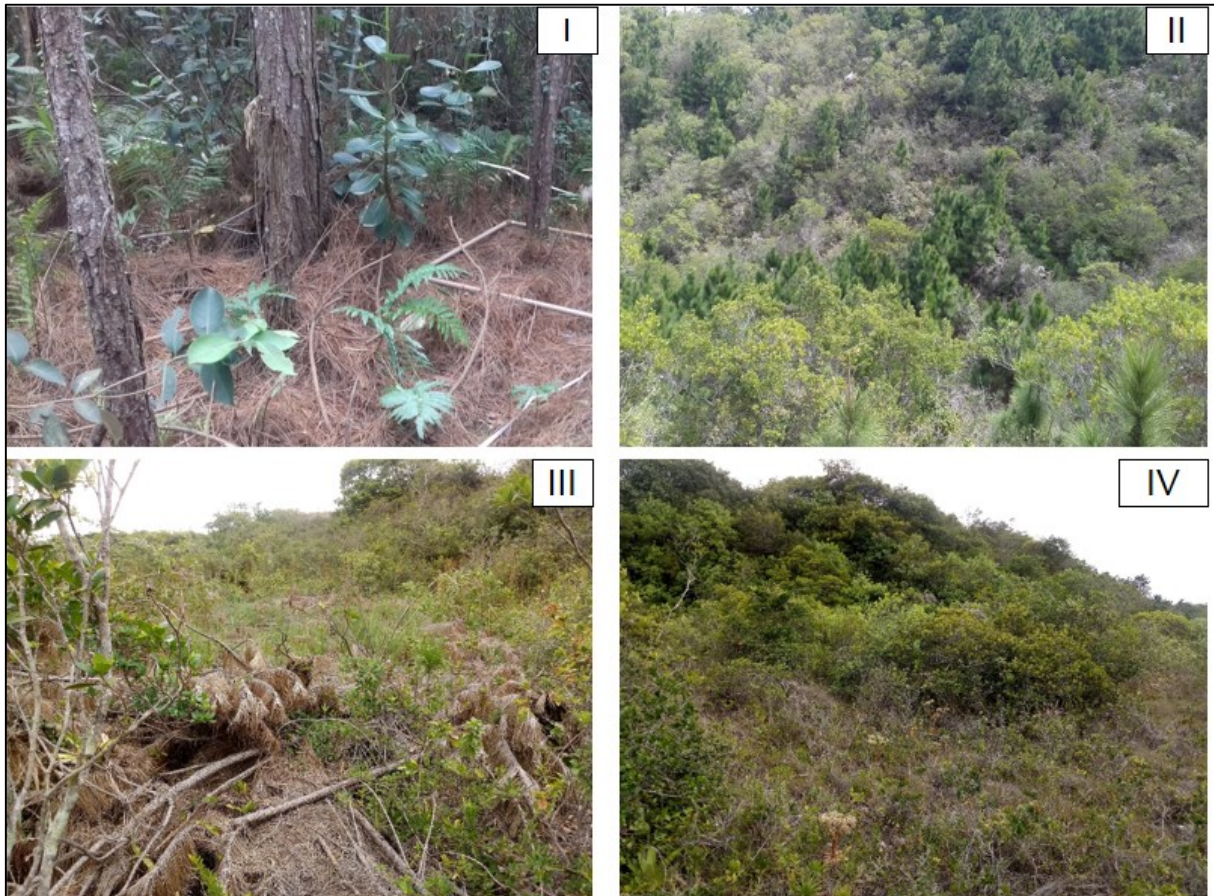
Um programa de voluntariado para controle de populações invasoras de *P. elliottii* vem sendo desenvolvido no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (PNMDLC) (Florianópolis, sul do Brasil) desde o ano de 2010 (Dechoum, Giehl, Sühs, Silveira & Ziller, 2019). O manejo das populações invasoras desta espécie consiste basicamente no corte ou arranquio de todos os indivíduos encontrados nas áreas-alvo. Os indivíduos de menor porte (até 0,5 m de altura) são arrancados, enquanto os indivíduos juvenis são cortados com o uso de serras manuais ou motosserras, dependendo do tamanho (mais detalhes sobre o programa de controle em Dechoum et al., 2019). Até o ano de 2017, já haviam sido eliminados cerca de 308.000 indivíduos de *P. elliottii* das áreas invadidas, considerando-se indivíduos de todos os tamanhos (Dechoum et al., 2019).

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS

A coleta de dados foi realizada entre os meses de agosto e outubro de 2018. A amostragem foi feita em quatro áreas, duas áreas com 0,075 hectares cada, uma área com 0,025 e outra área com 0,050, totalizando 0,225 hectares. As áreas amostrais foram implantadas em baixadas secas e úmidas, caracterizadas com as seguintes condições de intervenção: 1) área em estágio avançado de invasão por indivíduos adultos de *P. elliottii*, denominada área invadida avançada; 2) área em estado inicial de invasão por indivíduos jovens e adultos de *P. elliottii*, denominada área invadida inicial; 3) área previamente invadida por *P. elliottii* e na qual o controle de *P. elliottii* foi realizado em 2013, denominada área manejada; e 4) área não invadida por indivíduos de *P. elliottii* (Figura 1). Conforme descrito, foram amostradas duas áreas com a presença de *P. elliottii*, sendo que ambas eram originalmente cobertas por vegetação herbáceo-arbustiva (Guimarães, 2006). Atualmente, na área em estágio avançado de invasão, a fisionomia da vegetação é arborea e dominada por indivíduos adultos de *P. elliottii*, sendo observados indivíduos esparsos de espécies arbustivas e baixa cobertura por espécies herbáceas características de restinga (Figura 1). Nesta área não foram observadas plântulas e poucos indivíduos jovens de *P. elliottii* foram notados. Já na área em estágio inicial de invasão, a fisionomia herbáceo-arbustiva ainda é dominante, e a maior parte da população de *P. elliottii* é composta por plântulas e indivíduos juvenis de pequeno e médio porte, além de indivíduos adultos mais esparsos (Figura 1). Sendo assim, enquanto na área em estágio avançado a

densidade de indivíduos adultos parece ser maior do que na área em estágio inicial, na área em estágio inicial, a densidade de indivíduos juvenis e plântulas parece ser maior do que na área em estágio de invasão avançado.

Figura 1 - Áreas amostrais localizadas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC)



Fonte: Elaboração própria. I) área invadida por indivíduos adultos de *P. elliottii* (área invadida avançada); II) área em estado inicial de invasão por indivíduos jovens e adultos de *P. elliottii* (área invadida inicial); III) área previamente invadida por *P. elliottii* e na qual o controle de *P. elliottii* foi realizado em 2013 (área invadida manejada); e IV) área não invadida por indivíduos de *P. elliottii*.

A área manejada passou por ações de controle de *P. elliottii* em 2013, que consistiram do corte de indivíduos adultos por motosserristas contratados, do corte de indivíduos juvenis (altura > 50 cm) com serras manuais e da remoção da parte aérea e da parte subterrânea de plântulas (altura < 50 cm) (Dechoum et al., 2019). O número estimado de indivíduos de *P. elliottii* eliminados da área manejada foi 16.000, incluindo indivíduos adultos, juvenis e plântulas (Dechoum et al., 2019). A área não invadida por indivíduos de *P. elliottii*, denominada

área controle, localiza-se em uma baixada seca e possui vegetação herbáceo-arbustiva. Essa área representa como seriam as demais áreas se não tivesse ocorrido invasão por *P. elliottii*.

Em cada uma das quatro áreas foram implantadas parcelas de 5 x 5 m. Na área invadida avançada foram implantadas 20 parcelas, na área invadida inicial foram implantadas 10 parcelas, na área invadida manejada foram implantadas 30 parcelas e na área não invadida foram implantadas 30 parcelas, totalizando 90 parcelas. A distância mínima adotada entre parcelas foi de 20 metros. Em cada parcela foram identificados todos os indivíduos lenhosos que apresentaram altura superior a 100 cm. A altura de cada indivíduo foi medida e, quando não foi possível a identificação em campo, realizou-se a coleta de uma amostra para posterior identificação por meio de chaves de identificação, referências bibliográficas e/ou consulta a especialistas.

Em cada uma das parcelas foram também alocadas nos cantos das parcelas quatro subparcelas de 1 x 1 m, totalizando 360 subparcelas. Nessas subparcelas todos os indivíduos que apresentaram altura entre 10 e 100 cm foram identificados e categorizados em lenhosos ou não lenhosos. Também foi realizada a caracterização da porcentagem de cobertura da vegetação lenhosa e não lenhosa e a porcentagem de solo exposto por classes em cada subparcela. As classes de cobertura de lenhosas e não lenhosas e de solo exposto foram divididas da seguinte forma: Classe 1: 0 a 5% (mediana: 2,5%); Classe 2: 5 a 15% (10%); Classe 3: 15 a 25% (20%); Classe 4: 25 a 50% (37,5%); Classe 5: 50 a 75% (62,5%) e Classe 6: 75 a 100% (87,5%) (Assumpção & Nascimento, 2000). Os valores medianos das classes foram utilizados nas análises estatísticas.

