

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E ZOOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Mariana Adami Borgert

Efeito da invasão biológica e do manejo de *Pinus elliottii* no crescimento de raízes em comunidades vegetais de restinga no Sul do Brasil

Florianópolis

2021

Mariana Adami Borgert

Efeito da invasão biológica e do manejo de *Pinus elliottii* no crescimento de raízes em comunidades vegetais de restinga no Sul do Brasil

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

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

Coorientadora: Dr^ª. Emanuela Wehmuth Alves Weidlich

Florianópolis

2021

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

Adami Borgert, Mariana

Efeito da invasão biológica e do manejo de *Pinus
elliottii* no crescimento de raízes em comunidades vegetais
de restinga no Sul do Brasil / Mariana Adami Borgert ;
orientador, Michele de Sá Dechoum, coorientador, Emanuela
Wehmuth Alves Weidlich, 2021.

41 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências
Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis,
2021.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Densidade de comprimento de
raízes. 3. Invasão biológica. 4. Ambientes Costeiros. 5.
Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição.
I. de Sá Dechoum, Michele . II. Wehmuth Alves Weidlich,
Emanuela . III. Universidade Federal de Santa Catarina.
Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

Mariana Adami Borgert

Efeito da invasão biológica e do manejo de *Pinus elliottii* no crescimento de raízes em comunidades vegetais de restinga no Sul do Brasil

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Bacharel e aprovado em sua forma final pelo Curso de Ciências Biológicas

Florianópolis, 16 de setembro de 2021.

Prof. Carlos Roberto Zanetti, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Michele de Sá Dechoum
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Dra. Emanuela Wehmuth Alves Weidlich
Coorientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof^a. Dr^a. Maria Alice Neves
Avaliadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Eduardo Luís Hettwer Giehl
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

Dr. Rafael Barbizan Sühs
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

Esse trabalho é dedicado à minha família, meu maior exemplo de amor, carinho e inspiração. Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família, por me acompanharem em todos os momentos desde sempre, por me ouvirem falar incansavelmente sobre termos científicos e também sobre “a palavra da invasão biológica”.

Agradeço aos meus pais, minha mãe Elisete, meu maior exemplo de mulher, força, garra, minha melhor amiga e confidente, e a responsável por colos quentinhos; ao meu pai Lorimar, meu parceiro desde sempre, de risadas, abraços demorados e aconchegantes e cervejinhas no final da tarde. Vocês são minha fonte de amor, carinho, inspiração e perseverança. Agradeço por sempre apoiarem meus sonhos, e me permitirem sonhar. Eu tenho muito orgulho de ser filha de vocês, tenho orgulho de falar de vocês, o quanto são maravilhosos e importantes para mim.

Agradeço aos meus irmãos, Tina e Felipe. Tina, por sempre estar comigo, por ser minha amiga, parceira pra tudo (menos pra trilhas), meu exemplo de pessoa guerreira e inspiradora. Felipe, por ser o irmãozinho desejado, dividir a casa e alguns momentos de perrengues do mundo universitário, pelo abraço deliciosos e por ser o maior apreciador das minhas comidas. Eu não imagino minha vida sem vocês, vocês deixam tudo mais leve, engraçado e divertido, eu amo vocês. Agradeço também ao meu cunhado Dionei, pelas risadas e rolês por todos os cantos.

Agradeço a Ari, pelo companheirismo e amizade desde o início da graduação, por ser a melhor parceira de casa, risadas, abraços, comidas saborosas (outras nem tanto) e pelos nossos filhos maravilhosos, Mia e Francisco, com certeza a vida é mais leve com você por perto. Agradeço a Lala, pelos vários momentos engraçados, pelas comidas e parceria de desenhos.

Aos meus amigos que a faculdade me permitiu conhecer, Jéssica, Bruna Bergman, Paulinha, Marcos, Renato, Rafa, Gabriel, Poli, Laura e por todos os demais que fizeram parte deste ciclo da minha vida, tenho por todos vocês um carinho imenso.

Agradeço a Indi e Bea, pelos perrengues de campo, pelas risadas, e pela troca de conhecimento, sem vocês este trabalho seria bem mais difícil.

Agradeço aos meus amigos de longe que me acompanharam. Ana Lara, minha priminha, por ser essa pessoa incrível que admiro e amo tanto. Samla, pela longa amizade, risadas, memes e perrengues. Eduardo, pela amizade, risadas e aprendizados. Rosa e Zanir, por serem minha outra família. Sou muito grata por ter cada um de vocês comigo.

Aos amigos que conheci na ilustração, vocês tornaram os últimos anos mais tranquilos e divertidos, espero em breve estarmos desenhando todos juntos presencialmente.

Agradeço as minhas orientadoras Michele e Manu. Por serem minhas fontes de inspiração de mulheres na ciência e por todo o progresso que me proporcionaram na elaboração e conclusão deste trabalho. Michele, por ser essa super orientadora e que contagia a todas com suas perspectivas de mudanças de um mundo um pouquinho melhor.

Agradeço a toda a equipe LEIMAC, pelas trocas e bons momentos. Espero que em breve possamos brindar todas juntas. É um orgulho fazer parte deste laboratório.

RESUMO

Invasões por espécies exóticas são uma das maiores causas de perda de biodiversidade em escala global, provocando impactos que vão desde o nível individual até o nível ecossistêmico. Plantas exóticas invasoras podem provocar alterações abaixo e acima do nível do solo, afetando desde propriedades do solo, como o pH, a concentração de carbono orgânico e de nitrogênio, além de alterar a estrutura e a composição de comunidades vegetais e comunidades microbianas. Ecossistemas costeiros apresentam alta diversidade biológica e são considerados como de alta relevância para a conservação biológica e de recursos naturais em todo o mundo. Ao mesmo tempo, esses ecossistemas vêm sendo direta e indiretamente afetados por ações antrópicas e, entre as principais ameaças para esses ecossistemas está a invasão por espécies exóticas. O presente estudo avaliou a densidade de comprimento de raízes finas (DCRF) ($\leq 2\text{mm}$) em três áreas distintas de restinga no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC): uma área invadida por *Pinus elliottii*, uma área em que a invasora foi controlada (chamada área manejada) e, uma área não invadida (chamada de área de referência). A hipótese testada foi que a DCRF iria diferir entre as áreas analisadas (invadida, manejada e de referência), e que foi corroborada, uma vez que a DCRF diferiu entre as áreas amostradas, sendo maior nas áreas de referência e manejada do que na área invadida. Diante disso, este trabalho demonstra os efeitos da árvore exótica invasora *P. elliottii* no sistema radicular, assim como as respostas desse sistema no processo de regeneração após o controle da espécie invasora. Esses resultados reforçam a importância de se realizar um controle efetivo de plantas exóticas invasoras, de modo que a estrutura e a dinâmica da vegetação nativa sejam recompostas tanto acima quanto abaixo do nível do solo. Espera-se que os resultados deste trabalho possam auxiliar na compreensão dos efeitos abaixo do nível do solo da invasão por árvores exóticas em comunidades vegetais em ecossistemas costeiros.

Palavras-chave: Densidade de comprimento de raízes. Ecossistemas costeiros. Espécie exótica invasora. Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição.

ABSTRACT

Invasions by alien species are a major cause of biodiversity loss on a global scale, causing impacts ranging from the individual level to ecosystems. Invasive non-native plants can cause changes below and above ground, affecting soil properties such as pH, organic carbon, and nitrogen concentration, as well as altering the structure and composition of plant and microbial communities. Coastal ecosystems have high biological diversity and are considered of high relevance for biological and natural resource conservation worldwide. At the same time, these ecosystems have been directly and indirectly affected by anthropogenic actions and, among the main threats to these ecosystems is the invasion by non-native species. The present study evaluated the density of fine root length (DCRF) ($\leq 2\text{mm}$) in three distinct areas of restinga in the Dunas da Lagoa da Conceição Municipal Natural Park (Florianópolis, SC): an area invaded by *Pinus elliottii*, an area where the invader was controlled (called “managed”), and a non-invaded area (called “reference area”). The hypothesis tested was that the DCRF would differ between the areas (invaded, managed, and reference), and that was corroborated, since the DCRF differed between the sampled areas, being higher in the areas reference not invaded and managed than in the invaded area. Therefore, this study shows the effects of the tree invader *P. elliottii* on the root system as well as how the native vegetation responds in the regeneration process after the control of the invasive species. These results reinforce the importance of carrying out an effective control of invasive alien plants, so that the structure and dynamics of native vegetation are recomposed both above and below ground level. We hope that the results of this work can aid in understanding the below-ground effects of invasion by invasive non-native trees on plant communities in coastal ecosystems.

