

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E ZOOLOGIA  
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - LICENCIATURA (diurno)

Gabriela Moraes da Silva

**Integração de técnicas de manejo para a restauração de restinga  
superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*  
(Dennstaedtiaceae)**

Florianópolis

2022

Gabriela Moraes da Silva

**Integração de técnicas de manejo para a restauração de restinga  
superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*  
(Dennstaedtiaceae)**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

Orientadora: Profa. Michele de Sá Dechoum, Dra.  
Coorientadora: Alessandra Rocha Kortz, Dra.

Florianópolis

2022

da Silva, Gabriela Moraes

Integração de técnicas de manejo para a restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* (Dennstaedtiaceae) / Gabriela Moraes da Silva ; orientadora, Michele de Sá Dechoum, coorientadora, Alessandra Rocha Kortz, 2022. 50 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Espécie superdominante. 3. Ecossistema costeiro. 4. Restauração ativa. 5. Sucessão ecológica. I. Dechoum, Michele de Sá. II. Kortz, Alessandra Rocha. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

Gabriela Moraes da Silva

**Integração de técnicas de manejo para a restauração de restinga  
superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* (Dennstaedtiaceae)**

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

Florianópolis, 28 de novembro de 2022.

---

Coordenação do Curso

---

Profa. Michele de Sá Dechoum, Dra.  
Orientadora

---

Alessandra Rocha Kortz, Dra.  
Orientadora

**Banca examinadora**

---

Profa. Natalia Hanazaki, Dra.

---

Profa. Catarina Jakovac, Dra.

---

Rafael Barbizan Sühs, Dr.  
Avaliador suplente

Florianópolis, 2022

Dedico este trabalho a todas as pessoas maravilhosas  
ao meu redor que me deram suporte e me trouxeram alegria  
durante os últimos dois anos.

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço à minha querida orientadora Michele, que ao longo dos últimos dois anos e pouquinho me ouviu, me ensinou e de fato me orientou, sempre com muita paciência, cuidado e dedicação. Incrível como mesmo durante uma pandemia, através da frieza de uma sala virtual, a Michele conseguiu fazer do ambiente acadêmico um lugar confortável e acolhedor. Agradeço também a minha coorientadora Alessandra pela sua leitura atenciosa e suas sugestões para refinar minhas análises e minha escrita. Reforço o agradecimento a elas por terem revisado este trabalho tantas vezes.

Agradeço à professora Mayara Caddah por ter me ajudado com a identificação das plantas, e a todas as outras pessoas que foram a campo comigo: Manu, João, Alexandre, Michele, Leonardo, Bea, Luise, Luiza, Mari e Ed.

Agradeço às professoras Natalia Hanazaki e Catarina Jakovac por aceitarem ser as avaliadoras deste trabalho e ao Rafael Sühs por aceitar ser membro suplente da banca. Agradeço à Brisa Marciniak de Souza e Milena Rosenfield, por terem revisado meu projeto de TCC, e à Sílvia Ziller por ter revisado meu *abstract*.

Agradeço à minha mãe, pai e irmã, que sempre estiveram ao meu lado e apoiaram meu trabalho. Às minhas amigas Náthally e Raphaela, que me dão suporte desde os 11 anos de idade. Aos meus bioamigos, sem eles eu não sei o que teria sido da minha graduação, Gu e Bea são as minhas duas companhias preferidas do mundo. Agradeço também aos muito amados Sara, Bruna, Heitor e o pequeno Jojo.

Aos meus companheiros de laboratório e parceiros de trabalho, o terror das espécies exóticas invasoras: Brisa, Lucas, Guilherme, Mariana, Chris, Alexandre e Sílvia, com eles eu aprendo muito. Em especial agradeço à querida Sílvia, que tanto fez por mim nos últimos anos, espero um dia ser capaz de retribuir.

Agradeço também aos meus companheiros de Vala, Luiza e Flávio, cujas companhias fizeram meu ano mais feliz, e aos meus amigos Luise, Keka, Fe, Ed, Lari, Luiz, Bia e Gui, eles já são como família.

Não poderia deixar de agradecer também minha psicóloga Carol, sem ela esse trabalho talvez não tivesse sido escrito com tanta calma.

Agradeço a meu Pai Oxalá e todos os meus guias, saravá!

Por último, agradeço ele, Edgar Guerreiro, muito obrigada.

## RESUMO

Espécies superdominantes são espécies nativas cujas populações se proliferam desproporcionalmente após distúrbios de origem antrópica, de modo a causar alterações significativas na estrutura de comunidades locais e em processos ecossistêmicos. Plantas superdominantes causam impactos negativos que podem permanecer por longos períodos, dificultando processos de restauração ecológica. Uma técnica conhecida de restauração ecológica é o plantio de mudas de espécies facilitadoras visando acelerar o processo de sucessão. O objetivo geral deste estudo foi avaliar o efeito do controle da samambaia rizomatosa superdominante *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* e do plantio do arbusto facilitador *Guapira opposita* na regeneração de restinga arbustiva superdominada. Para isso, foi conduzido um experimento composto por quatro tratamentos que combinam o controle da samambaia com o plantio de uma muda de *G. opposita*. Os tratamentos foram: (1) apenas o controle mecânico da samambaia; (2) controle mecânico da samambaia somado ao plantio de muda de *G. opposita*; (3) controle mecânico + químico da samambaia; (4) controle mecânico + químico da samambaia somado ao plantio de muda de *G. opposita*. O controle mecânico foi realizado por meio da roçada rente ao solo e o químico por meio da aplicação de herbicida à base de glifosato. Durante 17 meses, foram mensalmente avaliados em todos os tratamentos a cobertura e a composição de espécies da vegetação nativa, assim como a cobertura viva e seca de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* e da gramínea exótica invasora *Melinis minutiflora*. Observou-se que, em curto prazo, tanto o tratamento químico quanto o tratamento mecânico parecem ser eficazes no controle de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, tendo em vista que a cobertura da espécie foi reduzida em 30 a 60% em todos os tratamentos, com uma cobertura inferior a 10% em todas as parcelas amostradas. Em todos os tratamentos, a cobertura de *Melinis minutiflora* está tendendo a aumentar com o tempo, sendo que essa tendência foi menos acentuada nas parcelas que receberam controle químico. Não houve diferenças estatísticas na riqueza, cobertura e composição de espécies entre os tratamentos, de forma que ainda não foi possível fazer inferências a respeito do potencial facilitador de *Guapira opposita* na regeneração de restinga. Ao comparar a composição final com a composição inicial de espécies em cada tratamento, verificou-se que a alteração na composição de espécies tem ocorrido em virtude da substituição de espécies e não do aninhamento na composição de espécies. Dado que os rizomas da samambaia permitem que a espécie seja capaz de rebrotar com facilidade, entende-se que o período de execução deste experimento foi um intervalo de tempo muito curto para a obtenção de resultados concretos a respeito da efetividade de métodos de controle para a restauração ecológica.

**Palavras-chave:** espécie superdominante, ecossistema costeiro, restauração ativa, sucessão ecológica.

## ABSTRACT

Overabundant species are defined as native species whose populations proliferate disproportionately in response to anthropogenic disturbance, leading to significant changes in the structure of local communities and in ecosystem processes. Overabundant plants cause negative impacts that may last for long periods of time, hindering ecological restoration. A well-known ecological restoration technique is planting seedlings of species that function as facilitators in order to accelerate natural succession. The general objective of this study was to evaluate the effects of controlling the overabundant rhizomatous bracken fern *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* and planting a native shrub, *Guapira opposita*, in the role of regeneration facilitator in a degraded area of coastal scrub vegetation ("restinga"). An experiment consisting of four treatments that combined fern control and *G. opposita* plantings was conducted. The treatments were: (1) exclusively mechanical control of bracken fern; (2) mechanical control of bracken fern combined with planting of *G. opposita* seedlings; (3) mechanical + chemical control of bracken fern; (4) mechanical + chemical control of bracken fern combined with planting of *G. opposita* seedlings. Native plant cover and composition, as well as the live and dry cover of bracken fern and of the invasive non-native molasses grass *Melinis minutiflora* were monitored for 17 months. Our results show that both mechanical and chemical treatments seem to be effective in reducing the cover of bracken fern in the short term, given that the species cover was reduced by 30-60% in all plots, and a final cover of less than 10% in all sampled plots. In all treatments, the cover of *molasses grass* tended to increase over time, but this trend was less pronounced in the plots treated with chemical control. As no statistical differences were observed in richness, cover, or species composition between treatments, it was not possible to infer about the facilitating potential of *Guapira opposita* in the regeneration of coastal scrub ecosystems. However, when comparing species composition at the end of the experiment with the initial composition in each treatment, we found that changes in species composition had occurred due to species substitution rather than nestedness. Given that bracken fern is a very persistent species whose rhizomes facilitate resprouting in very short periods of time, the period of observation in this experiment was not sufficient for deriving more definite results regarding the effectiveness of control methods for ecological restoration.