Nas áreas invadidas, todos os indivíduos de pinus encontrados nas parcelas foram contabilizados e foi mensurada a circunferência à altura do solo (CAS) de todos aqueles com CAS maior do que 25 cm. Já na área manejada, todos os pinus eliminados cujos tocos se encontravam nessas parcelas foram contabilizados e divididos em duas classes de tamanho: indivíduos com CAS < 25 cm e \geq 25 cm.

Todas as espécies lenhosas com altura superior a 100 cm amostradas foram classificadas com relação a quatro atributos funcionais: (1) síndrome de dispersão, sendo as espécies classificadas como anemocóricas ou zoocóricas; (2) tipo de fruto, classificado como seco deiscente ou seco indeiscente, carnoso deiscente ou carnoso indeiscente; (3) altura média dos indivíduos amostrados; e (4) tolerância à sombra, sendo que as espécies foram classificadas

como tolerantes ou não tolerantes à sombra. Os atributos funcionais foram determinados a partir de consultas feitas à literatura (Reitz, 1965; van der Pijl, 1982; Carvalho, 2003, 2008, 2010; Lorenzi, 2009; Pires, Cardoso, Joly, & Rodrigues, 2009; Seubert, Maçaneiro, Schorn, & Sebold, 2017; BFG, 2019).

2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para estimar e comparar a riqueza e a diversidade (índices de Shannon e Simpson) de espécies nativas lenhosas das parcelas e subparcelas, e de espécies nativas não lenhosas entre as quatro condições, foi utilizado o método de rarefação e extrapolação pela frequência de incidência das espécies nas áreas amostrais (Chao et al., 2014). A comparação da abundância das espécies nativas lenhosas amostradas nas parcelas e subparcelas das quatro áreas foi feita por meio de um Modelo Linear Generalizado (GLM), seguido de análises de contraste para comparação dos pares (Russell, 2019). Utilizamos a distribuição binomial negativa devido à superdispersão dos dados (Bates, Maechler, Bolker, & Walker, 2019), e as áreas (invadida avançada, invadida inicial, manejada e não invadida) foram consideradas como efeito fixo. A cobertura das espécies nativas lenhosas e não lenhosas amostradas nas quatro áreas foi comparada por meio de um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM), com distribuição beta para a variável resposta. A área (invadida avançada, invadida inicial, manejada e não invadida) foi considerada como efeito fixo e a subparcela foi considerada como efeito aleatório.

Para comparar a altura média das espécies lenhosas amostradas nas parcelas das quatro áreas, realizou-se um GLM seguido de uma análise de contraste para comparação dos pares (Russell, 2019). Foi utilizada a distribuição binomial negativa para a variável resposta devido à superdispersão dos dados (Bates et al., 2019), e as áreas foram consideradas como efeito fixo. A porcentagem de solo exposto amostrado nas subparcelas das quatro áreas foi comparada por meio de um GLMM, com distribuição beta para a variável resposta. No GLMM, a área (invadida avançada, invadida inicial, manejada e não invadida) foi considerada como efeito fixo e a subparcela foi considerada como efeito aleatório.

Um Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) foi utilizado para comparar a composição de espécies lenhosas nativas das parcelas e das subparcelas das quatro áreas, utilizando-se o índice de Bray-Curtis como medida de distância. A matriz de abundância das espécies foi padronizada por “log” para diminuir as discrepâncias entre as diferentes abundâncias das espécies. Para comparar a ocorrência de espécies nativas não lenhosas das

subparcelas das quatro áreas, foi utilizado o índice de similaridade de Jaccard. A diferença estatística da composição de espécies entre as quatro áreas foi avaliada por meio de uma Análise de Variância Multivariada com Permutação (PERMANOVA) (Oksanen et al., 2019).

Para relacionar os atributos funcionais das espécies lenhosas com as variáveis ambientais, realizou-se uma análise de RLQ (Dolédec, Chessel, terBraak, & Champely, 1996; Dray, Chessel & Thioulouse, 2003), seguida da análise de *fourth-corner* (Dray & Legendre, 2008). A análise de RLQ fornece ordenações por meio de três matrizes: variáveis ambientais (matriz R), espécies por local (matriz L) e atributos funcionais das espécies (matriz Q) (Dolédec et al., 1996; Dray et al., 2003). As variáveis ambientais selecionadas foram: 1) porcentagem de solo exposto, 2) número de indivíduos de pinus adultos e 3) valor médio da circunferência à altura do solo (CAS) de todos indivíduos > 25 cm, encontrados nas parcelas. As três matrizes foram combinadas simultaneamente. Na matriz L, foi realizada uma Análise de Correspondência (CA), enquanto nas matrizes R e Q, foram realizadas Análises de Componentes Principais (PCA). A significância entre a matriz R e Q foi testada pelo teste de permutação de Monte Carlo (n= 4999).

Para correlacionar os atributos funcionais e variáveis ambientais e testar sua significância, foi realizada a análise de *fourth-corner*. Essa análise mede a ligação entre os atributos funcionais das espécies e as variáveis ambientais, utilizando a correlação de Pearson e um pseudo-F. Dos dois modelos utilizados, o primeiro (Modelo 2) testou a hipótese nula de que a distribuição de espécies com atributos fixos não é influenciada pelas variáveis ambientais. Em outras palavras, a hipótese nula assume que não há relação entre R e L (Legendre, Galzin, & Harmelin-Vivien, 1997); o segundo modelo (Modelo 4) foi utilizado para testar a hipótese nula de que a composição de espécies das amostras com as variáveis ambientais fixas não é influenciada pelos atributos das espécies. Em outras palavras, a hipótese nula assume que não há relação entre L e Q (Legendre et al., 1997). Com isso, os dois modelos foram combinados para obter um nível correto de erro tipo I (Dray & Legendre, 2008), utilizando assim o Modelo 6. Considerou-se que um determinado atributo funcional seria correlacionado significativamente com a variável ambiental se ambos os valores de *p* associados aos modelos fossem menores do que 0,05.

Todas as análises foram conduzidas utilizando a interface RStudio (RStudio Team, 2018). Para estimar a riqueza e a diversidade de Shannon e Simpson foi utilizado o pacote iNEXT (Hsieh, Ma, & Chao 2019). Os GLM, GLMM e análises de contraste foram conduzidas

com os pacotes lme4, MASS, emmeans e lsmeans (Bates et al., 2019; Russell, 2019; Russell, Singmann, Love, Buerkner, & Herve, 2019) e as análises nMDS, RLQ e *fourth-corner* foram realizadas utilizando o pacote Vegan (Oksanen et al., 2019). Para todas as análises utilizamos as espécies lenhosas e não lenhosas nativas que foram identificadas a nível de espécie.

3 RESULTADOS

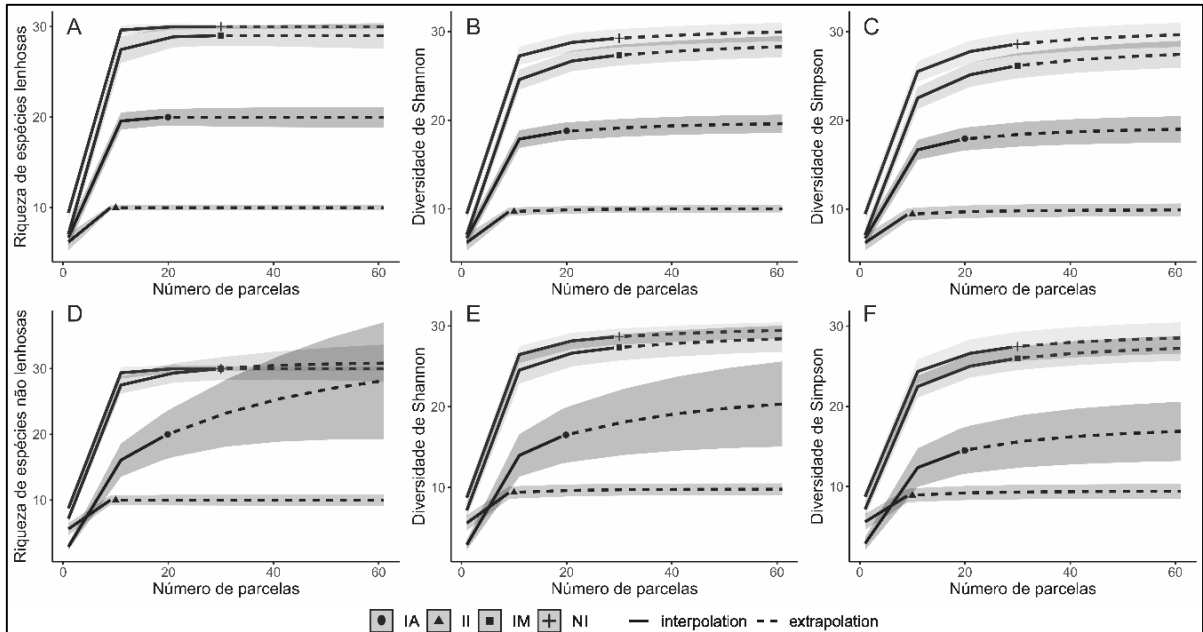
3.1 COMPOSIÇÃO, RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES NATIVAS

No total foram amostradas 109 espécies nativas e uma exótica (*Holcus lanatus* L.), pertencentes a 45 famílias botânicas (Anexo I). As famílias mais representativas em número de espécies foram Poaceae (16), Melastomataceae (9) e Asteraceae (7). Foram amostrados 4.669 indivíduos de 54 espécies lenhosas, havendo 382 de 43 espécies na área invadida avançada, 521 de 15 espécies na área invadida inicial, 1.689 de 20 espécies na área manejada e 2.077 de 24 espécies na área controle.