Keywords: Coastal ecosystems. Dunas da Lagoa da Conceição Municipal Park. Invasive non-native species. Root length density.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Áreas amostrais no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC.	21
Figura 2 – Raízes escaneadas obtidas a partir de amostras coletadas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).	23
Figura 3 - <i>Box-plot</i> da densidade de comprimento de raízes finas nas parcelas amostradas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).	25
Figura 4 - Raízes escaneadas obtidas a partir de amostras coletadas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa de Conceição (Florianópolis, SC).	27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Média, desvio padrão e valores mínimo e máximo de densidade de comprimento de raízes finas (cm/cm ³) no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).....	24
Tabela 2 - Resultado do teste de Dunn para comparação entre pares no parâmetro densidade de comprimento de raízes finas (cm/cm ³) nas três áreas avaliadas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).....	26

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVOS.....	17
1.1.1	Objetivo Geral	17
1.1.2	Objetivos Específicos	17
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
2.1	SISTEMA DE ESTUDO	17
2.2	DELINEAMENTO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS EM CAMPO.....	19
2.3	PROCESSAMENTO DO MATERIAL COLETADO EM CAMPO.....	22
2.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	24
3	RESULTADOS	24
4	DISCUSSÃO	28
5	CONCLUSÕES.....	31
	REFERÊNCIAS.....	32

1 INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras são aquelas que chegam, com a ajuda do ser humano, a um novo ambiente em que não ocupavam anteriormente e, então se estabelecem e se dispersam para áreas além do local de introdução (SIMBERLOFF, 2010). O processo de invasão biológica ocorre no nível populacional e pode ser caracterizado por uma série de barreiras e etapas. A primeira etapa é a superação de uma barreira geográfica, a partir da qual a espécie é dita introduzida ou exótica – nesta primeira etapa, espécies são levadas por ação humana da sua área de distribuição natural para novas áreas onde não ocorriam ao longo de sua história evolutiva. A segunda etapa ocorre após a transposição de uma barreira de estabelecimento, que ocorre a partir do momento em que a espécie consegue lidar com fatores ambientais, reproduzir e estabelecer uma população em escala local – após ultrapassar essa barreira a espécie é dita estabelecida. Por fim, a terceira etapa é a superação da barreira de dispersão, a qual é ultrapassada quando a espécie estabelece novas populações em áreas distantes do ponto de introdução – a espécie então é chamada de invasora quando consegue ultrapassar a barreira de dispersão (RICHARDSON *et al.*, 2000; BLACKBURN *et al.*, 2011). Apesar de não haver uma relação direta entre o conceito e impactos provocados por espécies exóticas invasoras, invasões biológicas são atualmente consideradas uma das cinco maiores causas de perda de biodiversidade em escala global e de ameaça ao bem estar humano (DÍAZ *et al.*, 2020).

Plantas exóticas invasoras causam impactos ecológicos em todo o mundo, podendo gerar impactos significativos a nível de indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas (VILÀ *et al.*, 2011; CRYSTAL-ORNELLAS & LOCKWOOD, 2020). A estrutura de comunidades vegetais pode ser afetada com a chegada e estabelecimento das plantas exóticas invasoras (VILÀ *et al.*, 2011). Impactos negativos provocados por plantas exóticas invasoras podem ocorrer tanto acima quanto abaixo do nível do solo (BOHLEN, 2006; MARCHANTE *et al.*, 2008; GONÇALVES, 2012; LAZZARO *et al.*, 2014). A competição entre raízes pode gerar alterações nas partes aéreas, reduzindo o crescimento e a resistência à herbivoria de espécies vegetais nativas, em virtude de modificações sofridas por raízes (comprimento, biomassa, espessura) e da consequente redução na capacidade de absorção de nutrientes do solo (CAHILL, 2003). Além disso, plantas exóticas invasoras podem alterar a qualidade do solo, o acúmulo de matéria orgânica por meio da liberação de compostos alelopáticos e provocar homogeneização dos ambientes onde se estabelecem e invadem (BOHLEN, 2006; VANESS & WILSON & MACDOUGALL, 2014).

Parâmetros como biomassa e a densidade de comprimento de raízes finas (DCRF) são úteis para a compreensão do que ocorre abaixo do solo (GUO & WANG & GIFFORD, 2007; LOPES *et al.*, 2010). Raízes finas são aquelas classificadas com diâmetro igual ou menor que 2 mm (MCCORMACK *et al.*, 2015). Essas raízes são as principais responsáveis pela absorção de água e nutrientes, além de serem capazes de alterar as propriedades físico-químicas do solo por meio da liberação de exsudatos, como açúcares, carboidratos e aminoácidos (LAMBERS *et al.*, 2008; PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013; BARDGETT & MOMMER & DE VRIES, 2014; DELORY *et al.*, 2016). Enquanto a biomassa está relacionada com a produtividade ecossistêmica e com a estocagem de carbono (RATUCHNE *et al.*, 2016), a DCRF descreve a capacidade de raízes de explorar um determinado volume de solo e adquirir recursos limitados como água e nutrientes (HECHT *et al.*, 2016; RAVENEK *et al.*, 2016). Por exemplo, em um estudo conduzido em uma região da Austrália, comparando áreas de plantação de *Pinus radiata* com áreas de campos nativos, mostrou-se que a quantidade de carbono no solo foi menor e a DCRF foi maior em áreas de campos naturais com espécies nativas quando comparadas com áreas de campos com plantio de *P. radiata* (GUO & WANG & GIFFORD, 2007). O mesmo padrão foi observado em um estudo realizado no nordeste do Rio Grande do Sul (Brasil), no qual a mudança no uso do solo após a conversão de áreas de campo nativo em áreas de monocultura de *P. taeda* L. afetou a vegetação nativa, reduzindo o investimento em raízes finas (LOPES *et al.*, 2010).

Ecossistemas costeiros vêm sendo diretamente afetados por ações antrópicas, tendo como principais ameaças o desenvolvimento urbano acelerado, poluição, mudanças climáticas e a invasão por espécies exóticas (ROCHA, 1994; MANI-PERES *et al.*, 2016; LIMA *et al.*, 2016). Em alguns ecossistemas costeiros, espécies exóticas invasoras são introduzidas para fins ornamentais, de contenção de dunas e plantio, e acabam se tornando as principais fontes de dispersão de sementes destes indivíduos, acarretando na degradação e alteração da vegetação costeira (MARCHANTE *et al.*, 2015; DECHOUM *et al.*, 2019). No Brasil, um exemplo de complexo vegetacional costeiro é a restinga, que faz parte do domínio Mata Atlântica, sendo um dos ecossistemas mais fragmentados da Mata Atlântica, devido ao alto grau de antropização (ROCHA, 1994; FALKENBERG, 1999; SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2019). A vegetação de restinga pode ser encontrada em praias, dunas frontais e internas, lagunas, planícies e terraços arenosos, banhados e baixadas. Em locais de baixadas (secas e úmidas), é encontrado uma rica vegetação herbáceo-subarbusciva (FALKENBERG, 1999).

Estudos relacionados a árvores exóticas invasoras, como *Pinus taeda* e *P. elliottii*, em dunas e restingas no sul do Brasil mostraram que a chegada dessas espécies causou a redução da abundância/cobertura de espécies nativas e da diversidade em comunidades vegetais (BECHARA *et al.*, 2013; FISCHER, *et al.*, 2014; MESACASA, 2020). Além disso, a introdução dessas espécies de *Pinus* também acarretou na introdução de espécies exóticas de ectomicorrizas, o que impacta positivamente para o estabelecimento da espécie arbórea invasora no novo ambiente (POLICELLI *et al.*, 2018). Em ecossistemas costeiros de Portugal, Itália e Brasil, árvores exóticas invasoras, como espécies do gênero *Acacia*, podem afetar as propriedades do solo, alterando a quantidade de nutrientes, água, pH, concentrações de carbono orgânico e nitrogênio total, causando também alterações em comunidades microbianas, além de reduzir a riqueza e diversidade de espécies vegetais (MARCHANTE *et al.*, 2008; LEÃO *et al.*, 2011; LAZZARO *et al.*, 2014; MARCHANTE *et al.*, 2015). Essas espécies têm sucesso na invasão de ecossistemas costeiros, mudando drasticamente o ambiente que invadem, reduzindo a disponibilidade de luz para a comunidade de plantas, afetando diretamente o número de espécies nativas e a diversidade funcional de comunidades vegetais, podendo levar à extinção de espécies em escala local (FISCHER, *et al.*, 2014; LAZZARO *et al.*, 2014). Já abaixo do solo, estudos relacionados a medidas de comprimento de raiz e invasão biológica em ecossistemas costeiros são bastante escassos (STANISCI *et al.*, 2010).