**Keywords:** overabundant species, coastal ecosystem, active restoration, ecological succession



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Restinga arbustiva superdominada por <i>Pteridium esculentum</i> subsp. <i>arachnoideum</i> .....	16
Figura 2 – Diagrama de Venn representando a quantidade de espécies exclusivas de cada tratamento e as compartilhadas entre elas.....	22
Figura 3 – Cobertura média das espécies nativas e exóticas amostradas nos tratamentos 1 a 4 em agosto de 2022.....	23
Figura 4 – <i>Boxplot</i> dos padrões de variação de cobertura vegetal entre os tratamentos, comparando as avaliações realizadas em novembro de 2022 e entre junho de 2021 a agosto de 2022.....	25/26
Figura 5 – <i>Boxplot</i> da diferença (final - inicial) da riqueza de espécies (final – inicial), comparando as avaliações realizadas entre novembro de 2020 e agosto de 2022...28	
Figura 6 – <i>Boxplot</i> da diferença na cobertura (final-inicial) de <i>Melinis minutiflora</i> seco e vivo, espécies nativas e <i>Pteridium esculentum</i> seco e vivo final menos a diferença inicial das coberturas vegetais, comparando-se as avaliações realizadas entre novembro de 2020 e agosto de 2022.....	29
Figura 7 – Riqueza e diversidade de espécies nativas estimada por rarefação.....	30
Figura 8 – Comparação da composição de espécies.....	31
Figura 9 – <i>Boxplot</i> do resultado do particionamento da composição de espécies Jaccard em substituição e aninhamento, comparando-se as avaliações realizadas entre novembro de 2020 e agosto de 2022.....	32

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tratamentos estabelecidos.....	17
Tabela 2 – Cronograma de aplicação das técnicas de controle.....	19

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>11</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>15</b>
2.1	Área de estudo.....	15
2.2	Delineamento amostral e coleta de dados.....	17
2.3	Análise de dados.....	19
<b>3.</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>21</b>
<b>4.</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>33</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>36</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>37</b>
	<b>ANEXOS.....</b>	<b>44</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento de populações é limitado por interações ecológicas negativas, tais como competição, predação, herbivoria e parasitismo, de forma que a história coevolutiva compartilhada entre as espécies de uma comunidade assegura a dinâmica dos ecossistemas (RAUSHER, 2001; LOEUILLE *et al.*, 2002). Distúrbios naturais recorrentes, tais como cheias e vazantes, fogo e quedas de árvores, também são importantes fatores que regulam as populações, moldam seus nichos ecológicos e determinam a distribuição natural das espécies (SHEIL, 2016). Entretanto, distúrbios de origem antrópica podem alterar as condições normais de um ecossistema em escalas diferentes, de forma a promover mudanças anormais no hábitat e nas interações bióticas (PIVELLO *et al.*, 2018). Dessa forma, após distúrbios antropogênicos, espécies nativas podem ser liberadas de seus fatores limitantes, e, aproveitando-se de novas oportunidades disponibilizadas, podem aumentar descontroladamente seus tamanhos populacionais e expandir sua distribuição (CAREY *et al.*, 2012; PIVELLO *et al.*, 2018). Nesse contexto, espécies nativas cujas populações se proliferam de forma desproporcional podem causar alterações significativas na estrutura de comunidades e em processos ecossistêmicos (CAREY *et al.*, 2012; PIVELLO *et al.*, 2018). Diversas espécies têm sido observadas apresentando esse tipo de comportamento (SIMBERLOFF, 2011), as quais podemos nos referir utilizando o termo “superdominante” (MATOS; PIVELLO, 2009).

O impacto de espécies superdominantes nas comunidades pode ser grave, pois, devido a seus tamanhos populacionais elevados, essas espécies consomem recursos em proporções maiores do que outras populações nativas, cujas abundâncias tendem a diminuir, até mesmo podendo ser extintas localmente (GARROTT *et al.*, 1993, PIVELLO *et al.*, 2018). Além disso, plantas superdominantes podem afetar os ecossistemas através de alterações nos ciclos hídricos, nos regimes de fogo, na composição nutricional do solo, por alelopatia e através de mudanças na comunidade de polinizadores (GARROTT *et al.*, 1993; MATOS; PIVELLO, 2009; CAREY *et al.*, 2012; ZHAO *et al.*, 2021).

*Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* (Kaulf.) Thomson (Dennstaedtiaceae) é uma espécie de samambaia cosmopolita que tem o potencial de se tornar superdominante e alterar a estrutura de comunidades vegetais locais, uma vez que domina o banco de sementes/esporos do solo nos locais onde ocorre (SILVA; SILVA MATOS, 2006). Os rizomas de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum* encontram-se profundamente enterrados, possibilitando que essas samambaias resistam a condições ambientais adversas e colonizem rapidamente novos habitats após distúrbios (MARRS; WATT, 2006; CARVALHO *et al.*, 2019). Ao dominar áreas em estágios iniciais de sucessão, essas samambaias formam um dossel denso que dificulta a chegada de propágulos de espécies nativas, resultando no empobrecimento do banco de sementes e na estruturação de comunidades monodominantes (ALDAY *et al.*, 2012; CARVALHO *et al.*, 2019). A presença de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum* também tem o potencial de alterar a qualidade nutricional do solo por meio de fitotoxicidade, afetando negativamente as comunidades locais por alelopatia (JATOBA, 2016).

Ecosistemas superdominados podem demorar muito tempo para se regenerar, de modo que os impactos causados por essas espécies podem permanecer a longo prazo (PIVELLO *et al.*, 2018) e representar um empecilho em processos de restauração ecológica (ZHAO *et al.*, 2021). A restauração ecológica é uma atividade intencional que visa restabelecer as condições normais, bióticas e abióticas, de ecossistemas degradados, retomando aos níveis naturais de variação da composição, dinâmica e estrutura das comunidades (SER, 2004; PALMER *et al.*, 2016; ROSENFELD; MÜLLER, 2020). A restauração de áreas degradadas segue os princípios ecológicos dos processos sucessionais, podendo ocorrer de forma passiva, ou seja, quando a regeneração se dá de forma natural após a eliminação da causa da degradação (e.g. espécies superdominantes, espécies exóticas invasoras, lixo); ou de forma ativa, com intervenções complementares realizadas a fim de permitir ou de acelerar o processo (RODRIGUES *et al.*, 2016).

A maioria das estratégias de controle de samambaias do gênero *Pteridium* visando a restauração ecológica de ecossistemas superdominados parecem ser ineficazes a longo prazo devido aos rizomas da planta que rebrotam com facilidade (MARRS; WATT, 2006; LEVY-TACHER *et al.*, 2015; MILLIGAN *et al.*, 2016;

CARVALHO *et al.*, 2019). Dessa forma, essas plantas necessitam da aplicação contínua e prolongada de técnicas de manejo para a efetivação de seu controle. As técnicas geralmente incluem o controle mecânico, gerando danos nas frondes e/ou rizomas das samambaias, e o controle químico, realizado através da aplicação de herbicidas (CARVALHO *et al.*, 2019; MARRS; WATT, 2006; MILLIGAN *et al.*, 2016). Alguns autores sugerem que a aplicação de técnicas complementares de restauração ambiental que tenham como princípio a sucessão ecológica, tais como a semeadura e o plantio de espécies nativas, possam acelerar a regeneração da vegetação após o manejo da espécie (ALDAY *et al.*, 2013; CARVALHO *et al.*, 2019; DOUTERLUNGNE *et al.*, 2013; LEVY-TACHER *et al.*, 2015). Além disso, como *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* é intolerante ao sombreamento completo, o estabelecimento de plantas nativas de estágios iniciais de sucessão que promovam sombra pode dificultar a rebrota dos rizomas da samambaia (DOUTERLUNGNE *et al.*, 2010; DOUTERLUNGNE *et al.*, 2013; LEVY-TACHER *et al.*, 2015).