Na área invadida avançada, foram encontrados 97 indivíduos de pinus com CAS < 25 cm e 91 com CAS ≥ 25 cm, havendo uma densidade estimada de 3.760 pinus (1.940 jovens e 1.920 adultos por ha). Na área invadida inicial, foram encontrados 146 pinus com CAS < 25 cm e 32 com CAS ≥ 25 cm (densidade estimada: 7.120 pinus, com 5.840 jovens e 1.280 adultos por ha). Na área manejada, foram encontrados 127 pinus cortados com CAS < 25 cm e 64 com CAS ≥ 25cm (densidade estimada: 2.546 pinus, com 1.693 jovens e 853 adultos por ha).

A riqueza e a diversidade (Shannon e Simpson) de espécies nativas lenhosas e não lenhosas estimadas por rarefação não diferiram entre as áreas não invadidas e manejadas e foram maiores nessas áreas do que nas áreas invadidas inicial e avançada (Figura 2A a 2F). Entretanto, a área invadida avançada apresentou maior riqueza e diversidade do que a área invadida inicial (Figura 2A a 2F). Todas as curvas tenderam à estabilização na extrapolação (Figura 2A a 2F).

Figura 2 - Curvas de rarefação para espécies lenhosas e não lenhosas amostradas nas parcelas e subparcelas amostradas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC)



Fonte: Elaboração própria. (A) estimativa de riqueza de espécies lenhosas, (B) diversidade de espécies lenhosas pelo Índice de Shannon e (C) diversidade de espécies lenhosas pelo Índice de Simpson, (D) riqueza de espécies não lenhosas, (E) diversidade de espécies não lenhosas pelo Índice de Shannon e (F) diversidade de espécies não lenhosas pelo Índice de Simpson, para as quatro áreas amostradas. IA: Área invadida avançada, II: Área invadida inicial, IM: Área invadida manejada e NI: Área não invadida. A linha sólida representa a interpolação e a linha pontilhada representa a extrapolação para o dobro de parcelas amostradas. Área hachurada: IC=95%.

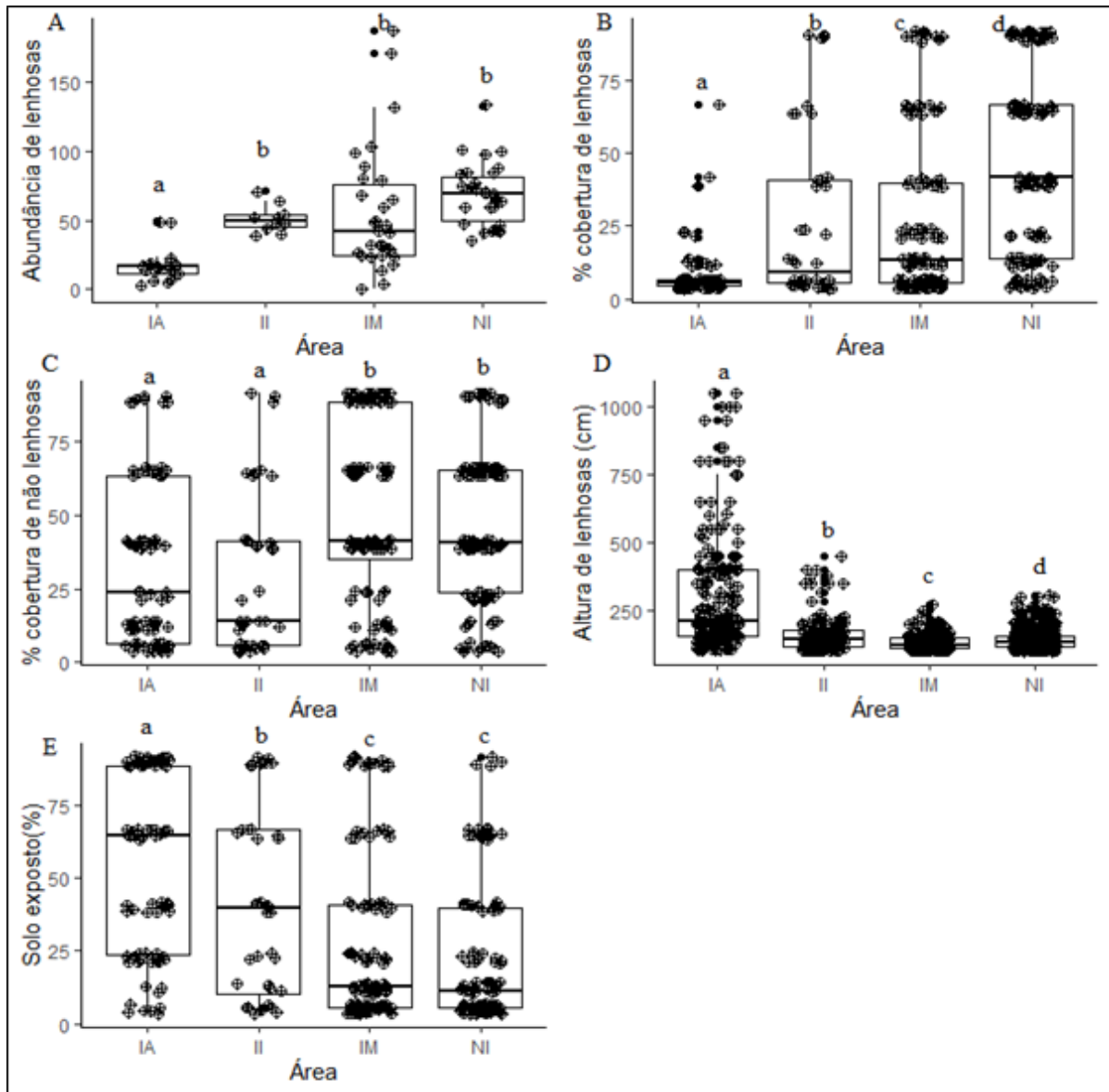
A abundância de espécies nativas lenhosas foi maior na área não invadida do que na invadida avançada ($p = 0,0001$), menor na área invadida avançada do que na invadida inicial ($p = 0,0001$) e na invadida manejada ($p = 0,0001$) (Figura 3A). As áreas não invadida e invadida inicial ($p = 0,15$), não invadida e invadida manejada ($p = 0,15$) e invadida inicial e invadida manejada ($p = 0,68$) não diferiram (Figura 3A). A cobertura das espécies nativas lenhosas foi maior na área não invadida do que nas áreas invadidas avançada e invadida inicial ($p = 0,0001$) e invadida manejada ($p = 0,01$) (Figura 3B), diferindo entre as áreas (Figura 3B). A cobertura de espécies nativas não lenhosas foi maior na área não invadida do que nas áreas invadida avançada ($p = 0,0006$) e invadida inicial ($p = 0,0002$) (Figura 3C). As áreas invadida avançada e invadida inicial não diferiram ($p = 0,31$) e apresentaram menor cobertura de espécies nativas

não lenhosas do que a área manejada ($p = 0,0001$ para os dois casos) (Figura 3C). As áreas não invadida e invadida manejada não diferiram ($p = 0,30$) (Figura 3C).

A altura das espécies nativas lenhosas foi maior na área invadida avançada do que nas áreas invadida inicial ($p = 0,0001$), invadida manejada ($p = 0,0001$) e não invadida ($p = 0,0001$) (Figura 3D). Na área invadida inicial, as espécies lenhosas nativas foram maiores que nas áreas invadida manejada e não invadida ($p = 0,0001$). A área manejada diferiu da área não invadida ($p = 0,01$) (Figura 3D).

O maior percentual de solo exposto foi observado na área invadida avançada do que na área invadida inicial ($p = 0,005$), na área manejada ($p = 0,0001$) e na área não invadida ($p = 0,0001$) (Figura 3E). Ainda, foi maior na área invadida inicial do que na área não invadida ($p = 0,001$) e do que na área manejada ($p = 0,01$) (Figura 3E). As áreas manejada e não invadida não diferiram ($p = 0,31$) quanto à porcentagem de solo exposto (Figura 3E).

Figura 3 - Parâmetros avaliados nas parcelas e subparcelas amostradas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).