Medidas de controle de espécies exóticas invasoras são necessárias para que ocorra a restauração das áreas de vegetação nativa afetadas (MAITRE *et al.*, 2011). A restauração dessas áreas após o controle de espécies exóticas invasoras pode variar dependendo da espécie e de como o manejo é feito (MINDEN *et al.*, 2010; MOSTERT *et al.*, 2017; MACHADO, 2019). Um estudo realizado na África do Sul mostrou que o controle de invasões biológicas em uma invadida por *Acacia saligna* (nativa da Austrália) e outra invadida por *Pinus radiata* (nativa da costa da Califórnia e do México) resultou em diferentes cenários. Os tipos de controle das espécies invasoras variaram ao longo de escalas de tempo de invasão; na área onde se encontravam as *A. saligna*, inicialmente, usaram o corte, corte e uso de herbicida, queimada, e posteriormente, corte e herbicida, corte, pulverização foliar e arranque; já nas áreas de *P. radiata*, inicialmente foi realizado a derrubada das espécies, e posteriormente foi realizado o corte, arranque, herbicidas e pulverização foliar. A área anteriormente ocupada por *P. radiata* teve um aumento na riqueza de espécies nativas após o seu manejo, enquanto aquela ocupada por *A. saligna* favoreceu a invasão por outras espécies exóticas, uma vez que a planta exótica invasora promove o aumento de nutrientes do solo, e as plantas nativas daquele ambiente são

adaptadas a baixos níveis de nutrientes (MOSTERT *et al.*, 2017). Ainda no trabalho de Mostert *et al.* (2017), foram analisadas variáveis abióticas abaixo do solo, como amônio, nitrogênio e pH do solo. Logo após o controle das espécies exóticas invasoras, foi possível observar que os índices de amônio do solo em áreas com acácias estavam muito elevados; já o pH também havia sido alterado, com alcalinidade aumentada em áreas anteriormente invadidas por *A. saligna* e acidez aumentada onde havia invasão por *P. radiata*, demonstrando que as espécies exóticas invasoras alteraram o sistema biótico e abiótico, influenciando na regeneração do ambiente.

Em trabalhos analisando a DCRF, é possível observar que o tipo da técnica utilizada para manejo da espécie pode influenciar ou não no comprimento da raiz (JONES & SINCLAIR & GRIME, 1998; BALOGIANNI *et al.*, 2014). Um estudo realizado por Balogianni *et al.* (2014), em Montana (EUA), compararam a DCRF entre campos naturais dominados por gramíneas nativas e campos naturais invadidos por gramíneas introduzidas. Em cada área atribuíram aleatoriamente cinco parcelas para cada um dos tratamentos: nenhum tratamento (controle), corte, adição de N e corte e adição de N. Os autores observaram que o corte e a adição de N não afetaram o comprimento das raízes, especialmente porque o método de controle utilizado não foi eficaz para eliminar a planta exótica invasora do sistema, o que resultou em um efeito continuado mesmo depois que o corte foi realizado pois o sistema radicular das plantas invasoras foi mantido, permitindo a rebrota e a permanência das mesmas. Destaca-se, então, a necessidade de aplicação de técnicas eficazes para a eliminação de espécies exóticas invasoras no sentido de gerar respostas positivas no sistema manejado.

Desde 2010, populações da árvore exótica invasora *Pinus elliottii* vêm sendo eliminadas em áreas de restinga herbáceo-arbustiva localizadas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (PNMDLC), no município de Florianópolis, em Santa Catarina. Portanto, atualmente há no PNMDLC um mosaico de áreas invadidas por indivíduos adultos de *P. elliottii*, áreas não invadidas, bem como áreas nas quais as populações de *P. elliottii* foram controladas. Até onde sabemos, experimentos feitos em condições de campo em ecossistemas costeiros comparando a DCRF em diferentes locais, com a presença de uma espécie exótica invasora, sem a presença da espécie e após o controle da mesma, ainda não foram realizados. Portanto, não temos conhecimento sobre como a chegada dessa espécie invasora e seu controle podem afetar o desenvolvimento de raízes. Porém, sabendo que algumas espécies exóticas causam diversos distúrbios no solo (MARCHANTE *et al.*, 2008; LAZZARO *et al.*, 2014), é possível que sejam encontradas diferenças na DCRF quando comparadas as áreas, invadida, de referência (que contém apenas espécies nativas) e, a área na qual a espécie

invasora foi controlada. Nesse sentido, o objetivo geral desse trabalho é avaliar o efeito da invasão e do controle da espécie exótica invasora *P. elliotii* sobre a densidade de comprimento de raízes finas (DCRF) em áreas de restinga no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC). A hipótese a ser testada é que a DCRF irá diferir entre as áreas invadida, área de referência e a área na qual a espécie invasora foi controlada.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desse trabalho é avaliar o efeito da invasão e do controle de *Pinus elliotii* na densidade de comprimento de raízes em uma restinga no sul do Brasil. Para tanto, a densidade de comprimento de raízes finas (DCRF), que permite estimar o volume do solo explorado pelo sistema radicular, será comparado entre uma área invadida por *P. elliotii*, outra área na qual o controle da espécie exótica foi realizado e uma área não invadida pela espécie, dominada por vegetação nativa, denominada área de referência.

1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos foram: (1) caracterizar a DCRF em vegetação de restinga herbáceo-arbustiva; (2) avaliar o efeito da invasão por *P. elliotii* relacionado a DCRF em vegetação de restinga; e (3) avaliar se a eliminação de indivíduos de *P. elliotii* em áreas anteriormente invadidas resultou em alterações na DCRF, em comparação as áreas invadida e de referência.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 SISTEMA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (PNMDLC), em Florianópolis, Santa Catarina, localizado entre as latitudes 27° 36' 24'' – 27° 38' 39'' S e entre as longitudes 48° 26' 49'' – 48° 28' 05'' W (FLORIANÓPOLIS, 2018). O clima é subtropical úmido com verão quente, conforme a classificação de Köppen-Geiger. As chuvas são bem distribuídas em todas as estações do ano, mas com maior precipitação nos meses de verão, com média anual de 1500 mm. A temperatura média anual é de 21 °C, com médias de 25 °C no verão e de 17 °C no inverno (INMET, 2021).

O PNMDLC foi instituído pela Lei Municipal N.10.388, de 05 de junho de 2018. Possui uma área total de 706,76 hectares, protegendo remanescentes de restinga com fisionomias arbórea, herbáceo-arbustiva e herbácea (GUIMARÃES, 2006). O parque apresenta vários tipos de habitats, como praia, duna frontal, dunas internas (móveis, semifixas e fixas) e baixadas (secas, úmidas e alagadas) (GUIMARÃES, 2006). As baixadas secas e úmidas são dominadas por vegetação herbáceo-subarbustiva, sendo ocupadas por uma grande diversidade de arbustos, ervas e até mesmo algumas plantas aquáticas (FALKENBERG, 1999; GUIMARÃES, 2006). No PNMDLC, essas baixadas são os habitats mais suscetíveis à invasão por espécies de *Pinus* (DECHOUM *et al.*, 2019).

As primeiras plantações de pínus e eucalipto na porção insular de Florianópolis começaram a ocorrer em 1963, quando uma estação florestal foi instalada ao longo da costa nordeste da Ilha em uma área de quase 500 ha. Após dez anos, várias plantações menores já haviam se estabelecido em toda a Ilha, gerando fontes de dispersão de sementes com o auxílio dos ventos (DECHOUM *et al.*, 2019). Além disso, posteriormente, ocorreram novos plantios de *Pinus* spp. para fins ornamentais e para a contenção de dunas em propriedades privadas existentes no entorno do PNMDLC. Supõe-se que esses indivíduos plantados tenham sido as principais fontes de sementes que originaram os indivíduos que ocupam o interior do PNMDLC (DECHOUM *et al.*, 2019). Entre as espécies de *Pinus* introduzidas na Ilha está *Pinus elliottii*, uma espécie arbórea nativa do sudeste dos Estados Unidos da América, que pode ultrapassar 20 m de altura e apresenta um sistema radicular bastante extenso em profundidade (BECHARA *et al.*, 2013; CABI, 2019; USDA NRCS NATIONAL PLANT DATA CENTER, 2021). Indivíduos de *P. elliottii* atingem idade reprodutiva com cerca de cinco anos e mantêm uma chuva contínua de sementes ao longo do ano, dispersando aproximadamente 204 sementes/m² por ano (BECHARA *et al.*, 2013).