Interações positivas podem ser fatores determinantes para a estruturação de comunidades vegetais, afetando também padrões de diversidade de espécies e a produtividade dos ecossistemas (CALLAWAY, 1995). A facilitação é uma interação ecológica positiva por meio da qual algumas espécies aumentam as chances de estabelecimento e desenvolvimento de outras através da mitigação de condições ambientais desfavoráveis (REIS, 2003; VERDÚ; VALIENTE-BANUET, 2008). Espécies de plantas facilitadoras são capazes de se estabelecer em condições estressantes e melhorar essas condições, permitindo então o estabelecimento de espécies menos tolerantes ao stress (CONNELL; SLATYER, 1977). A interação com plantas facilitadoras é especialmente importante para o estabelecimento e desenvolvimento de árvores e arbustos jovens, dado que as espécies lenhosas são mais vulneráveis às condições ambientais durante estágios iniciais de desenvolvimento (CASTANHO *et al.*, 2012; GÓMEZ-APARICIO 2009; RIBEIRO, 2020).

Sob os dosséis de árvores e arbustos facilitadores, a abundância e riqueza de espécies é maior, principalmente porque essas plantas sombreiam e diminuem a temperatura do solo e acumulam matéria orgânica (MORO *et al.*, 1997; BRUNO *et*

*al.*, 2003; DALOTTO *et al.* 2018). Em processos sucessionais mediados por facilitação, especialmente em ambientes estressantes, plantas facilitadoras são essenciais para a estruturação das comunidades vegetais (CONNELL; SLATYER, 1977; GÓMEZ-APARICIO, 2009; PUGNAIRE; LUQUE, 2001), de forma que a facilitação apresenta implicações práticas para a restauração ecológica (PADILLA; PUGNAIRE, 2006). Técnicas de restauração que utilizam espécies facilitadoras para induzir o processo de sucessão tendem a formar comunidades mais resilientes e tornar as populações locais mais resistentes (REIS *et al.*, 2014; VERDÚ; VALIENTE-BANUET, 2008).

Em ambientes expostos a estresses abióticos, como restinga e outros ecossistemas costeiros, a associação positiva estabelecida entre plantas facilitadoras adultas e árvores e arbustos jovens têm o potencial de acelerar a sucessão ecológica e de aumentar a abundância e diversidade de espécies locais (ARMAS; PUGNAIRE, 2009; CASTANHO *et al.*, 2012; CAVIERES *et al.* 2013; DALOTTO *et al.*, 2018; MAESTRE *et al.* 2009). Restingas são ecossistemas costeiros que margeiam o litoral brasileiro; trata-se de um complexo vegetacional composto por um conjunto de fitofisionomias associadas a depósitos arenosos e a ambientes rochosos litorâneos (RODRIGUES *et al.*, 2016). Restingas estão submetidas a estresses abióticos relacionados à limitação na disponibilidade de água e nutrientes, salinidade, alta incidência solar e constante ação do vento (LACERDA *et al.*, 1993).

A vegetação desses ecossistemas é marcada pela presença de diversas espécies facilitadoras que propiciam ambientes adequados para a germinação e o desenvolvimento de outras espécies (SCARANO, 2002). Em restingas do Rio de Janeiro, pode-se citar como exemplo as espécies arbóreas *Clusia hilariana* e *Clusia fluminensis* (DIAS *et al.*, 2005; SCARANO, 2002), a palmeira *Allagoptera arenaria* (SCARANO *et al.*, 2001; SCARANO, 2002), e as bromélias *Neoregelia cruenta* e *Aechmea nudicaulis* (SCARANO *et al.*, 2001; SCARANO, 2002; ZALUAR, SCARANO, 2000), dentre diversas outras espécies distribuídas ao longo da costa brasileira (CASTANHO, 2012; SCARANO, 2002). A espécie *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae) é um arbusto com ampla distribuição nativa no Brasil, encontrada em quase todos os estados brasileiros, que ocorre nos domínios

fitogeográficos da Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (FURLAN, GIULIETTI, 2014). Em restingas no sul do Brasil, *G. opposita* é uma espécie facilitadora determinante para a estruturação de comunidades, pois promove aumento na riqueza e abundância de outras espécies sob seu dossel em comparação com a matriz herbácea (DALOTTO *et al.*, 2018), apresentando, portanto, um alto potencial de uso em processos de restauração ecológica de áreas degradadas.

Diante do exposto, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar o efeito do controle de uma espécie de samambaia superdominante, *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, e do plantio de *Guapira opposita*, uma espécie arbustiva facilitadora, na regeneração de restinga arbustiva degradada em uma unidade de conservação em Florianópolis. Espera-se que a combinação do plantio de *G. opposita* com o controle da samambaia superdominante afete positivamente a cobertura, a riqueza e a diversidade de espécies nativas, assim como altere a composição de espécies, auxiliando no processo de restauração ecológica da área.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

O experimento foi instalado em uma área de restinga arbustiva superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* (Figura 1), localizada na unidade de conservação Monumento Natural (MONA) da Lagoa do Peri, na costa sudeste da ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis (27°43'30" S; 48°32'18" W). O MONA apresenta vegetação composta por Floresta Ombrófila Densa nas áreas de encostas e por diferentes fitofisionomias de Restinga nas áreas de planície (PENTEADO, 2002). Em meados dos anos 1960 e 1970, parte da vegetação de Restinga do MONA foi convertida para plantios de espécies exóticas de pinus e eucaliptos, as quais vêm sendo eliminadas desde 2010 (MACHADO *et al.*, 2016).





**Figura 1** - Restinga arbustiva superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no Monumento Natural da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC) (Foto: Gabriela Moraes da Silva).

A restinga arbustiva primária é caracterizada por ser uma vegetação densa, constituída principalmente por arbustos grandes, de um a cinco metros de altura, que formam agrupamentos contínuos ou moitas intercaladas por regiões menos adensadas (FALKENBERG, 1999). Porém, como a vegetação do MONA encontra-se bastante degradada em virtude de seu histórico, atualmente pode-se observar no local uma fitofisionomia mais aberta que a original, caracterizada por um substrato herbáceo bem desenvolvido, com a presença de alguns arbustos maiores, além da presença de espécies exóticas invasoras, tais como a gramínea africana *Melinis minutiflora* e árvores dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* (observação pessoal).

## **2.2. Delineamento amostral e coleta de dados**

O experimento foi composto por quatro tratamentos, nos quais foram avaliados dois fatores: o método de controle da samambaia e o método complementar de restauração ecológica. Cada um dos fatores foi testado utilizando duas técnicas, conforme apresentado na Tabela 1. O método de controle da

samambaia foi (1) apenas mecânico ou (2) a combinação de métodos de controle mecânico e químico. O método complementar de restauração ocorreu por meio do plantio de uma muda da espécie arbustiva facilitadora *Guapira opposita* com cerca de 21,5 cm ( $\pm 5,14$  cm) de altura no centro de cada parcela; essa intervenção se deu em metade das parcelas. Sendo assim, foram quatro tratamentos compostos pela combinação desses dois fatores (Tabela 1).

**Tabela 1** - Tratamentos estabelecidos em experimento para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no Monumento Natural da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Os tratamentos são compostos pela combinação de técnicas para avaliar o método de controle da samambaia superdominante e o método complementar de restauração – plantio de muda de *Guapira opposita*.