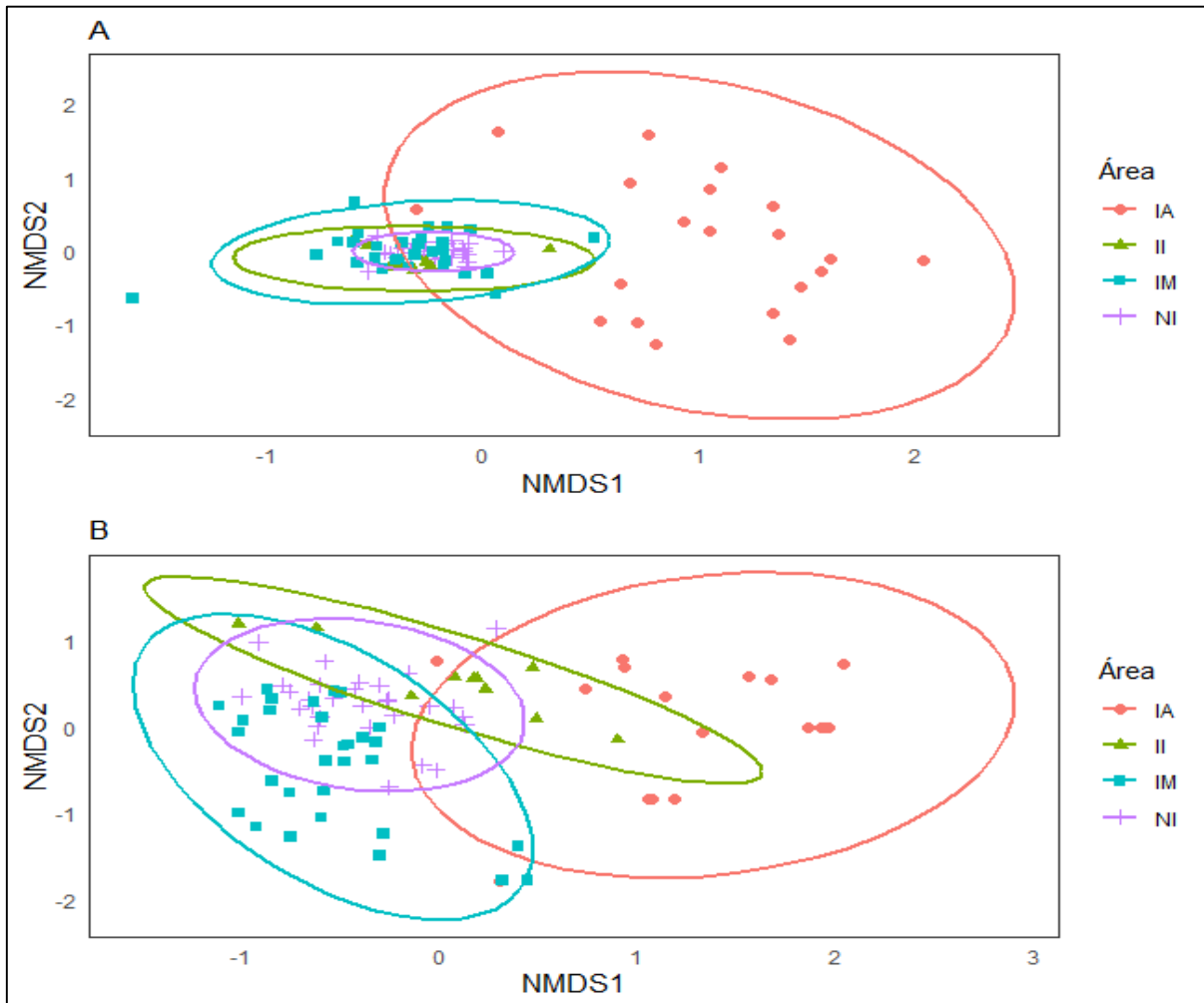
Fonte: Elaboração própria. (A) Abundância de espécies nativas lenhosas amostradas nas parcelas e subparcelas, (B) % de cobertura de espécies nativas lenhosas nas subparcelas, (C) % de cobertura de espécies nativas não lenhosas nas subparcelas (D) % de solo exposto nas subparcelas, (E) altura (cm) de espécies nativas lenhosas nas parcelas. IA: Área invadida avançada, II: Área invadida inicial, IM: Área invadida manejada e NI: Área não invadida. Os símbolos representam as parcelas e subparcelas. Os boxplots representam a mediana (linha preta) e o primeiro e o terceiro quartis (linhas inferior e superior, respectivamente). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$), letras iguais significam que os valores não diferem.

A composição de espécies lenhosas das parcelas e subparcelas diferiu entre as quatro áreas (PERMANOVA $p = 0,001$; $r = 0,30$) (Figura 4A). Pode-se observar uma separação da

área invadida avançada, apresentando maior variação na composição de espécies com relação às demais áreas, enquanto a área não invadida apresentou menor variação.

A nMDS para espécies nativas não lenhosas formou quatro grupos que diferem entre si (PERMANOVA $p = 0,001$; $r = 0,29$). A área invadida avançada teve maior variação na composição de espécies e pouca sobreposição com a área invadida manejada. A área invadida inicial teve menor variação quando comparada com a invadida avançada. A área não invadida apresentou a menor variação na composição de espécies (Figura 4B).

Figura 4 - Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) utilizando o índice de Bray-Curtis para avaliação da similaridade na composição de espécies nativas lenhosas e utilizando o índice de Jaccard para ocorrência espécies não lenhosas amostradas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC)



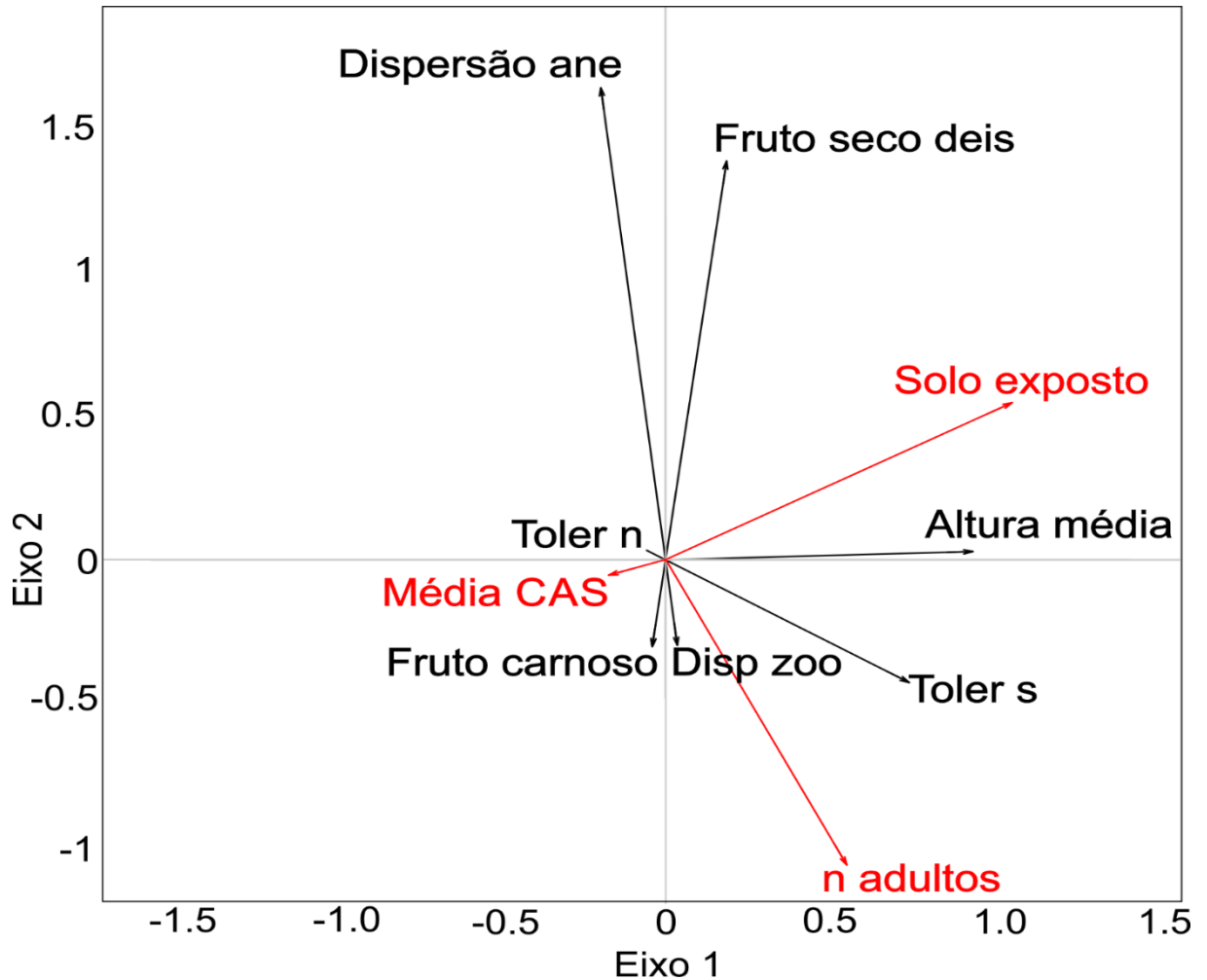
Fonte: Elaboração própria. (A) espécies nativas lenhosas, com *stress* obtido de 0,12. (B) espécies nativas não lenhosas, com *stress* obtido de 0,12. Composição das espécies lenhosas e não lenhosas das quatro áreas amostradas: IA (área invadida avançada), II (área invadida inicial), IM (área invadida manejada) e NI (área não invadida).

3.2 RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS COM A INVASÃO POR *P. elliottii*

A análise de RLQ mostrou uma associação significativa entre as variáveis ambientais e os atributos funcionais das espécies amostradas. Os dois primeiros eixos da ordenação de RLQ contribuíram com 99,74% da variância (95,13% e 4,61%, respectivamente) (Figura 5). O teste de Monte Carlo indicou que a relação entre a matriz ambiental e a matriz dos atributos das espécies é significativa ($p < 0,05$, baseado em 4999 permutações).