Desde 2010 um programa de voluntariado vem sendo desenvolvido no PNMDLC, que tem como objetivo restaurar áreas invadidas por pinus por meio do controle de populações dessa

espécie exótica invasora (DECHOUM *et al.*, 2019). O programa de voluntariado foi criado pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (organização sem fins lucrativos com sede em Florianópolis, Santa Catarina) em parceria com a Universidade Federal de Santa Catarina. Por meio desse programa, o controle de populações dessa espécie exótica invasora 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) foram arrancados, enquanto os indivíduos juvenis foram 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. elliotii* das áreas invadidas, considerando-se indivíduos de todos os tamanhos (DECHOUM *et al.*, 2019).

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL E COLETA DE DADOS EM CAMPO

As coletas de dados foram realizadas em três áreas distintas no PNMDLC. A primeira área (Figura 1A), denominada área invadida, é uma área de restinga que se encontra invadida por indivíduos adultos de *P. elliotii*, havendo uma densidade estimada de 1.920 indivíduos adultos por hectare. Nesta área não foram observadas plântulas, sendo notados apenas poucos indivíduos jovens de *P. elliotii* (MESACASA, 2020). A fisionomia da vegetação é arbórea e dominada por indivíduos de *P. elliotii*, podendo ser observados esparsos indivíduos de espécies arbustivas e baixa cobertura por espécies herbáceas características de restinga (MESACASA, 2020). A segunda área (Figura 1B), denominada área manejada, foi previamente invadida por *P. elliotii*, na qual o controle da espécie foi realizado em 2013. Atualmente a vegetação encontra-se em processo de regeneração, não havendo mais indivíduos de *P. elliotii* e sendo dominada por espécies nativas (MESACASA, 2020). Por fim, a terceira área, denominada área de referência (Figura 1C), localiza-se em uma baixada seca e é ocupada por vegetação herbáceo-arbustiva, composta exclusivamente por espécies nativas da região, tendo maior abundância/cobertura, riqueza e diversidade de espécies nativas lenhosas e não lenhosas (MESACASA, 2020). Essa área representa como seriam as áreas citadas anteriormente se não tivesse ocorrido invasão por *P. elliotii* (MESACASA, 2020).

Os pontos escolhidos para a realização do trabalho foram os mesmos utilizados por Mesacasa (2020) em um projeto de mestrado anteriormente desenvolvido no PNMDLC, em 2018. O projeto tinha como objetivo avaliar o efeito da invasão e do manejo de populações de

P. elliotii sobre a estrutura e a regeneração de comunidades vegetais de restinga. As coletas foram realizadas entre os meses de setembro de 2019 a janeiro de 2020. Em cada uma das três áreas, foram estabelecidos 30 pontos de amostragem com distância mínima de 20 metros, totalizando 90 amostras. Alguns pontos de coleta na área manejada foram alterados em virtude de um incêndio que ocorreu no PNMDLC em 2019. Em cada ponto de coleta, amostras de solo foram coletadas com o auxílio de um cilindro de metal (40 cm de comprimento e 4 cm de diâmetro), o qual era enterrado a uma profundidade de 30 cm no solo, uma vez que as raízes finas se encontram nos primeiros extratos do solo. Este volume coletado de solo e raízes de cada amostra (376,80 cm³) foi armazenado em sacos plásticos para transporte até o laboratório e posterior análise. Na área invadida, as amostras foram coletadas a uma distância de 150 cm de indivíduos de *P. elliotii*. Nesta área, foram considerados os dados de densidade e área basal de indivíduos adultos de pinus coletados por Mesacasa (2020). Já na área manejada, foi localizado a base do tronco remanescente de um indivíduo de pinus já cortado em 2013 e coletado o material a uma distância de 150 cm da base do tronco. Por fim, na área de referência, onde havia vegetação herbáceo-arbustiva, o material foi coletado em ponto próximo a uma espécie nativa arbustiva. Vale ressaltar que este trabalho é um estudo complementar à pesquisa que vem sendo desenvolvida pela mestre Indiani Conti Della Vechia, que avaliou a biomassa de raízes finas e ectomicorrizas (DELLA VECHIA, dados não publicados).

Figura 1 - Áreas amostrais no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. (A) Área invadida por *Pinus elliottii*. (B) Área manejada. (C) Área de referência.



Fonte: Letícia Mesacasa.

2.3 PROCESSAMENTO DO MATERIAL COLETADO EM CAMPO

Em laboratório, as amostras foram mantidas em freezer a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. Posteriormente, as raízes foram lavadas em água corrente com o auxílio de peneiras de solo (1 mm), pinças, bacias plásticas (40x25 cm) e água. Após a lavagem, as raízes foram colocadas em tubos falcon (50 ml) e congeladas novamente em freezer $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ para posterior realização do escaneamento do material. Em virtude do grande volume de material coletado e do tempo levado para processamento e análise de cada amostra, a quantidade de amostras para análise foi reduzida. Foram avaliadas 15 amostras da área invadida, 10 amostras da área manejada e 10 amostras da área de referência. As áreas manejada e de referência tiveram menor quantidade de amostras analisadas devido ao tempo escasso disponível para processamento do material. As amostras analisadas em cada área foram selecionadas de forma aleatória utilizando-se a interface RStudio (R CORE TEAM, 2021).

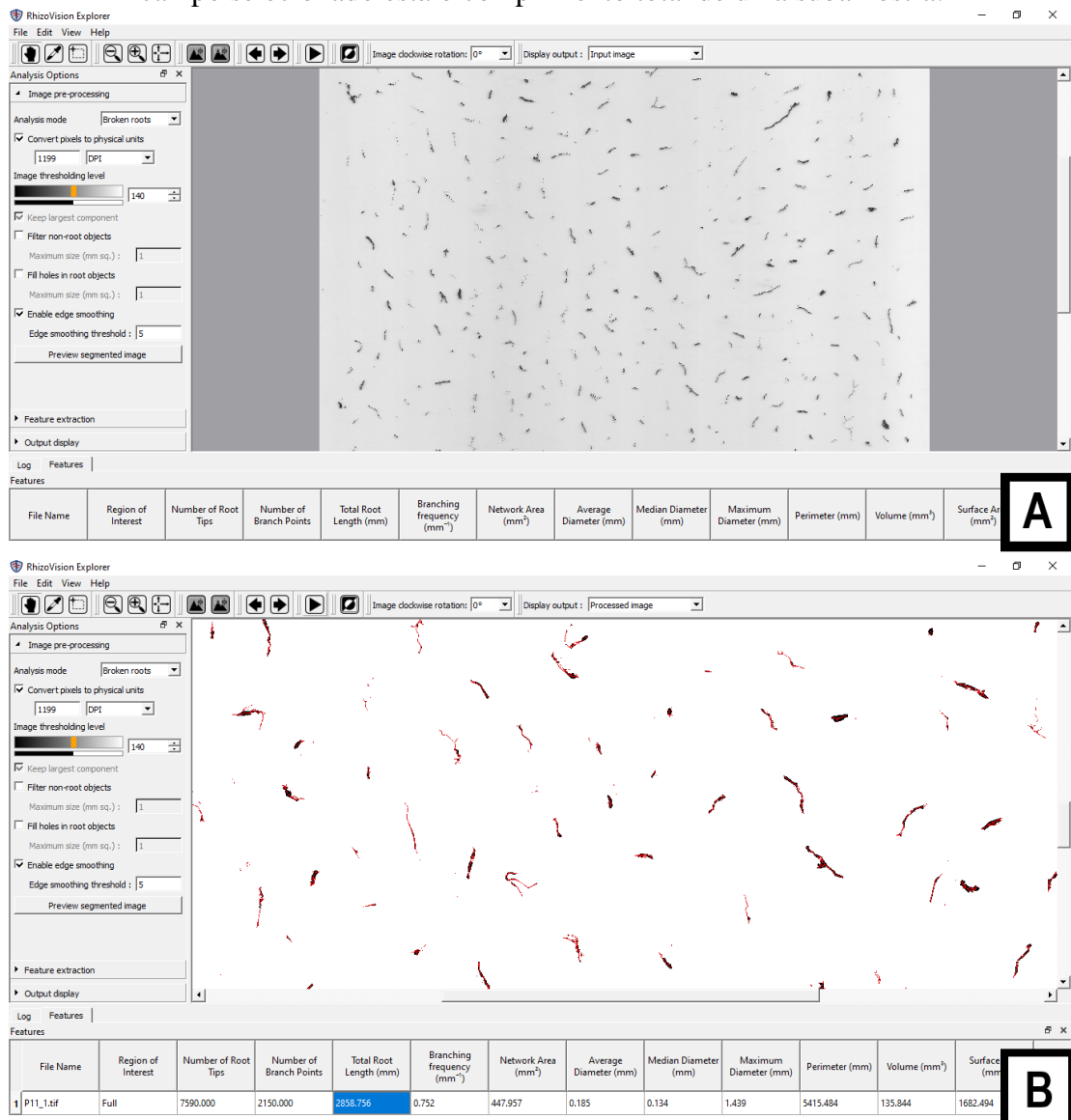
Em uma folha de transparência de tamanho A4 (filme de poliéster transparente), as raízes foram dispostas e espalhadas com o auxílio de pinças, pipetas e um pouco de água, para que não houvesse sobreposição de raízes e não as deixando desidratar. Posteriormente, as raízes (ainda úmidas) foram escaneadas utilizando um scanner simples (HP Deskjet 2050 All-in-One J510 Series), sendo que cada imagem foi salva em alta resolução (1199dpi) (Figura 2).