Plantio de muda de <i>Guapira opposita</i>	Método de controle da espécie nativa superdominante	
	Mecânico	Mecânico + químico
Não	Tratamento 1	Tratamento 3
Sim	Tratamento 2	Tratamento 4

Foram instaladas cinco parcelas de 2 x 2 metros para cada tratamento, totalizando 20 parcelas que cobriram uma área total de 80 m<sup>2</sup>. A partir da delimitação da primeira parcela, alocada de forma aleatória no local de estudo, as demais foram alocadas com um espaçamento mínimo de dois metros de distância entre elas. A definição dos tratamentos por parcela foi feita de modo aleatório por meio de sorteio. Foi utilizada uma abordagem de manejo adaptativo de modo que a frequência de aplicação das técnicas de controle mecânico e químico, assim como os ingredientes para o controle químico, foram ajustadas de acordo com a intensidade de rebrota de frondes da samambaia superdominante.

O controle mecânico foi realizado por meio de roçada rente ao solo (MILLIGAN *et al.*, 2016). Na primeira roçada foram eliminadas todas as plantas presentes nas parcelas, e nas demais, a roçada foi feita de forma seletiva, eliminando apenas nas frondes de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum*, tomando o cuidado de, na medida do possível, não atingir espécies nativas. Na primeira

aplicação, o controle químico foi realizado por meio da aspersão foliar de herbicida à base de glifosato diluído em água na concentração de 2%, de forma pontual e direcionada nas folhas (TU *et al.*, 2001; MILLIGAN *et al.*, 2016). A partir da segunda aplicação (de fevereiro de 2021 em diante), 0,5 mL de Ponto Três (adjuvante multifuncional com ação penetrante) e 0,5 mL de Super Sil (adjuvante com ação espalhante) foram adicionados à cada litro de herbicida preparado com o objetivo de aumentar a absorção pelas frondes (Australian Government, 2012; SEARS Natural Scotland, 2008). As técnicas de controle foram aplicadas dentro das parcelas e em um metro ao redor de cada parcela (zona tampão) (MILLIGAN *et al.*, 2016). Todas as aplicações de herbicida foram feitas com corante (Hi Light – Rigrantec Tecnologia para Sementes e Plantas S.A.), visando permitir o controle das aplicações e aumentar o nível de segurança e controle de acidentes para os aplicadores e para o ambiente (DECHOUM; ZILLER, 2013). Ressalta-se que o uso de controle químico foi feito sob condições apropriadas e utilizando técnicas específicas, evitando a aplicação em espécies não-alvo e cumprindo rigorosamente normas de segurança do trabalho e de proteção ambiental.

Em novembro de 2020, o controle mecânico foi realizado pela primeira vez em todos os tratamentos. Em janeiro de 2021, três meses após a roçada (controle mecânico), foi realizada a primeira aplicação de herbicida nas samambaias regenerantes dos tratamentos 3 e 4. Em fevereiro de 2021, foi realizada uma segunda aplicação do controle químico nos tratamentos 3 e 4; e em março de 2021 foi realizada uma segunda roçada, eliminando as samambaias que regeneravam nos tratamentos 1 e 2. Também em março de 2021, nos tratamentos 2 e 4, uma muda de *Guapira opposita* foi plantada no centro de cada parcela. Em novembro de 2021 e abril de 2022 as técnicas de controle foram reaplicadas pela terceira e quarta vez, respectivamente: nos tratamentos 3 e 4 foi realizada aspersão foliar com herbicida em todas as samambaias emergentes, e nos tratamentos 1 e 2 foi realizada a roçada das samambaias (Tabela 2).

**Tabela 2** - Cronograma de aplicação das técnicas de controle da samambaia superdominante e da técnica complementar de restauração ao longo dos dois anos de experimento para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no Monumento Natural da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). O controle mecânico foi realizado inicialmente em todas as parcelas, e posteriormente somente nas parcelas dos tratamentos 1 e 2; o controle químico foi realizado apenas nas parcelas dos tratamentos 3 e 4.

	Nov 2020	Jan 2021	Fev 2021	Mar 2021	Nov 2021	Abr 2022
<b>Controle mecânico</b>	x			x	x	x
<b>Controle químico</b>		x	x		x	x
<b>Plantio de <i>Guapira opposita</i></b>				x	x	x

Para avaliação da regeneração da vegetação e da efetividade do controle da espécie superdominante, o número observado de espécies e a porcentagem de cobertura individual e total de espécies nativas, a porcentagem de cobertura da gramínea exótica invasora *Melinis minutiflora*, viva e seca, e a porcentagem de cobertura da samambaia superdominante *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* viva e seca foram avaliadas mensalmente de abril de 2021 a agosto de 2022. Todas as espécies foram identificadas em campo quando possível, ou coletadas para identificação posterior mediante consulta a especialistas. Os nomes científicos e as famílias botânicas das espécies identificadas foram verificados no website *Flora e Funga do Brasil* (Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2022). A sobrevivência das mudas de *Guapira opposita* plantadas foi avaliada mensalmente, e nos casos de morte, foi realizado um novo plantio para substituição (plantios de substituição realizados em novembro de 2021 e abril de 2022). A altura das mudas foi medida no dia do plantio e novamente em agosto de 2022.

### 2.3 Análise de dados

Todas as análises foram realizadas na interface *R Studio* 1.4.1106 (*R Core Team* 2022). O diagrama de Venn foi utilizado para representar a quantidade de

espécies exclusivas de cada tratamento e as compartilhadas entre eles - o diagrama foi gerado utilizando-se o pacote *VennDiagram* (CHEN, 2022). A diferença entre os dados finais (agosto de 2022) e iniciais (novembro de 2020) de cobertura, riqueza e diversidade de espécies nativas, assim como de cobertura da samambaia superdominante e da gramínea invasora, foram comparados entre os tratamentos por meio de Análises de Variância seguidas de teste de Tukey para comparação entre pares, utilizando o pacote *car* (FOX, WEISBERG, 2019).

A comparação de riqueza, diversidade de Shannon e diversidade de Simpson de espécies nativas também ocorreu por meio de curvas de rarefação utilizando o pacote *iNEXT* (HSIEH et al. 2016). Uma vantagem desta curva de rarefação é que permite calcular a riqueza esperada considerando um tamanho amostral (número de parcelas) maior do que o de fato amostrado. A curva também inclui uma área hachurada com intervalo de confiança de 95%; curvas que se sobrepõem não têm riqueza de espécies significativamente diferentes. Como a riqueza de espécies tende a aumentar com o tamanho amostral de maneira não linear, esta é uma métrica robusta para comparar áreas de tamanho amostral (ou número total de indivíduos) diferente, assim como para calcular a riqueza estimada considerando um tamanho amostral maior. As figuras de variação temporal na cobertura, os gráficos de barra e as curvas de rarefação foram construídas utilizando o pacote *ggplot2* (WICKHAM, 2016).