O primeiro eixo da RLQ apresentou correlação positiva com as seguintes variáveis ambientais: solo exposto e número de indivíduos adultos de *P. elliotii* (Tabela 1; Figura 5). Ainda, apresentou correlação negativa com a variável ambiental CAS médio de indivíduos de *P. elliotii* (Tabela 1; Figura 5). O segundo eixo da RLQ teve correlação positiva com a variável ambiental solo exposto e teve correlação negativa com as variáveis número de indivíduos adultos de *P. elliotii* e CAS médio (Tabela 1; Figura 5). Os atributos das espécies que apresentaram correlação positiva com o primeiro eixo da RLQ foram: fruto do tipo seco deiscente, tolerância à sombra, dispersão zoocórica e altura média das plantas (Tabela 1; Figura 5). A correlação negativa do primeiro eixo ocorreu com: fruto do tipo carnosu indeiscente, intolerância à sombra e dispersão anemocórica (Tabela 1; Figura 5). Com o segundo eixo da RLQ, os atributos que apresentaram correlação positiva foram: fruto do tipo seco deiscente, intolerância à sombra, dispersão anemocórica, e altura média das plantas (Tabela 1; Figura 5). Os atributos que apresentaram correlação negativa foram: fruto do tipo carnosu indeiscente, tolerância à sombra e dispersão zoocórica (Tabela 1; Figura 5).

Figura 5 - Análise de ordenação RLQ definida pelos dois eixos das relações entre as variáveis ambientais e os atributos das espécies nativas lenhosas amostradas nas parcelas instaladas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC)



Fonte: Elaboração própria. Vetores vermelhos representam as variáveis ambientais e vetores pretos representam os atributos funcionais das espécies nativas lenhosas. Dispersão ane: Dispersão anemocórica; Disp zoo: Dispersão zoocórica; Fruto seco deis: Fruto do tipo seco deiscente; Fruto carnoso: Fruto do tipo carnoso indeiscente; Toler n: não tolerantes à sombra; Toler s: Tolerantes à sombra; n adultos: Número de *P. elliottii* adultos; Média CAS: valor médio da Circunferência acima do solo (CAS) dos indivíduos de *P. elliottii*.

Tabela 1 - Valores dos *scores* dos eixos 1 e 2 obtidos com a análise de ordenação RLQ das variáveis ambientais e dos atributos funcionais das espécies nativas lenhosas amostradas em parcelas instaladas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC)

Variáveis ambientais	Eixo 1	Eixo 2
Solo exposto	0,87	0,45
Número de indivíduos adultos de <i>P. elliottii</i>	0,45	- 0,88
CAS médio de indivíduos de <i>P. elliottii</i>	- 0,14	- 0,04
Atributos funcionais	Eixo 1	Eixo 2
Fruto carnosos indeiscentes	- 0,04	- 0,31
Fruto seco deiscentes	0,19	1,44
Tolerância à sombra: sim	0,76	- 0,44
Tolerância à sombra: não	- 0,05	0,03
Dispersão zoocórica	0,03	- 0,30
Dispersão anemocórica	- 0,20	1,71
Altura média dos indivíduos	0,96	0,02

Fonte: Elaboração própria.

Com os resultados obtidos com o teste de hipótese do Modelo 2 na análise de *fourth-corner*, rejeitamos a hipótese nula e assumimos que a distribuição dos atributos das espécies é influenciada pelas variáveis ambientais. Ao testar a hipótese do Modelo 4, rejeitamos novamente a hipótese nula e assumimos que a composição de espécies é influenciada pelos atributos funcionais. Logo, testamos o Modelo 6 combinando os modelos 2 e 4, testando a hipótese de que as variáveis ambientais estão correlacionadas com os atributos funcionais das espécies nativas lenhosas. Como resultado, o atributo funcional altura média das espécies está correlacionado positivamente com a variável ambiental solo exposto ($r = 0,40$; $p = 0,004$) (Tabela 2).

Tabela 2 - Correlação das variáveis ambientais com os atributos funcionais das espécies nativas lenhosas amostradas em parcelas instaladas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC), combinando os Modelos 2 e 4 (Modelo 6) obtidos pela análise de *fourth-corner* *Valores significativos $p < 0,05$

Atributos funcionais	Solo exposto	Nº de adultos	CAS médio
Dispersão anemocórica	0,99	0,57	0,99
Dispersão zoocórica	0,99	0,99	0,99
Fruto carnoso indeiscente	0,99	0,99	0,99
Fruto seco deiscente	0,99	0,56	0,79
Altura média dos indivíduos	0,004*	0,27	0,99
Tolerância à sombra: sim	0,99	0,99	0,99
Tolerância à sombra:não	0,99	0,99	0,99

Fonte: Elaboração própria

4 DISCUSSÃO

Nossa primeira hipótese foi corroborada, uma vez que as áreas amostradas diferiram em abundância/cobertura, riqueza, diversidade de espécies nativas lenhosas e não lenhosas. A área não invadida apresentou maior abundância/cobertura, riqueza e diversidade de espécies nativas lenhosas e não lenhosas. A área manejada apresentou maior cobertura de espécies nativas lenhosas e não lenhosas do que as áreas invadidas, enquanto a área invadida inicial apresentou maior abundância de espécies nativas lenhosas do que a área invadida avançada. A segunda hipótese, de que a composição taxonômica e funcional das espécies nativas lenhosas amostradas variaria de acordo com a invasão por *P. elliottii*, também foi corroborada. No que se refere à composição de espécies, a área invadida avançada apresentou composição de espécies nativas lenhosas e não lenhosas mais variável e distinta das demais áreas. Alterações das condições

ambientais foram observadas na área invadida avançada, com a diminuição da cobertura vegetal e aumento do percentual de solo exposto, resultando na alteração do atributo funcional altura das espécies nativas lenhosas.

A invasão por *P. elliottii* reduziu a riqueza, diversidade e abundância/cobertura das espécies nativas lenhosas e não lenhosas na área estudada. Esse resultado segue o padrão de outros trabalhos realizados em uma comunidade de estepe no Chile invadida por *P. contorta* (Bravo-Monasterio et al., 2016) e no Cerrado invadido por *P. elliottii* e *Pinus caribaea* Morelet e *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl. (Abreu et al., 2011; Brewer et al., 2018; Cazetta & Zenni, 2019), que relatam alterações desses parâmetros e diferenças entre áreas invadidas por *Pinus* e áreas não invadidas. Observando os nossos resultados, a riqueza e diversidade de espécies lenhosas e não lenhosas foram mais afetadas no estágio inicial de invasão. No início da invasão, a densidade do invasor foi maior do que o estágio mais avançado, o que pode ter levado à eliminação da vegetação nativa (Brewer et al., 2018). Com o avanço da invasão ocorreu o adensamento das copas e houve um aumento do sombreamento que, conseqüentemente, diminuiu a abundância/cobertura das espécies nativas lenhosas na área (Abreu, 2013; Bravo-Monasterio et al., 2016).

A composição das espécies nativas lenhosas e não lenhosas foram distintas na área invadida avançada quando comparada com as demais áreas. Espécies nativas lenhosas como *Geonoma schottiana* Mart., *Weinmannia discolor* Gardner, *Dolichocarpus schottianus* Eichl., *Erythroxylum amplifolium* (Mart.) O.E.Schulz, *Abarema langsdorffii* (Benth.) Barneby & J.W.Grimes, *Heteropterys aenea* Griseb., *Leandra pallida* Cogn., *Miconia ligustroides* (DC.) Naudin, *Tibouchina pulchra* Cogn., *Tibouchina trichopoda* (DC.) Baill., *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin, *Miconia cinerascens* Miq., *Pisonia ambigua* Heimerl e *Laplacea fruticosa* (Schrad.) Kobuski, e as espécies nativas não lenhosas *Anthurium gaudichaudianum* Kunth, *Neomarica candida* (Hassl.) Sprague, *Peperomia macrostachya* (Vahl) A.Dietr., só ocorreram na área invadida avançada. Observando os atributos funcionais das espécies nativas lenhosas encontradas na área invadida avançada, a maior parte delas são semelhantes, com o fruto do tipo carnoso, dispersão zoocórica e não tolerantes à sombra. Mudanças na composição das espécies também foram relatadas por Abreu et al. (2011) e Fischer et al. (2014) em áreas invadidas por *P. elliottii* e *P. taeda*, e esse mesmo padrão de atributos funcionais foi encontrado em um trabalho realizado por Abreu & Durigan (2011), em uma área invadida por *P. elliottii* no Cerrado. As proporções de espécies nativas com dispersão

zoocórica e frutos carnosos eram maiores na área invadida do que em uma área não invadida. As espécies de plantas invasoras podem alterar a composição de espécies, bem como sua estrutura funcional dentro da comunidade, afetando assim a estrutura da comunidade e o funcionamento do ecossistema (Mouillot, Graham, Villéger, Mason, & Bellwood, 2013).