Apenas raízes finas ($\leq 2\text{mm}$) foram consideradas nas análises. De acordo com McCormack *et al.* (2015), existem dois tipos diferentes de raízes finas: raízes finas de absorção, que representam as raízes mais distais envolvidas principalmente na aquisição e absorção de recursos do solo; e raízes finas de transporte, que servem principalmente para funções estruturais e de transporte com algumas capacidades adicionais de armazenamento. Neste trabalho, escolhemos a técnica tradicional para avaliação de raízes finas, em virtude do tempo para processamento do material utilizando a técnica tradicional ser menor quando comparado a de outras técnicas (MCCORMACK *et al.*, 2015). O método tradicional consiste em avaliação que não requer conhecimento prévio sobre espécies que estão na área de estudo, não sendo necessário separar os diferentes tipos de raízes finas.

O comprimento total de raízes de cada amostra foi obtido a partir da análise das imagens escaneadas por meio do software RhizoVision Explorer (SEETHEPALLI & YORK, 2020), o qual permite a medição de diversos fragmentos de raízes (SEETHEPALLI *et al.*, 2021). O RhizoVision Explorer é um software de código aberto projetado para pesquisadores que tem como objetivo o estudo de raízes, fornecendo uma interface de uso, processamento

rápido de imagem e medições confiáveis (SEETHEPALLI *et al.*, 2021). Ao final do trabalho, obtivemos um total de 347 imagens, cada imagem foi ajustada individualmente, uma vez que muitas delas tinham contraste, luz e sombra diferentes. A partir da análise das imagens no programa, foi obtido o comprimento total de cada amostra. Como pré-requisito, para calcular a medida de DCRF, é necessário saber o comprimento total das raízes nas amostras estudadas (DELORY *et al.*, 2017). A DCRF (cm/cm^3) foi calculada como a razão entre o comprimento total de raízes obtido e o volume coletado de solo.

Figura 2 – Raízes escaneadas obtidas a partir de amostras coletadas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC). (A) Raízes escaneadas antes de serem analisadas no programa RhizoVision Explorer. (B) Raízes escaneadas após serem analisadas no programa - em vermelho é possível ver o comprimento de cada raiz; e no campo selecionado está o comprimento total de uma subamostra.



Fonte: Própria autora (2021).

2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Tendo em vista que as premissas de normalidade e homoscedasticidade dos dados para análise de variância não foram atendidas, optou-se por testes não paramétricos. Os dados de DCRF nas três condições - invadida, manejada e de referência - foram comparados por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido de Testes de Dunn para comparação entre pares, o que nos permitiu saber quais condições diferem entre si. As análises estatísticas foram realizadas utilizando a interface RStudio (R CORE TEAM, 2021).

3 RESULTADOS

A densidade de comprimento de raízes finas na área invadida teve pouca variação quando comparada com as outras duas condições (manejada e de referência) (Tabela 1), apresentando também a menor média e o menor desvio. A maior diferença de DCRF entre as amostras foi observada na área de referência, onde encontramos também a maior média e o maior desvio padrão (tabela 1). A segunda área com maior diferença de DCRF foi a manejada, apresentando a segunda maior média e o segundo maior desvio padrão.

Tabela 1 - Média, desvio padrão e valores mínimo e máximo de densidade de comprimento de raízes finas (cm/cm³) nas áreas analisadas.

Área	Média	Desvio padrão	Mín-Max
Invadida	23,09	32,13	2,89 - 121,77
Manejada	92,51	44,37	19,63 - 149,59
Referência	111,34	71,73	14,10 - 210,75

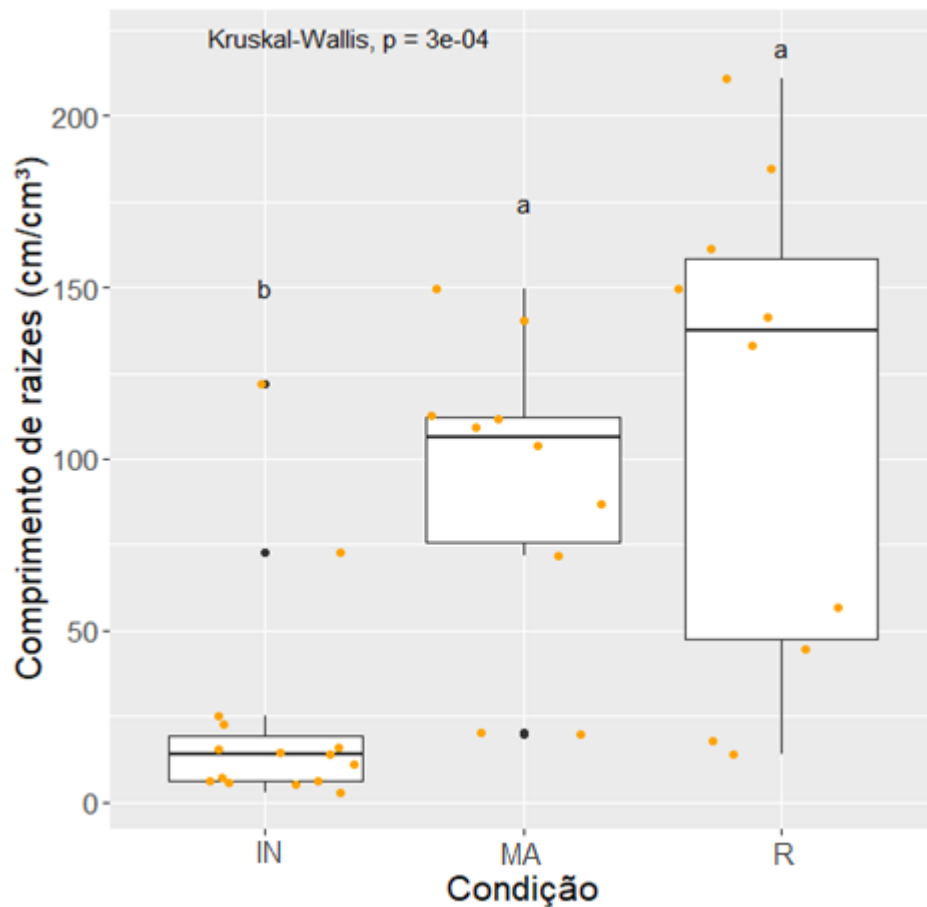
Fonte: Própria autora (2021).

Notas: Média, desvio padrão e valores mínimo e máximo de densidade de comprimento de raízes finas (cm/cm³) em área invadida por *Pinus elliotti* (Invadida), área na qual o controle de *P. elliotti* foi realizado (Manejada) e área não invadida por *P. elliottii* (Referência) no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).

A hipótese que a DCRF iria diferir entre as áreas analisadas foi corroborada ($H_{(2, N=36)} = 16,23$; $p < 0,05$ - Figura 3). Foi observada uma maior DCRF na área manejada do que na área

invadida, mas menor do que na área de referência (Figura 3; Tabela 2). As áreas manejada e de referência não diferiram entre si (Figura 3; Tabela 2).

Figura 3 - *Box-plot* da densidade de comprimento de raízes finas nas parcelas amostradas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC). IN: Área invadida, MA: Área manejada e R: Área de referência. Os pontos amarelos representam as amostras e os pontos pretos representam os outliers de cada área. 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.



Fonte: Elaborada pela própria autora (2021).

Tabela 2 - Resultado do teste de Dunn para comparação entre pares no parâmetro densidade de comprimento de raízes finas (cm/cm³) nas três áreas avaliadas no Parque Natural Municipal Dunas da Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC).