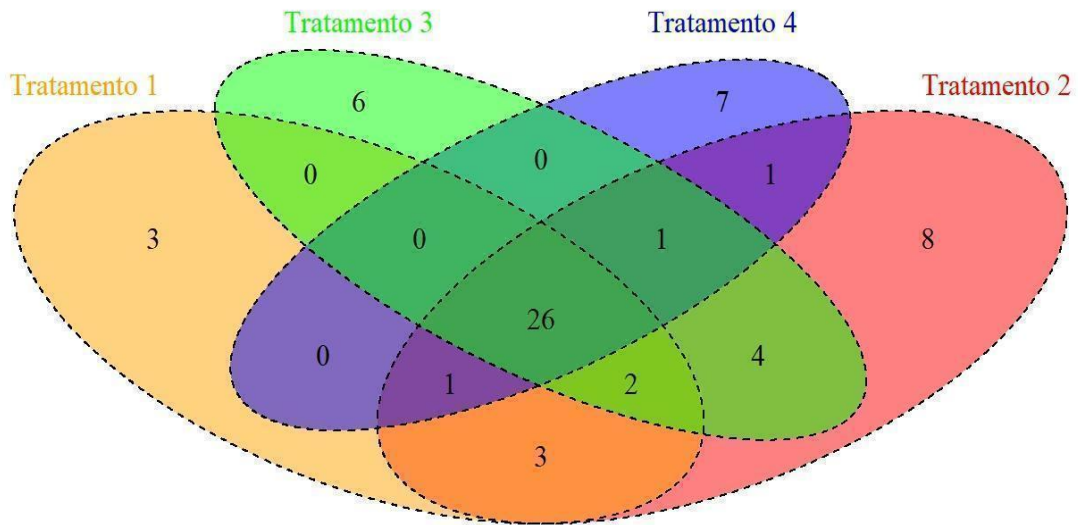
A composição final das espécies nativas e exóticas amostradas foi comparada entre tratamentos por meio do índice de dissimilaridade Jaccard e representada graficamente em um Escalonamento Multidimensional não métrico (nMDS), calculada utilizando a função *vegdist* no pacote *vegan* (OKSANEN et al. 2022). Análises de Variância Multivariadas Permutacionais (PERMANOVA) foram utilizadas para comparar a diferença estatística entre os quatro tratamentos. O índice de dissimilaridade Jaccard varia entre 0 (tratamentos com similaridade máxima ou dissimilaridade mínima) e 1 (tratamentos com similaridade mínima ou dissimilaridade máxima). A composição de espécies nativas e exóticas inicial e final em cada tratamento também foi comparada pelo índice de dissimilaridade Jaccard. O índice de Jaccard pode ser particionado em substituição e aninhamento. Substituição representa a substituição de espécies entre a avaliação inicial e a final,

enquanto o aninhamento representa uma perda de espécies de um momento para o outro, sendo que um menor número de espécies representa um subgrupo das espécies já amostradas. O particionamento do índice de Jaccard foi calculado usando a função *beta.temp* no pacote *betapart* (BALSEGA; ORME, 2012).

### 3. RESULTADOS

Ao longo dos 17 meses de avaliação dos parâmetros de regeneração em campo foram identificadas nas parcelas 60 espécies nativas regenerantes, pertencentes a pelo menos 18 famílias botânicas, e uma espécie exótica invasora (*Melinis minutiflora*). As famílias Asteraceae e Fabaceae foram as mais representativas, totalizando treze e onze espécies cada, respectivamente (Anexo 1). Vinte e duas espécies foram identificadas somente em nível de família, e quatro espécies permanecem sem identificação.

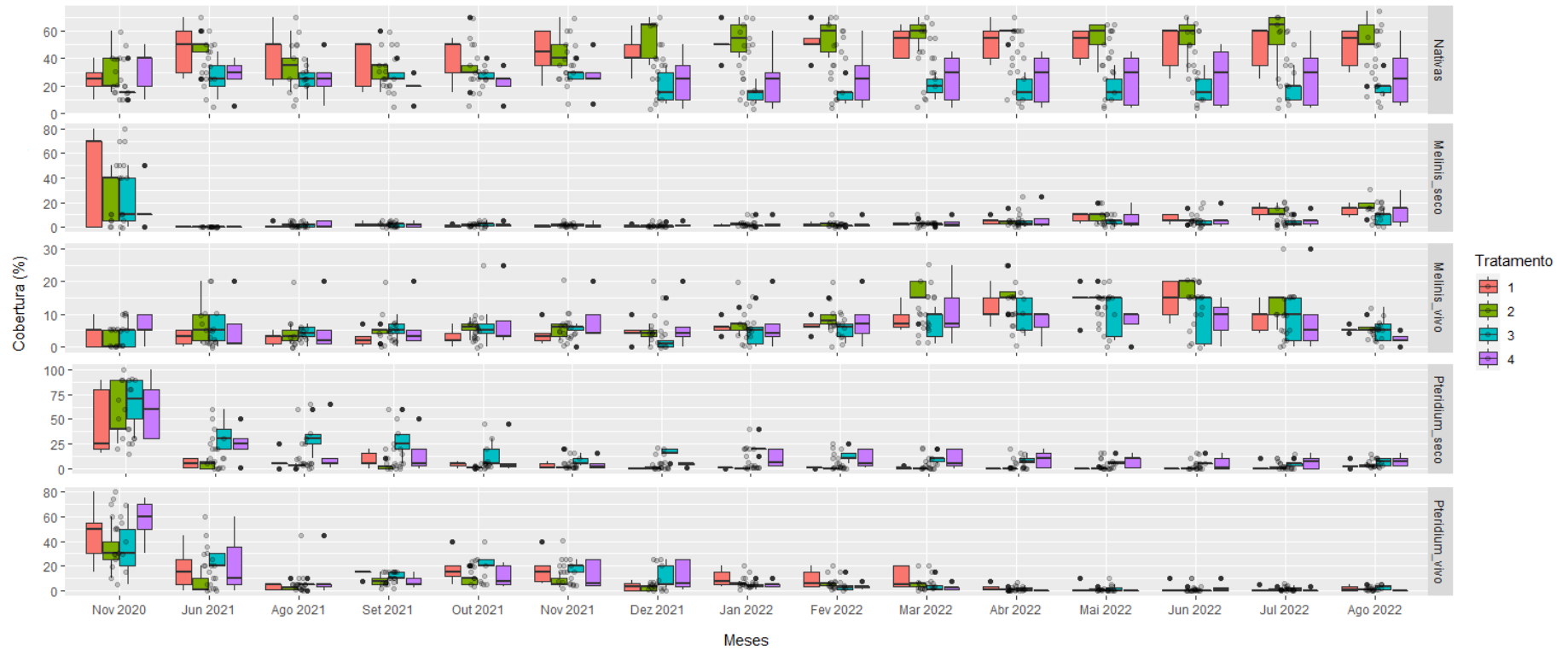
Do total de espécies, 26 foram encontradas em todos os tratamentos e 16 foram encontradas em pelo menos dois dos tratamentos (Figura 2). O tratamento 2 apresentou o maior número de espécies exclusivas (oito); em sequência, sete espécies apareceram exclusivamente em parcelas que receberam o tratamento 4, seis espécies apareceram exclusivamente em parcelas que receberam o tratamento 3, e três espécies em parcelas que receberam o tratamento 1 (Figura 2).



**Figura 2** - Diagrama de Venn representando a quantidade de espécies exclusivas e compartilhadas entre tratamentos. Os dados foram obtidos a partir de um experimento instalado para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no Monumento Natural da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamento 1: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, Tratamento 2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*, Tratamento 3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, Tratamento 4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*.

A cobertura de espécies nativas tendeu a ser maior nas parcelas dos tratamentos 1 e 2 do que nas parcelas dos tratamentos 3 e 4; nas parcelas dos tratamentos 3 e 4, houve uma diminuição considerável na cobertura de nativas a partir de novembro de 2021 (Figura 3) – ou seja, quando reaplicado o controle químico. As parcelas dos tratamentos 3 e 4 apresentaram as maiores coberturas de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* seco durante todos os meses de avaliação dos parâmetros de regeneração (Figura 3). Para todos os tratamentos, a cobertura de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum* vivo diminuiu ao longo dos meses, encontrando-se próxima a zero na última avaliação, realizada em agosto de 2022 (Figura 3). Também para todos os tratamentos, a cobertura de *Melinis minutiflora* (seco e vivo) aumentou ao longo do tempo, embora na última avaliação, em agosto de 2022, a cobertura de *M. minutiflora* vivo tenha diminuído em comparação com o mês anterior (Figura 3).