Nossos resultados da análise de *fourth-corner* demonstram que com um grande número de indivíduos adultos de *P. elliotii* na área invadida avançada, a cobertura de espécies nativas foi reduzida, houve um aumento na exposição do solo e ocorreu a alteração no atributo funcional altura. Quanto mais avançada a invasão, maior é a cobertura de dossel e menor a disponibilidade de luz, afetando a comunidade vegetal nativa (Abreu et al., 2011, Lemos-Filho, Barros, Dantas, Dias, & Mendes, 2010; Fischer et al., 2014; Zanzarini, Zanchetta, & Fidelis, 2019). Com a diminuição da disponibilidade de luz, as plantas presentes na área, maioria heliófitas, desencadearam uma resposta fisiológica rápida, alterando sua arquitetura, onde os caules e pecíolos se alongam, o desenvolvimento de folhas e raízes é interrompido e o ângulo das folhas se modifica (Li et al., 2012), crescendo mais em busca de luz. A alteração do atributo funcional altura também foi relatada por Bravo-Monasterio et al. (2016) em uma comunidade de estepe no Chile invadida por *P. contorta* e por Fischer et al. (2014) na zona costeira do estado do Rio Grande do Sul, invadida por *P. taeda*. Assim, podemos afirmar que a invasão por *P. elliotii* tem ocasionado alterações funcionais das espécies lenhosas nativas de restinga.

Por outro lado, com o controle de populações de *P. elliotii*, as espécies nativas lenhosas e não lenhosas regeneraram naturalmente. A remoção de *Pinus* spp. pode, em determinadas situações, ser suficiente para restaurar a estrutura e a composição das comunidades nativas, onde existem sementes de espécies nativas disponíveis para o processo de regeneração (Nuñez et al., 2017). Entretanto, algumas espécies nativas lenhosas, com características funcionais semelhantes, como o tipo de dispersão zoocórica, o fruto carnosos indeiscente e tolerantes à sombra, não foram encontradas na área invadida manejada. Essas espécies podem ter sido substituídas do local durante a invasão por espécies compatíveis para sobreviver no ambiente invadido (Fischer et al., 2014). Esse resultado demonstra a importância do controle da invasão para evitar a perda de espécies nativas.

Entretanto, áreas manejadas tornam-se suscetíveis a novas invasões por outras espécies (Kuebbing e Nuñez, 2015; Pearson, Ortega, Runyon, & Butler, 2016; Torres, Alarcón, Rodríguez-Cabal, & Nuñez, 2018). Dickie et al. (2014), relata a invasão por espécies de gramíneas após o manejo de *P. contorta* no Parque Florestal de Craigieburn na Nova Zelândia.

Na nossa amostragem, a espécie exótica *Holcus lanatus* (Poaceae) foi encontrada em baixa densidade na área invadida manejada. Essa espécie, nativa da Europa, é encontrada na região Sul e Sudeste do país (BFG, 2019), tolera uma ampla faixa de condições de solo, e suas características adaptativas podem vir a torná-la invasora (Muller, Lopes, & Hermann, 2017). Já existem registros de invasão pela espécie em ecossistemas costeiros do Chile (Arroyo, Marticorema, Matthei, & Cavieres, 2000). Além do mais, a espécie possui alguns atributos que favorecem o fogo, como a biomassa e a distribuição vertical e horizontal (Marchante, 2001). Com isso, é importante que os gestores do Parque controlem a espécie, especialmente nas áreas sujeitas ao controle de *Pinus*, acompanhando o processo de regeneração para evitar novas invasões.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por fim, esse trabalho demonstra como a vegetação nativa de restinga responde à invasão por *P. elliottii* ao longo dos anos e como tem se recuperado após as ações de manejo empregadas. Com o passar do tempo da invasão, os impactos negativos à vegetação nativa de restinga aumentaram. Nesse sentido, é muito importante iniciar o controle do invasor nas primeiras fases de invasão. Trabalhos como esse, que avaliam o efeito do manejo, são extremamente importantes para a ciência de invasões biológicas. Sendo assim, esse trabalho serve como modelo para futuras tomadas de decisões em outras áreas de restinga.

AGRADECIMENTOS

A FLORAM pela autorização para realizar a pesquisa científica na área da Unidade de Conservação do Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição. A todos que me auxiliaram nas saídas de campo e na identificação das amostras coletadas. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

- Abreu, R. C. R., & Durigan, G. (2011). Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology & Diversity*, 4, 269–278. doi: <https://doi.org/10.1080/17550874.2011.594101>
- Abreu, R. C. R., Assis, G. B., Frison, S., Aguirre, A., & Durigan, G. (2011). Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Forest Ecology and Management*, 262, 1452–1459. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.046>
- Abreu, R. C. R. (2013). Ecologia e Controle da invasão de *Pinus elliottii* no campo cerrado. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo
- Andreu, J., & Vilà, M. (2011). Native plant community response to alien plant invasion and removal. *Management of Biological Invasions*, 2, 81–90. doi: <http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2011.2.1.08>
- Arroyo, M. T. K, Marticorema, C., Matthei, O., & Cavieres, L. (2000). Plant Invasions in Chile: Present Patterns and Future Predictions. In: H. A. Mooney & R. J. Hobbs (Eds.), *Invasive Species in a Changing World* (pp. 385–424). Washington, DC, USA: Island Press.
- Assumpção, J., & Nascimento, M. T. (2000). Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussaí/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 14, 301–315
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Bechara, F. C. (2003). Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil

- BFG - The Brazil Flora Group. (2019). Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, 66, 1085–1113
- Bravo-Monasterio, P., Pauchard, A., & Fajardo, A. (2016). *Pinus contorta* invasion into treeless steppe reduces species richness and alters species traits of the local community. *Biological Invasions*, 18, 1883–1894. doi: 10.1007/s10530-016-1131-4
- Brewer, J. (1998). Patterns of plant species richness in a wet slash-pine (*Pinus elliottii*) savanna. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 125, 216–224
- Brewer, J. S., Souza, F. M., Callaway, R. M., & Durigan, G. (2018). Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. *Biological Invasions*, 20, 1–14. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1734-z>
- Burgiel, S.W. & Muir, A. A. (2010). Invasive Species, Climate Change and Ecosystem-Based Adaptation: Addressing Multiple Drivers of Global Change. Washington (DC, US) e Nairobi (Kenya): Global Invasive Species Programme (GISP)
- Caruso, M. M. L. (1990). O desmatamento da Ilha de Santa Catarina. UFSC, Florianópolis, BR
- Carvalho, P. E. R. (2003). Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, v. 1
- Carvalho, P. E. R. (2008). Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, v. 3
- Carvalho, P. E. R. (2010). Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, v. 4
- Cazetta, A. L. (2017). Invasões Biológicas no Brasil: áreas de conservação e áreas urbanas. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, Brasil

- Cazetta, A. L., & Zenni, R. D. (2019). Pine invasion decreases density and changes native tree communities in woodland Cerrado. *Journal Plant Ecology & Diversity*, doi: <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1675097>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Dechoum, M. S., Giehl, E. L. H., Sühs, R. B., Silveira, T. C. L., & Ziller, S. R. (2019). Citizen engagement in the management of non-native invasive pines: Does it make a difference? *Biological Invasions* 21, 175–188. doi: doi.org/10.1007/s10530-018-1814-0
- Dickie, I. A., St John, M. G., Yeates, G. W., Morse, C. W., Bonner, K. I., Orwin, K., & Peltzer, D. A. (2014). Belowground legacies of *Pinus contorta* invasion and removal result in multiple mechanisms of invasional meltdown. *AoB Plants*, 6. doi: [10.1093/aobpla/plu056](https://doi.org/10.1093/aobpla/plu056)
- Diez, J. M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grosholz, E. D., Olden, J. D., Sorte, C. JB., Blumenthal, D. M., ... Miller, L. P. (2012). Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10, 249–257. doi: <https://doi.org/10.1890/110137>
- Dolédec, S., Chessel, D., terBraak, C. J. F., & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3, 143–166. doi: doi.org/10.1007/BF02427859
- Dray, S., Legendre, P. (2008). Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology*, 89, 3400–3412. doi: <https://doi.org/10.1890/08-0349.1>
- Dray, S., Chessel, D., & Thioulouse, J. (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84, 3078–3089.