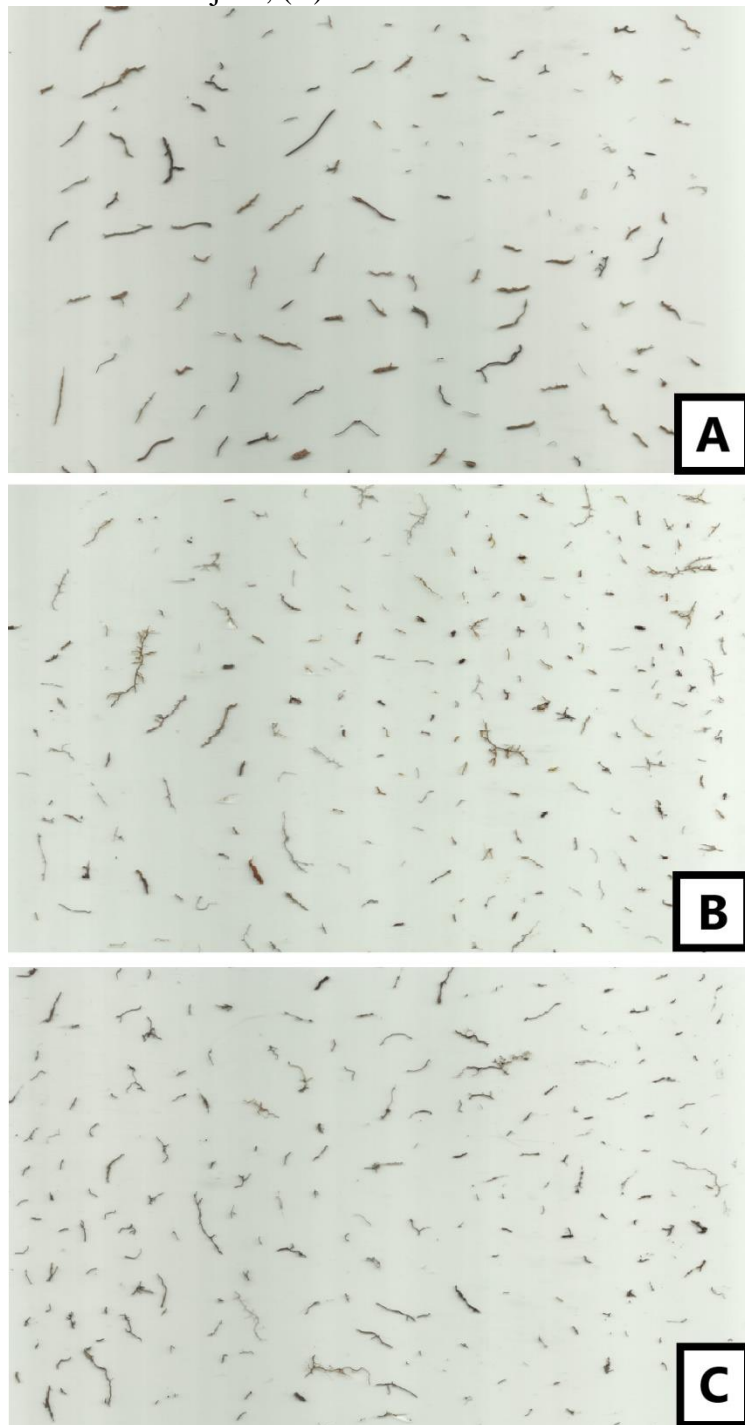
Área	Invasida	Manejada
Manejada	0,001	-
Referência	0,0002	0,32

Fonte: Própria autora (2021).

Notas: Invasida: área invadida por *P. elliotti*; Manejada: área na qual o controle de *P. elliotti* foi realizado; Referência: área não invadida por *P. elliottii*. Pode-se ver na tabela a comparação entre as áreas Manejada e Invasida, Referência e Invasida e, Referência e Manejada.

Além disso, foi possível observar que nas áreas manejada e de referência as raízes apresentavam mais ramificações, permitindo uma maior exploração do solo que quando comparado com a área invadida (Figura 4).

Figura 4 - Raízes escaneadas obtidas a partir de amostras coletadas no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa de Conceição (Florianópolis, SC). (A) Área invadida, (B) Área Manejada, (C) Área de referência.



Fonte: Própria autora (2021).

4 DISCUSSÃO

Neste estudo, investigamos se e como a DCRF iria diferir entre as áreas analisadas: a área invadida por *P. elliotii*, a área onde os indivíduos de *P. elliotii* foram controlados e a área de referência, que pode ser entendida como uma área “controle”, sem a presença da espécie invasora. A hipótese testada foi corroborada, uma vez que a DCRF diferiu entre as áreas amostradas, sendo maior nas áreas de referência e manejada do que na área invadida. Este resultado indica que as áreas de referência e manejada tiveram um maior volume de solo explorado por raízes finas, garantindo, provavelmente, maior absorção de água e nutrientes. Já a área invadida por *P. elliotii*, foi a área com menor DCRF, tendo um menor volume de solo explorado por raízes finas. Outro ponto interessante de ser ressaltado, é o comprimento total de raízes finas em cada área. Na área de referência, onde obtivemos a maior DCRF, o comprimento foi de aproximadamente 4,2 km, já na área manejada, o valor foi de aproximadamente de 3,5 km, e por fim, na área invadida, o valor foi de aproximadamente 1,3 km.

Outros trabalhos foram realizados na mesma área de estudo, focando nos processos abaixo do solo, analisou a biomassa de raízes finas e ectomicorrizas. No trabalho a autora pôde observar que a área não invadida e a área na qual o controle de *P. elliotii* foi realizado não diferiram em termos de biomassa de raízes finas, possibilitando uma maior captura de carbono por espécies nativas e maior eficiência no uso de nutrientes e absorção de água, garantindo a sobrevivência dessas espécies. A autora também pôde observar ao analisar a taxa de colonização ectomicorrízica, que as áreas invadida e não invadida por *P. elliotii* apresentaram maiores taxas de colonização quando comparado a área controlada. Podendo indicar que as ectomicorrizas nativas ainda não tiveram tempo e condições necessárias para formarem associações com as plantas do local controlado. Além disso, a área invadida teve grande quantidade de ectomicorrizas exóticas, o que pode explicar o sucesso na invasão por *P. elliotii*, enquanto que na área não invadida, apenas ectomicorrizas nativas foram encontradas (DELLA VECHIA, dados não publicados). Este mesmo padrão foi observado por Mesacasa (2020), comparando as mesmas áreas que as avaliadas nesse estudo. A autora pôde observar que a área não invadida e a área manejada apresentaram maior diversidade de espécies nativas quando comparada as áreas invadidas, os resultados indicam que a invasão por *P. elliotii* causa impactos negativos sobre comunidades de restinga e que o manejo da espécie invasora vem sendo efetivo para a recomposição da comunidade vegetal (MESACASA, 2020).

As raízes finas desempenham um papel extremamente importante no funcionamento de ecossistemas, sendo responsáveis pela absorção e pela transferência de água e de nutrientes para as demais estruturas das plantas. Raízes finas também alteram as propriedades físico-químicas da rizosfera (região de contato entre as raízes e o solo) por meio da exsudação de materiais orgânicos secretados pela própria planta, como aminoácidos e carboidratos (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013; BARDGETT & MOMMER & DE VRIES, 2014; DELORY *et al.*, 2016). Isso acaba influenciando na disponibilidade de nutrientes do solo, e estimulando a atividade microbiana e a decomposição da matéria orgânica. Além disso, raízes finas respondem à heterogeneidade da disponibilidade de recursos existentes em cada tipo de ambiente, enfrentando diferentes desafios para aquisição destes recursos (LAMBERS *et al.*, 2008; PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013). A rizosfera tem uma grande quantidade de microrganismos (fungos, bactérias e vírus) que interagem com as raízes, o que pode contribuir ou não para o crescimento das plantas (RAAIJMAKERS *et al.*, 2009). A presença de ectomicorrizas no solo contribuem para o estabelecimento e para a diversidade das plantas no ambiente (SHEN *et al.*, 2021). Ectomicorrizas exóticas, associadas às espécies de *Pinus*, promovem vantagens para o estabelecimento e invasão da espécie arbórea (POLICELLI *et al.*, 2018), enquanto ectomicorrizas nativas podem contribuir para o estabelecimento de plantas nativas (WEIDLICH *et al.*, 2020). Do ponto de vista ecológico, a DCRF indica a exploração do solo pela planta e a capacidade de cada indivíduo de competir por nutrientes (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013).