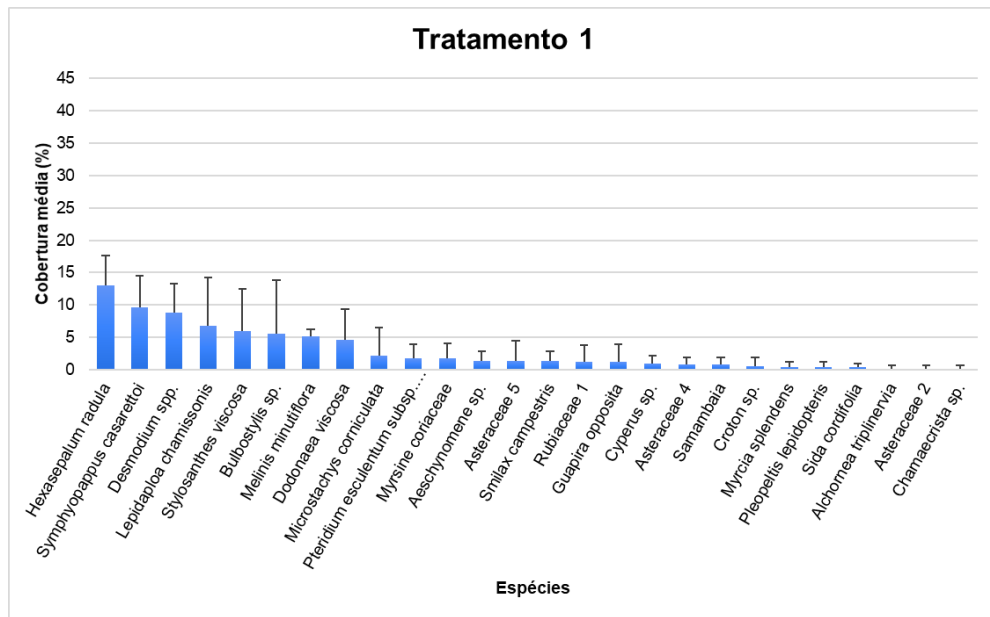
**Figura 3** - Boxplot dos padrões de variação de cobertura vegetal entre os tratamentos, comparando as avaliações realizadas em novembro de 2022 e entre junho de 2021 a agosto de 2022 em experimento instalado para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* em área de restinga no Monumento Natural Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamento - Trat1: controle mecânico de *Pteridium esculentum*, Trat2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* + plantio de *Guapira opposita*, Trat3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum*, Trat4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* + plantio de *Guapira opposita*. Os pontos claros representam as amostras e os pontos escuros representam os outliers de cada tratamento. Os boxplots representam a mediana (linha preta) e o primeiro e o terceiro quartis (linhas inferior e superior, respectivamente).



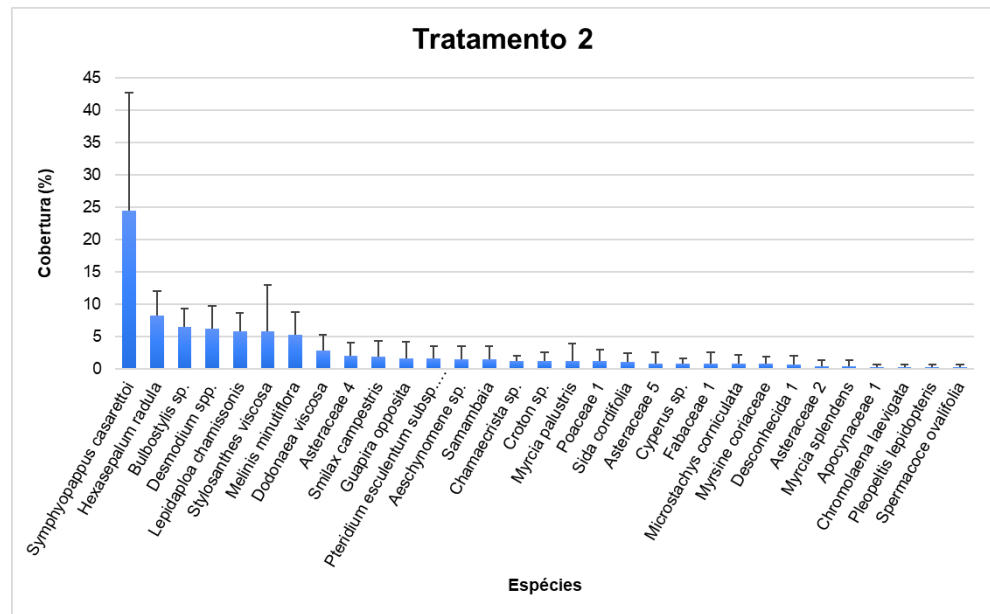
No tratamento 1, a herbácea nativa *Hexasepalum radula* foi a espécie que apresentou a maior porcentagem de cobertura vegetal, cobrindo em média 13% das parcelas deste tratamento (Figura 4a). Nos tratamentos 2, 3 e 4, a também nativa *Symphypappus casarettoi* foi a espécie que apresentou a maior porcentagem de cobertura vegetal, cobrindo em média 24,4%, 8,8% e 9,4% das parcelas para esses tratamentos, respectivamente (Figuras 5b, 5c e 5d).

Nos tratamentos 1 e 2, quatro das cinco espécies mais abundantes se repetiram nesses tratamentos; são elas as nativas: *Hexasepalum radula*, *Symphypappus casarettoi*, *Desmodium* spp. e *Lepidaploa chamissonis*. As nativas *Stylosanthes viscosa* e *Bulbostylis* sp. estavam também entre as cinco espécies mais abundantes nos tratamentos 1 e 2, respectivamente. Nos tratamentos 1 e 2, a cobertura relativa das cinco espécies mais abundantes representou 57,6% e 58,9% do total de cobertura amostrada para esses tratamentos, respectivamente (Figuras 5a e 5b). Nos tratamentos 3 e 4, também quatro das cinco espécies mais abundantes se repetiram para esses tratamentos; são elas as nativas: *Hexasepalum radula*, *Symphypappus casarettoi* e *Lepidaploa chamissoni*, e a exótica invasora *Melinis minutiflora*. As nativas *Dodonaea viscosa* e *Desmodium* spp. estavam também entre as cinco espécies mais abundantes nos tratamentos 3 e 4, respectivamente. Nos tratamentos 3 e 4, a cobertura relativa das cinco espécies mais abundantes representou 62,6% e 72,5% do total de cobertura amostrada para esses tratamentos, respectivamente (Figuras 5c e 5d).

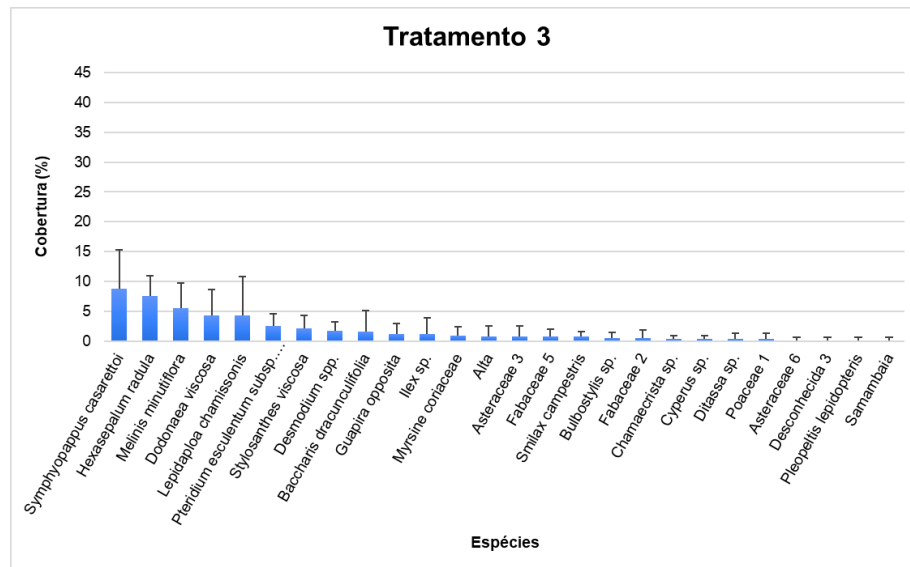
(a)