- Falkenberg, D. B. (1999). Aspectos da flora e da vegetação secundária da Restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. *Insula* 28, 1–30
- Fischer, F. M., Oliveira, J. M., Dresseno, A. L. P., & Pillar, V. D. (2014). The role of invasive pine on changes of plant composition and functional traits in a coastal dune ecosystem. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 12, 19–23. doi: <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.004>
- Florianópolis (2018). Lei nº 10.388 de 05 de junho de 2018. Dispõe sobre a criação da Unidade de Conservação Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição
- Guimarães, T. B. (2006). Florística e fenologia reprodutiva de plantas vasculares na restinga do Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil
- Gracia, A. C., Rangel-Buitrago, N., & Castro-Barrosa, J. D. (2019). Non-native plant species in the Atlântico Department Coastal Dune Systems, Caribbean of Colombia: A new management challenge. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 603–610. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.009>
- Hargraves, P. E. (2008) Allelopathy at the land/sea interface: microalgae and Brazilian pepper. *Marine Environmental Research*, 66, 553–555. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.08.006>
- Hsieh, T., Ma, K., & Chao, A. (2019) Interpolation and extrapolation for species diversity. R package, version 2.0.19. Disponível em: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>
- INMET (2018). Instituto Nacional de Meteorologia. Climatological database. Disponível em < <http://www.inmet.gov.br> > acesso em fev. 2020

- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çinar, M. E., Oztürk, B., Grabowski, M., ... Cardoso, A. C. (2014). Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: pan-European review. *Aquatic Invasions*, 9, 391–423. doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.4.01>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 259–263
- Kuebbing, S. E., & Nuñez, M. A. (2015). Negative, neutral, and positive interactions among nonnative plants: Patterns, processes, and management implications. *Global Change Biology*, 21, 926–934. doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12711>
- Legendre, P., Galzin, R., & Harmelin-Vivien, M. L. (1997). Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology*, 78, 547–562
- Lemos-Filho, J., Barros, C., Dantas, G., Dias, L., & Mendes, R. (2010). Spatial and temporal variability of canopy cover and understory light in a Cerrado of Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 19–24. doi: 10.1590/S1519-69842010000100005
- Li, L., Ljung, K., Breton, G., Schmitz, R.J., Pruneda-Paz, J., Cowing-Zitron, C., Cole, B. J., ... Chory, J. (2012). Linking photoreceptor excitation to changes in plant architecture. *Genes & development*, 26, 785–790. doi: 10.1101/gad.187849.112
- Lodge, D. M., Williams, S., MacIsaac, H. J., Hayes, K. R., Leung, B., Reichard, S., Mack, R. N., ... McMichael, A. (2006). Biological invasions: recommendations for US policy and management. *Ecological Applications*, 16, 2035–2054. doi: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2035:BIRFUP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2035:BIRFUP]2.0.CO;2)
- Lorenzi, H. (2009). Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 3 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, v. 2.

- Mahmoud, A. G. E., Virillo, C. B., Ribeiro, D. B., & Alcântara, S. F. (2003). Invasão de *Pinus elliottii* em um fragmento de cerrado em Itirapina-SP. Disponível em < <https://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/ecocampo/bt791r2a2003.pdf> > acesso em fev. 2020
- Makowski, C., & Finkl, W. C. (2019). Impacts of Invasive Species on Coastal Environments, *Coastal Research Library*, 29. doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-91382-7_1
- Marchante, H. S. D. C. (2001). Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Acacia*: uma ameaça para a biodiversidade nativa. Dissertação de Mestrado. Universidade de Coimbra. Coimbra, Portugal
- Mocochinski, A. Y. (2006). Campos de altitude na Serra do Mar paranaense: aspectos florísticos e estruturais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil
- Morgan, E. C., & Overholt, W. A. (2005). Potential allelopathic effects of Brazilian pepper (*Schinus terebinthifolius* Raddi, Anacardiaceae) aqueous extract on germination and growth of selected Florida native plants. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 132, 11–15
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 167–177. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Muller, H. L., Lopes, R. R., & Hermann, J. M. (2017). Emergência e estabelecimento de espécies nativas e exóticas em solos de campos convertidos e nativos remanescentes do Planalto - Sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 17. doi: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2016-0235>
- Núñez, M. A., Chiuffo, M. C., Torres, A., Paul, T., Dimarco, R. D., Raal, P., Policelli, N., ... Richardson, D. M. (2017). Ecology and management of invasive Pinaceae around the world: progress and challenges. *Biological Invasions*, 19, 3099–3120. doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1483-4>

- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., ... Wagner, H. (2019). Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. Disponível em < <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> > acesso jan. 2020
- Pearson, D. E., Ortega, Y. K., Runyon, J. B., & Butler, J. L. (2016). Secondary invasion: The bane of weed management. *Biological Conservation*, 197, 8–17. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.029>
- Pires, L. A., Cardoso, V. J. M., Joly, C. A., & Rodrigues, R. R. (2009). Germinação de *Ternstroemia brasiliensis* Cambess. (Pentaphtylaceae) de floresta de restinga. *Acta Botanica Brasilica*, 23, 57–66. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S010233062009000100007>
- Pivello, V. R. (2005). Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *INFO 33. ECOLOGIA*. Disponível em < <http://ecologia.info/cerrado.htm> > acesso em fev. 2020
- Portz, L., Manzolli, R. P., Saldanha, D. L., & Correa, I. C. S. (2011). Dispersão de espécie exótica no Parque Nacional da Lagoa do Peixe e seu entorno. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 01, 033–044
- Prior, K. M., Adams, D. C., Klepzig, K. D., & Hulcr, J. (2017). When does invasive species removal lead to ecological recovery? Implications for management success. *Biological Invasions*, 2, 267–283. doi.org/10.1007/s10530-017-1542-x
- Reitz, R. (1965). Flora Ilustrada Catarinense. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí, Santa Catarina
- Rodrigues, R. R. (1999). Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo. Fazenda Santa Elisa, Campinas, SP: Avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais. Tese (Livre Docência) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba

- RStudio Team (2018). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA
URL <http://www.rstudio.com/>
- Russell, V. L. (2019). Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *Journal of Statistical Software*, 69, 1–33. doi: 10.18637/jss.v069.i01
- Russell Lenth, R., Singmann, H., Love, J., Buerkner, P., & Herve, M. (2019). Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. URL <https://github.com/rvlenth/emmeans>
- Secco, R. T., Acra, L. A., & Coraiola, M. (2019). Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. *Ciência Florestal*, 29, doi: <http://dx.doi.org/10.5902/198050987521>
- Seubert, R. C., Maçaneiro, J. P., Schorn, L. A., & Sebold, D. C. (2017). Regeneração natural em diferentes períodos de abandono de áreas após extração de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, em argissolo vermelho-amarelo álico, em Brusque, Santa Catarina. *Ciência Florestal*, 27, 1–19. doi: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509826443>
- Shimizu, J. Y. (2006). *Pinus* na silvicultura brasileira. *Revista da Madeira*, 16, 4–14
- Simão, C. (2008). Caracterização florística e espectro biológico de refúgios vegetacionais altomontanos no morro Anhangava, Parque Estadual Serra da Baitaca, Paraná. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.
- Torres, A., Alarcón, P. A. E., Rodríguez-Cabal, M. A., & Nuñez, M. A. Secondary Invasions Hinder the Recovery of Native Communities after the Removal of Nonnative Pines Along a Precipitation Gradient in Patagonia. *Forests*, 9. doi:10.3390/f9070394
- UNEP. (2006). Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: a synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. 76 p.
- van der Pijl, L. (1982). Principles of Dispersal in Higher Plants. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York. doi: 10.1007/978-3-642-87925-8

- Vashchenko, Y., Favaretto, N., & Biondi, D. (2007). Fragilidade ambiental nos picos Camacua, Camapuã e Tucum, Campina Grande do Sul, PR. *Revista Floresta*, 37, 201–215
- Vilà, M., & Hulme, P. (2017). Impact of biological invasions on ecosystem services. *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*. Switzerland: Springer
- Williams, S. L., & Grosholz, E. D. (2008). The Invasive Species Challenge in Estuarine and Coastal Environments: Marrying Management and Science. *Estuaries and Coasts*, 31, 3–20
- Wootton, L. S., & Rowe, P. (2009). Invasive Species in Coastal Dunes & Maritime Forests. Conference Proceedings, New Jersey Sea Grant, Georgian Court University and Natural Resources Conservation Service. doi: <https://doi.org/doi:10.7282/T3HX1FFN>
- Zanzarini, V., Zanchetta, D., & Fidelis, A. (2019). Do we need intervention after pine tree removal? The use of different management techniques to enhance Cerrado natural regeneration. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17, 146–150. doi: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.001>
- Ziller, S. R. (2001). Os processos de degradação ambiental originados por plantas invasoras. *Revista Ciência Hoje*, 178, 77–79

APÊNDICE A – Lista de espécies amostradas

Tabela 3 - Lista de espécies amostradas em unidades amostrais instaladas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC). IA: Área invadida avançada, II: Área invadida inicial, IM: Área invadida manejada e NI: Área não invadida. * para espécies exóticas.