Sabe-se que plantas intensificam a produção de raízes para a obtenção de nutrientes, água e por efeito de competição intra- e interespecífica (LAMBERS *et al.*, 2008; PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013; BARTELHEIMER *et al.*, 2006). Assim, a aquisição de nutrientes em solos pobres resulta no desenvolvimento de longas raízes finas nas primeiras camadas de solo, na proliferação destas raízes em direção à fonte de nutrientes, e em um rápido crescimento (FREITAS & BARROSO & CARNEIRO, 2008; LAMBERS *et al.*, 2008; PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013). Considerando que solos de restinga são predominantemente arenosos, pouco estruturados, pobres em nutrientes e em matéria orgânica, ricos em salinidade e com grande permeabilidade à água (BRESOLIN, 1979; FALKENBERG, 1999), um grande investimento em raízes finas pode ser esperado por parte das espécies nativas como forma de adaptação às condições do ambiente. Altos níveis de riqueza de plantas nativas também aumentam a produção de raízes finas ao longo do tempo - ou seja, onde se tem uma maior diversidade de espécies, tem-se também uma maior quantidade e produtividade de raízes finas

(BRASSARD *et al.*, 2013; DUARTE, 2018). Além disso, sabe-se que a diversidade de plantas influencia no aumento da diversidade de fungos e microorganismos do solo, que melhoram a resistência a espécies invasoras (SHEN *et al.*, 2021). Uma explicação potencial para os maiores valores de DCRF seria a maior diversidade de plantas nativas encontradas nas áreas de referência e manejada quando comparadas com a área invadida (MESACASA, 2020). Além disso, espécies de *Pinus* liberam exsudatos alelopáticos que podem aumentar a acidez e levar à deficiência de nutrientes no solo, interferindo no crescimento radicular e na germinação de outras plantas (LOPES, 2009; SARTOR *et al.*, 2009).

Porém, resultados divergentes dos encontrados neste trabalho foram observados por DRENOVSKY e colaboradores (2008), indicando que nem sempre áreas com espécies nativas têm uma maior DCRF quando comparados a áreas com a presença de uma espécie exótica, especialmente quando essa área é rica em nutrientes. Segundo os autores, solos com mais nutrientes facilitam o desenvolvimento das raízes das espécies invasoras e indicam que essas espécies tiveram um maior forrageamento e capacidade de competição abaixo do solo em ambientes ricos em nutrientes (DRENOVSKY *et al.*, 2008). Um maior forrageamento de raízes da espécie invasora em solos com mais nutrientes também foi observado por Rajaniemi & Reynolds (2004) e Vaness & Wilson & Macdougall (2014). Além disso, a densidade de raízes finas pode ser um fator relacionado com a característica do hábitat, do genótipo das plantas, do comportamento nutricional, do potencial produtivo e da capacidade de adaptação às condições de estresse ambiental (MARTINS *et al.*, 2004).

A maioria dos estudos realizados abaixo do solo, analisando a DCRF, são feitos em sistemas controlados (RAJANIEMI & REYNOLDS, 2004; DRENOVSKY *et al.*, 2008; RAVENEK *et al.*, 2016). Trabalhos realizados em campo não são tão comuns (CAHILL, 2003; GUO & WANG & GIFFORD, 2007), uma vez que estes estudos de raízes geram uma série de limitações, pois há dificuldade em acessar e avaliar essas raízes, uma vez que há uma grande dificuldade em identificar a espécie a qual cada raiz pertence quando se coleta uma determinada parcela do solo (MOMMER *et al.*, 2011). Atualmente, ferramentas moleculares estão sendo utilizadas para identificar espécies por meio de raízes (MOMMER *et al.*, 2011); mas essas técnicas podem ser utilizadas apenas para espécies já sequenciadas geneticamente. Neste trabalho, não analisamos a DCRF separadamente por espécie, uma vez que a identificação de espécies por raízes é um fator limitante.

Uma maior quantidade de raízes finas é usualmente encontrada mais superficialmente no solo e também na camada de serapilheira, uma vez que as raízes encontram uma grande

quantidade de nutrientes nesses locais (LOPES *et al.*, 2010). A serapilheira ainda atua como um isolamento térmico, evitando o superaquecimento do solo e a perda de água por evapotranspiração (WITSCHORECK & SCHUMACHER & CALDEIRA, 2003). Entretanto, em nosso estudo, não foi observado se havia raízes na serrapilheira, o que pode ter resultado em um menor valor absoluto de investimento em raízes quando comparado a outros trabalhos nos quais a avaliação tenha sido feita no solo e na serapilheira. Destaca-se, ainda, que pode haver uma variação temporal na produção de raízes finas, que está associada com a variação da precipitação pluviométrica. De maneira geral, a produção de raízes finas diminui durante o período de maior precipitação e aumenta com a chegada do período seco (SILVA, 2009). Como a região estudada não há um período seco definido, havendo chuvas bem distribuídas ao longo de todo o ano (INMET, 2021), entendemos que essa variação temporal em virtude de variação na precipitação não seja relevante, mas pode ser um aspecto interessante a ser avaliado em estudos futuros.

5 CONCLUSÕES

Estudos relacionados aos impactos provocados pela invasão por espécies exóticas e os efeitos do manejo das mesmas em sistemas radiculares são escassos. Diante disso, este trabalho agrega conhecimento sobre a exploração do solo por raízes finas, responsáveis pela absorção de nutrientes e água para as plantas, apresentando o efeito do manejo de espécies invasoras e o seu impacto em ambientes de restinga no Sul do Brasil. Este trabalho demonstra, por meio da análise de densidade de comprimento de raízes finas, como a vegetação nativa de restinga responde à invasão por *P. elliotii* e como tem se recuperado após o manejo da espécie invasora. Observamos que uma redução significativa ocorreu no sistema radicular em áreas invadidas, e que após o controle da espécie invasora, a vegetação da área manejada está em processo de regeneração já com uma DCRF semelhante ao da área de referência. Esses resultados reforçam a importância de se realizar um controle efetivo de plantas exóticas invasoras, de modo que a estrutura e a dinâmica da vegetação nativa sejam recompostas tanto acima quanto abaixo do nível do solo.

REFERÊNCIAS

BALOGIANNI, V. G. *et al.* Different Root and Shoot Responses to Mowing and Fertility in Native and Invaded Grassland. **Rangeland Ecology & Management**. v. 67, p. 39-45, 2014.

BARDGETT, D. R. & MOMMER, L. & DE VRIES, F. T. Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 12, p. 692-699, 2014.

BARTELHEIMER, M. *et al.* Aggregative root placement: A feature during interspecific competition in inland sand-dune habitats. **Plant and Soil**, v. 280, p.101–114, 2006.

BECHARA, F. C. *et al.* Invasão biológica de *Pinus elliottii* var. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Floresta**, Curitiba - PR, v. 44, n. 1, p. 63 - 72, 2013.

BLACKBURN, T. M. *et al.* A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-344, 2011.

BRASSARD B. W. *et al.* Tree species diversity increases fine root productivity through increased soil volume filling. **Journal of Ecology**, v. 9, p.101-210, 2013.

BRESOLIN, A. Flora da restinga da Ilha de Santa Catarina. Universidade Federal de Santa Catarina – Departamento de biologia. **Revista Insula**. v. 10, 1979.

BOHLEN, P. J. Biological invasions: linking the aboveground and belowground consequences. **Applied Soil Ecology**, v. 32, n.1, p. 1–5, 2006.

CABI. **Invasive Species Compendium**. *Pinus elliottii* (slash pine). 2019. Disponível em: <https://www.cabi.org/isc/datasheet/41600#tosummaryOfInvasiveness>. Acesso em: 01 mar. 21.

CAHILL, J. F. JR. Lack of relationship between below-ground competition and allocation to roots in 10 grassland species. **Journal of Ecology**, n. 91, p. 532–540, 2003.

CRYSTAL-ORNELAS, R & LOCKWOOD, J. L. The ‘known unknowns’ of invasive species impact measurement. **Springer Nature**, p. 1-13, 2020.

DECHOUM, M. S. *et al.* Citizen engagement in the management of non-native invasive pines: Does it make a difference? **Biological Invasions**, v. 21, p. 175–188, 2019.

DELORY, B.M. *et al.* Root emitted volatile organic compounds: can they mediate belowground plant-plant interactions? **Plant and Soil**, v. 402, p. 1–26, 2016.

DELORY, B. M. *et al.* Accuracy and bias of methods used for root length measurements in functional root research. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 1594–1606, 2017.

DÌAZ, S. *et al.* Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. **Science**, v. 366, p. 1-10, 2019.

DRENOVSKY, R. E. *et al.* Variation in resource acquisition and utilization traits between native and invasive perennial forbs. **American Journal of Botany**, v.95, n.6, p. 681–687, 2008.

DUARTE, M. M. **How is forest restoration plantations' functioning affected by tree diversity?** Tese (Doutorado) University of São Paulo - Luiz de Queiroz College of Agriculture. p. 86, 2018.

FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula**, Florianópolis, n. 28. p. 1-30, 1999.

FISCHER, F. M. *et al.* The role of invasive pine on changes of plant composition and functional traits in a coastal dune ecosystem. **Natureza e Conservação**, v.12, n.1, p.19-23, 2014.