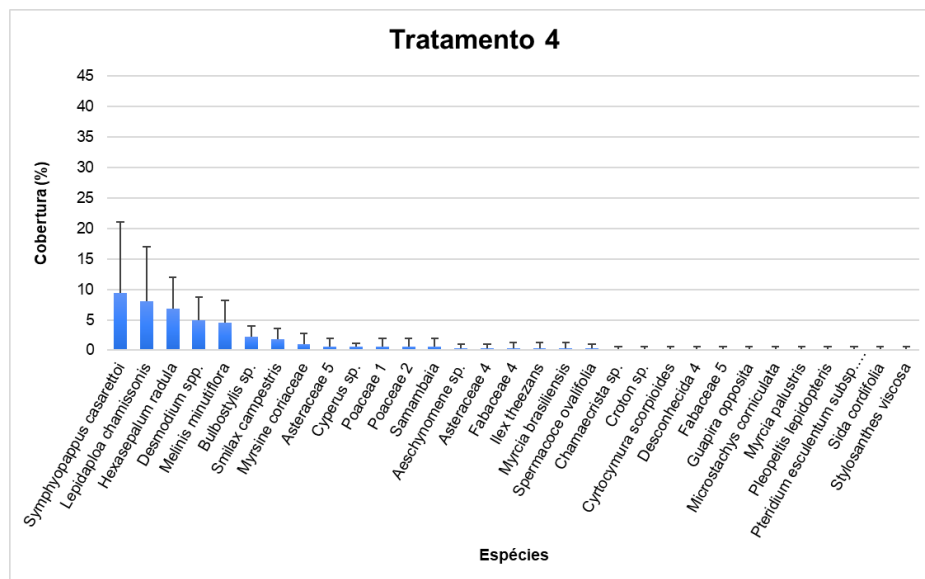
(b)



(c)

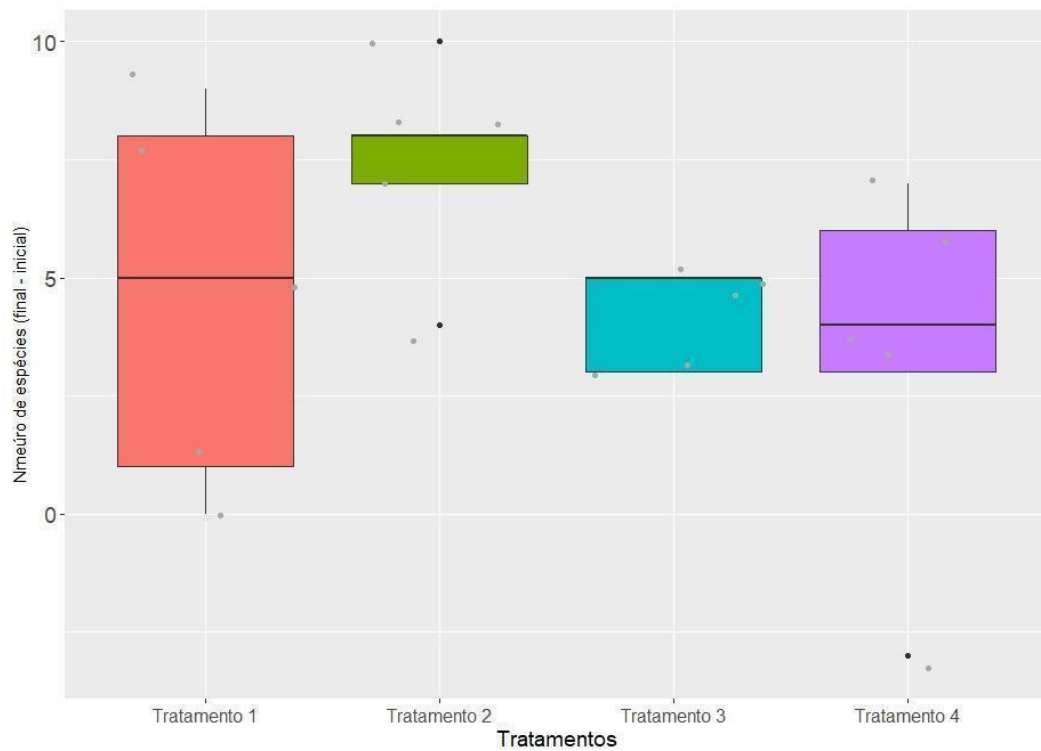


(d)

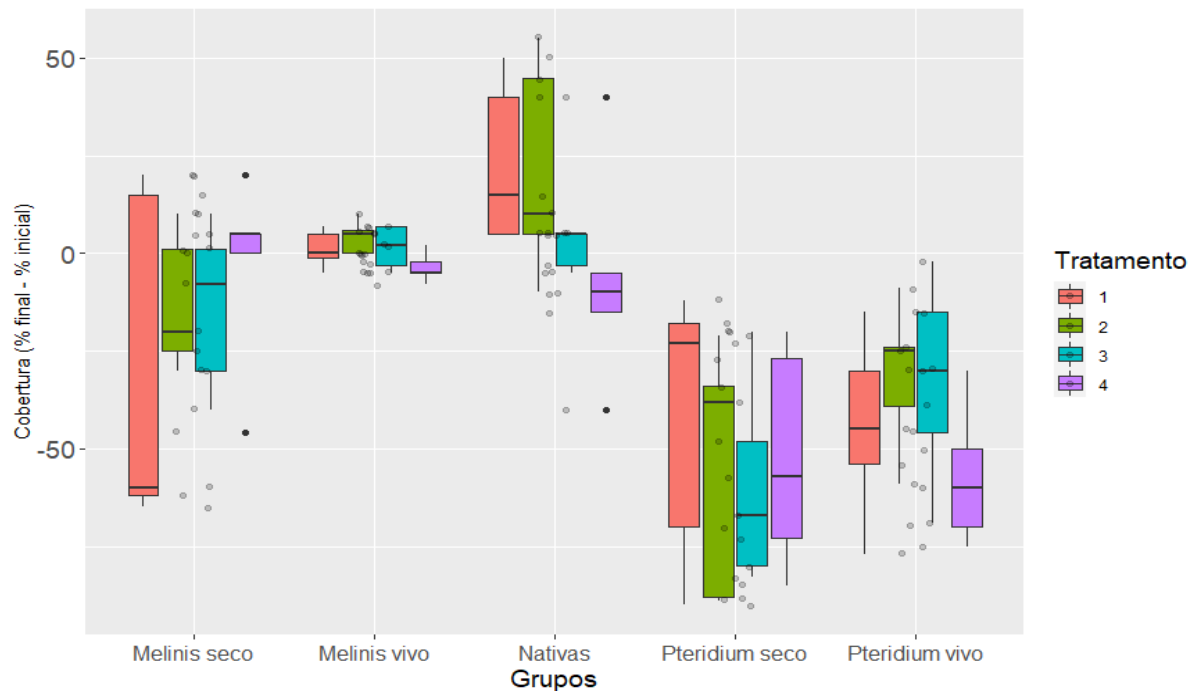


**Figura 4** - Cobertura média (+DP) das espécies nativas e exóticas amostradas nos tratamentos 1 a 4 em agosto de 2022. Destaca-se que o eixo y de cada figura (a-d) apresenta uma escala diferente de acordo com a cobertura máxima das espécies amostradas em cada tratamento. Os dados foram obtidos a partir de um experimento instalado para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no Monumento Natural da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamento 1: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, Tratamento 2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*, Tratamento 3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, Tratamento 4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*. A espécie *Melinis minutiflora* é uma gramínea exótica invasora e a espécie *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* é uma espécie nativa superdominante. As demais espécies são nativas.

De forma geral, a riqueza de espécies se manteve constante nas parcelas dos tratamentos 1 e 2, enquanto reduziu nos meses imediatamente posteriores à aplicação do controle químico nos tratamentos 3 e 4 (abril e dezembro de 2021 e março de 2022) (Anexo 2). Em todos os tratamentos, a riqueza de espécies observada no mês de agosto de 2022 foi maior que a observada antes da primeira aplicação das técnicas de controle, em novembro de 2020, de forma que a diferença entre as riquezas finais e iniciais de espécies se mostrou positiva (Figura 5). Também em todos os tratamentos, a diferença entre coberturas vegetais iniciais e finais apresentaram resultados negativos para *P. esculentum* subsp. *arachnoideum* vivo e seco. A cobertura de *M. minutiflora* vivo foi positiva para os tratamentos 1, 2 e 3, porém com valores muito próximos de zero, e para o tratamento 4 essa diferença foi negativa. A cobertura de *M. minutiflora* seco foi negativa para os tratamentos 1, 2 e 3, e positiva para o tratamento 4. O tratamento 4 foi o único que apresentou uma diferença negativa entre os dados de cobertura de espécies nativas final e inicial (Figura 6).