Família	Espécie	IA	II	IM	NI
Alismataceae	<i>Echinodorus</i> sp.	X			
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand				X
Apocynaceae	<i>Rhabdadenia madida</i> (Vell.) Miers				X
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek	X			X
Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	X	X	X	X
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	X			
Aquifoliaceae	<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	X			
Araceae	<i>Anthurium gaudichaudianum</i> Kunth	X			
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	X			
Asteraceae	indet. 1	X		X	X
Asteraceae	indet. 2				X
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	X	X	X	X
Asteraceae	<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burk.				X
Asteraceae	<i>Eupatorium casarettoi</i> (B.L. Rob.) Steyerm.		X		
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp. 1	X			
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp. 2	X			
Asteraceae	<i>Noticastrum hatschbachii</i> Zardini				X
Blechnaceae	<i>Telmatoblechnum serrulatum</i> (Rich.) Perrie, D.J. Ohlsen & Brownsey	X	X		
Bromeliaceae	<i>Dyckia encholirioides</i> (Gaudich.) Mez		X	X	X
Bromeliaceae	<i>Tillandsia</i> sp.				X
Bromeliaceae	<i>Vriesea friburgensis</i> Mez	X	X	X	X
Bromeliaceae	<i>Aechmea comata</i> (Gaudich.) Baker			X	X
Bromeliaceae	indet. 1	X			

Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	X	X	X	X
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i> L.			X	
Convolvulaceae	<i>Evolvulus glomeratus</i> Nees & Mart.			X	X
Cunoniaceae	<i>Weinmannia discolor</i> Gardner	X			
Cyperaceae	<i>Cladium mariscus</i> subsp. <i>jamaicense</i> (Crantz) Kük.	X		X	X
Cyperaceae	<i>Cyperus rigens</i> C.Presl				X
Cyperaceae	<i>Rhynchospora brittonii</i> Gale			X	X
Cyperaceae	<i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (Rich.) Herter			X	
Cyperaceae	indet. 1			X	X
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon		X	X	X
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.		X		X
Dilleniaceae	<i>Doliocarpus schottianus</i> Eichl.	X			
Dryopteridaceae	<i>Rumohra adiantiformis</i> (G.Forst.) Ching	X	X		X
Ericaceae	<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spreng.) Meisn.	X	X	X	X
Eriocaulaceae	<i>Actinocephalus polyanthus</i> (Bong.) Sano			X	X
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum amplifolium</i> (Mart.) O. E. Schulz	X			
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania corniculata</i> (Vahl) Müll.Arg.		X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.				X
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	X		X	X
Fabaceae	<i>Abarema langsdorffii</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	X			
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	X			X
Fabaceae	<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.			X	

Fabaceae	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.			X	X
Gesneriaceae	<i>Sinningia douglasii</i> (Lindl.) Chautems				X
Haloragaceae	<i>Laurembergia tetrandra</i> (Schott) Kanitz			X	
Iridaceae	<i>Neomarica candida</i> (Hassl.) Sprague	X			
Juncaceae	<i>Juncus microcephalus</i> Kunth				X
Lamiaceae	<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	X	X	X	X
Lamiaceae	indet. 1				X
Lamiaceae	indet. 2			X	
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	X	X	X	X
Lauraceae	indet. 1	X			
Lauraceae	indet. 2				X
Leguminosae	indet. 1	X			
Lythraceae	<i>Cuphea hyssopoides</i> A.St.-Hil.				X
Malpighiaceae	<i>Heteropterys aenea</i> Griseb.	X			
Melastomataceae	<i>Leandra pallida</i> Cogn.	X			
Melastomataceae	<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	X			
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.	X			
Melastomataceae	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	X			
Melastomataceae	<i>Tibouchina trichopoda</i> (DC.) Baill.	X			
Melastomataceae	<i>Tibouchina urvilleana</i> (DC.) Cogn.	X		X	X
Melastomataceae	<i>Tibouchina versicolor</i> (Lindl.) Cogn.			X	X
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	X			
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	X			
Myrtaceae	<i>Eugenia catharinae</i> O.Berg	X	X	X	X
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	X		X	X
Myrtaceae	<i>Myrcia palustris</i> DC.	X	X	X	X
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.		X	X	X
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	X		X	X
Myrtaceae	indet. 1	X			
Myrtaceae	indet. 2	X			
Nyctaginaceae	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	X			

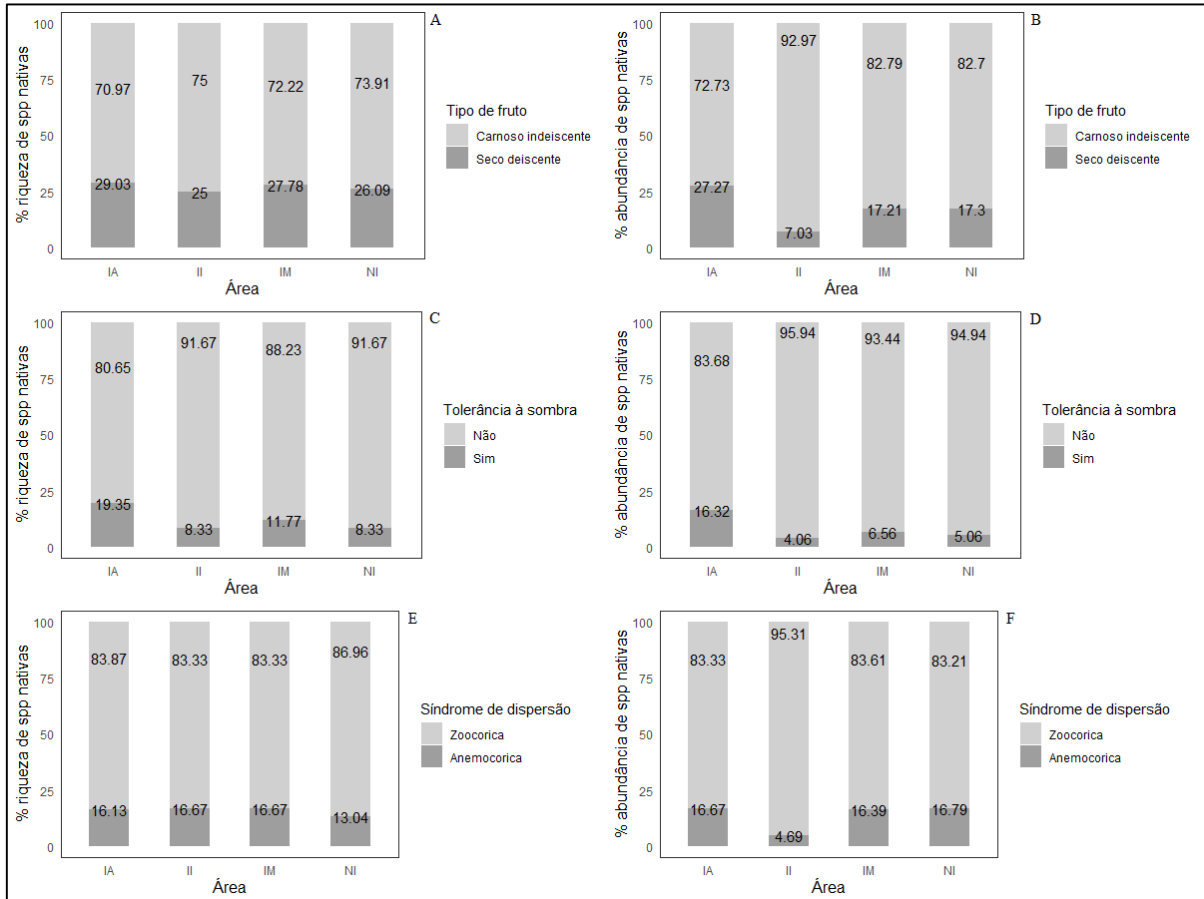
Ochnaceae	<i>Ouratea salicifolia</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Engl.	X	X	X	X
Orchidaceae	<i>Cleistes libonii</i> (Rchb.f.) Schltr.	X		X	X
Orchidaceae	<i>Cyrtopodium flavum</i> Link & Otto ex Rchb.f.	X	X	X	X
Orchidaceae	<i>Epidendrum fulgens</i> Brongn.	X	X	X	X
Pentaphragaceae	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	X		X	X
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	X	X	X	
Piperaceae	<i>Peperomia glabella</i> (Sw.) A.Dietr.	X	X		X
Piperaceae	<i>Peperomia macrostachya</i> (Vahl) A.Dietr.	X			
Poaceae	<i>Andropogon</i> sp. 1		X	X	X
Poaceae	<i>Andropogon</i> sp. 2				X
Poaceae	<i>Dichantherium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark			X	X
Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L. *			X	
Poaceae	<i>Panicum</i> sp. 1			X	
Poaceae	<i>Panicum</i> sp. 2			X	
Poaceae	<i>Paspalum arenarium</i> Schrad.				X
Poaceae	<i>Spartina ciliata</i> Brongn.		X	X	X
Poaceae	<i>Sporobolus virginicus</i> (L.) Kunth			X	
Poaceae	indet. 1		X	X	X
Poaceae	indet. 2				X
Poaceae	indet. 3			X	
Poaceae	indet. 4				X
Poaceae	indet. 5				X
Poaceae	indet. 6			X	
Poaceae	indet. 7				X
Rubiaceae	<i>Diodia apiculata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) K.Schum.				X
Rubiaceae	<i>Diodia radula</i> (Willd. & Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Cham. & Schltdl.	X	X	X	X

Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.			X	X
Rubiaceae	<i>Psychotria officinalis</i> (Aubl.) Raeusch. ex Sandwith	X	X		
Rubiaceae	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	X			
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	X	X	X	X
Sapindaceae	<i>Paullinia trigonia</i> Vell.				X
Smilacaceae	<i>Smilax campestris</i> Griseb.	X	X	X	X
Theaceae	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	X			

Fonte: Elaboração própria.

APÊNDICE B - Proporção das categorias de atributos funcionais avaliados

Figura 6 - Proporção das categorias de atributos funcionais avaliados considerando-se a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies nativas amostradas em parcelas e subparcelas instaladas em quatro áreas amostradas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC)



Fonte: Elaboração própria. Atributos: tipo de fruto [(carnoso indeiscente e seco deiscente), tolerância à sombra (não e sim) e síndrome de dispersão (zoocórica e anemocórica). Áreas: IA (área invadida avançada), II (área invadida inicial), IM (área invadida manejada) e NI (área não invadida).