FLORIANÓPOLIS. **LEI N. 10388/2018, de 05 de junho de 2018.** Dispõe sobre a criação da unidade de conservação Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição. Florianópolis, SC: Prefeitura Municipal de Florianópolis, 2018. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sc/f/florianopolis/lei-ordinaria/2018/1038/10388/lei-ordinaria-n-10388-2018-dispoe-sobre-a-criacao-da-unidade-de-conservacao-parque-natural-municipal-das-dunas-da-lagoa-da-conceicao>. Acesso em: 28 jul. 2021.

GONÇALVES, L. E. Carbono orgânico do solo e dinâmica de crescimento de raízes finas em um cerrado sob manejo da gramínea invasora *Melinis minutiflora* P. Beauv. Universidade de Brasília, p. 1-62, 2012.

FREITAS, T. A. S. F & BARROSO, D. G. & CARNEIRO, J. G. A. Dinâmica de raízes de espécies arbóreas: visão da literatura. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 133-142, 2008.

GUIMARÃES, T. B. Florística e fenologia reprodutiva de plantas vasculares na restinga do Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. Universidade Federal de Santa Catarina, Dissertação de Mestrado, p. 1-107, 2006.

GUO, L. B. & WANG, M. & GIFFORD, R. M. The change of soil carbon stocks and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. **Plant Soil**, v. 299, p. 251–262, 2007.

HECHT, V.L. *et al.* Sowing density: a neglected factor fundamentally affecting root distribution and biomass allocation of field grown spring barley (*Hordeum vulgare* L.). **Frontiers in Plant Science**, v. 7, p. 1–14, 2016.

INMET (2021). **Climatological database.** Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos>. Acesso: 08 jun. 2021.

JONES, M. & SINCLAIR, F. L. & GRIME, V. L. Effect of tree species and crown pruning on root length and soil water content in semi-arid agroforestry. **Plant and Soil**. v. 201, p.197–207, 1998.

LAMBERS, H. *et al.* Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 2, 2008.

LAZZARO, L. *et al.* Soil and plant changing after invasion: The case of *Acacia dealbata* in a Mediterranean ecosystem. **Science of the Total Environment**, p. 491–498, 2014.

LEÃO, T. C. C. *et al.* **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas**. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE, p. 99, 2011.

LIMA, F. A. V. *et al.* Modelo conceitual de avaliação de ameaças sobre serviços ecossistêmicos de sistemas de dunas. Estudo de caso: os campos de dunas da Ilha de Santa Catarina/SC, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 38, p. 199-211, 2016.

LOPES, V. G. **Quantificação das raízes finas em um povoamento de *Pinus taeda* L., na região dos Campos de Cima da Serra, RS**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, RS. p. 82, 2009.

LOPES, V. G. *et al.* Quantificação de raízes finas em um povoamento de *Pinus taeda* L. e uma área de campo em Cambará do Sul, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 4, p. 569-578, 2010.

MACHADO, M. X. **Manejo ambiental com vistas à restauração de área invadida por *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina (CCB), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Florianópolis. p. 107, 2019.

MAITRE, D. C. L. *et al.* Impacts of invasive Australian acacias: Implications for management and restoration. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 5, p. 1015-1029, 2011.

MANI-PERES, C. *et al.* Stakeholders perceptions of local environmental changes as a tool for impact assessment in coastal zones. **Ocean & Coastal Management**, v. 119, p. 135-145, 2016.

MARCHANTE, E. *et al.* Short- and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. **Applied soil ecology**, v. 40, p. 210-217, 2008.

MARCHANTE, H. *et al.* Temporal changes in the impacts on plant communities of an invasive alien tree, *Acacia longifolia*. **Plant Ecology**, v. 216, n.11, p.1-18, 2015.

MARTINS, L. F. da S. *et al.* Características do sistema radicular das árvores de *Eucalyptus grandis* em resposta à aplicação de doses crescentes de bio-sólido. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 65, p. 207-218, 2004.

MESACASA, L. 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. 50f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Fungos, Algas e Plantas) – Universidade Federal de Santa Catarina, 2020.

MINDEN, V. *et al.* Invasion and management of alien *Hedychium gardnerianum* (kahili ginger, Zingiberaceae) alter plant species composition of a montane rainforest on the island of Hawai'i. **Plant Ecology**, v. 206, p. 321-333, 2010.

MC CORMACK, M. L. *et al.* Redefining fine roots improves understanding of below-ground contributions to terrestrial biosphere processes. **New phytologist**, p. 1-14, 2015.

MOMMER, L. *et al.* Belowground DNA-based techniques: untangling the network of plant root interactions. **Plant Soil**, v. 348, p. 115–121, 2011.

MOSTERT, E. *et al.* Impacts of invasive alien trees on threatened lowland vegetation types in the Cape Floristic Region, South Africa. **South African Journal of Botany**, n. 108, p. 209-222, 2017.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. *et al.* New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2013.

POLICELLI, N. *et al.* Suilloid fungi as global drivers of pine invasions. **New Phytologist**, v. 222, n. 2, p. 12, 2018.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2021. Disponível em <http://www.r-project.org/>. Acesso em: 28 jul. 21.

RAAIJMAKERS, J. M. *et al.* The rhizosphere: a playground and battlefield for soilborne pathogens and beneficial microorganisms. **Plant Soil**, v. 321, p. 341–361, 2009.

RAJANIEMI, T. K. & REYNOLDS, H. L. Root foraging for patchy resources in eight herbaceous plant species. **Oecologia**, v. 141, p. 519-525, 2004.

RAVENEK, J.M. *et al.* Linking root traits and competitive success in grassland species. **Plant and Soil**, v. 407, p. 39–53, 2016.

RATUCHNE, L. C. *et al.* Estado da Arte na Quantificação de Biomassa em Raízes de Formações Florestais. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 3, p. 450-462, 2016.

RICHARDSON, D. M. *et al.* Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 3, n. 6, p. 14-93, 2000.

ROCHA, R. M. A restinga como exemplo de ecossistema e a sua urbanização subsídios para possíveis intervenções. **Paisagem Ambiente Ensaios**, São Paulo, n. 6 p. 57 – 73, 1994.

SARTOR, L.R. *et al.* Alelopatia de acículas de *Pinus taeda* na germinação e no desenvolvimento de plântulas de *Avena strigosa*. **Ciência Rural**, v.39, n.6, 2009.

SEETHEPALLI, A. & YORK L. M. (2020). RhizoVision Explorer - Interactive software for generalized root image analysis designed for everyone (Version 2.0.2). **Zenodo**. Disponível em: <http://doi.org/10.5281/zenodo.4095629> Acesso em: 20 jul. 2021.

SEETHEPALLI, A. *et al.* RhizoVision Explorer: Open-source software for root image analysis and measurement standardization. **BioRxiv: The Preprint Server For Biology**, 2021.

SHEN, C. *et al.* Plant Diversity Enhances Soil Fungal Diversity and Microbial Resistance to Plant Invasion. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 87, p. 15, 2021.

SILVA, A. K. L. **Dinâmica de serapilheira e produção de raízes finas em plantios de paricá (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*) e floresta sucessional em Aurora do Pará, Amazônia Oriental**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará/EMBRAPA/Museu Emílio Goeldi, Belém, p. 101, 2009.

SIMBERLOFF, D. Invasive Species. In: SODHI, N.S.; EHRLICH, P.R. (Eds.) **Conservation Biology for All**. New York: Oxford University Press, p. 131-151, 2010.

SOS MATA ATLANTICA & INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica. Relatório técnico 2017-2018**. Coordenadora: Marcia Makiko Hirota. 2019. Disponível em: <https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/10/Atlas-mata-atlanticaDIGITAL.pdf>

STANISCI, A. *et al.* Leaf and root trait variability of alien and native species along Adriatic coastal dunes (Italy). **Plant Biosystems**, v. 144, n. 1, p. 47-52, 2010.

USDA NRCS. **National Plant Data Center**. Disponível em: https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_piel.pdf. Acesso em: 10 Jan. 2020.

VANESS, B. M. & WILSON, S. D. & MACDOUGALL, A. S. Decreased root heterogeneity and increased root length following grassland invasion. **Functional Ecology, British Ecological Society**, v. 28, p. 1266–1273, 2014.

VILÀ, M., *et al.* Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, v. 14, n. 7, p. 702-8, 2011.

WEIDLICH, E. W. A. *et al.* Using ectomycorrhizae to improve the restoration of Neotropical coastal zones. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1324–1326, 2020.

WITSCHORECK, R. & SCHUMACHER, M. V. & CALDEIRA, M. V. W. Estimativa da biomassa e do comprimento de raízes finas em *Eucalyptus Urophylla* S.T. Blake no município de Santa Maria-RS. Sociedade de Investigações Florestais. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.27, n.2, p.177-183, 2003.