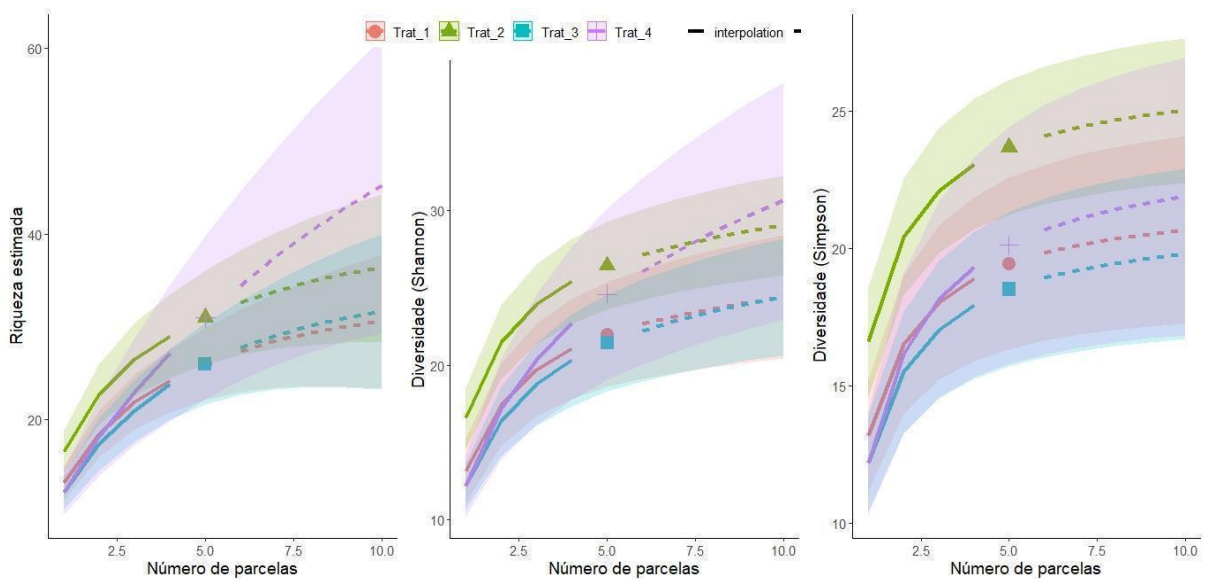


**Figura 5** - *Boxplot* da diferença (final - inicial) da riqueza de espécies (final – inicial), comparando as avaliações realizadas entre novembro de 2020 e agosto de 2022 em experimento para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* instalado em área de restinga no Monumento Natural Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamentos - Tratamento 1: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, Tratamento 2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*, Tratamento 3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, Tratamento 4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*. Os pontos claros representam as amostras e os pontos escuros representam os outliers de cada tratamento. Os *boxplots* representam a mediana (linha preta) e o primeiro e o terceiro quartis (linhas inferior e superior, respectivamente).



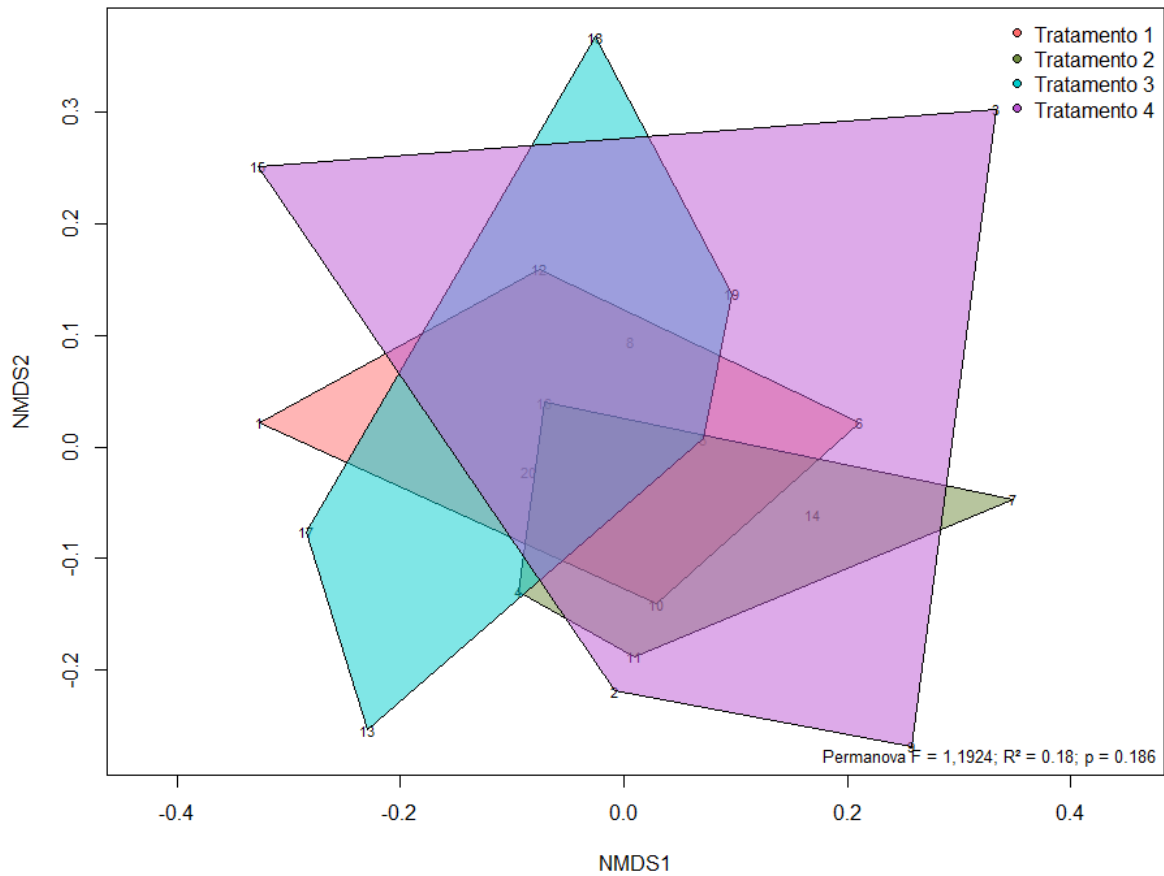
**Figura 6** - Boxplot da diferença na cobertura (final-inicial) de *Melinis minutiflora* seco e vivo, espécies nativas e *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* seco e vivo final menos a inicial das coberturas vegetais, comparando-se as avaliações realizadas entre novembro de 2020 e agosto de 2022 em experimento instalado em área de restinga para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no Monumento Natural Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamento - 1: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, 2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*, 3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, 4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*. Os pontos claros representam as amostras e os pontos escuros representam os outliers de cada tratamento. Os boxplots representam a mediana (linha preta) e o primeiro e o terceiro quartis (linhas inferior e superior, respectivamente). Quando presentes, as linhas verticais escuras representam o desvio padrão.

Não foram encontradas diferenças estatísticas entre os tratamentos para a riqueza de espécies nativas ( $F_{(3,16)} = 1,6$ ;  $p = 0,2286$ ) (Figura 5) e para as coberturas de espécies nativas ( $F_{(3,16)} = 1,12$ ;  $p = 0,36$ ), de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum* vivo ( $F_{(3,16)} = 0,26$ ;  $p = 0,82$ ), de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum* seco ( $F_{(3,16)} = 0,09$ ;  $p = 0,96$ ), de *M. minutiflora* vivo ( $F_{(3,16)} = 0,37$ ;  $p = 0,76$ ) e de *M. minutiflora* seco ( $F_{(3,16)} = 0,66$ ;  $p = 0,58$ ) (Figura 6). A riqueza e a diversidade estimadas por rarefação também não diferiram entre os tratamentos, em nenhuma das estimativas (estimativa da riqueza de espécies, estimativa de diversidade pelo índice de Shannon ou estimativa da diversidade pelo índice de Simpson) (Figura 7).



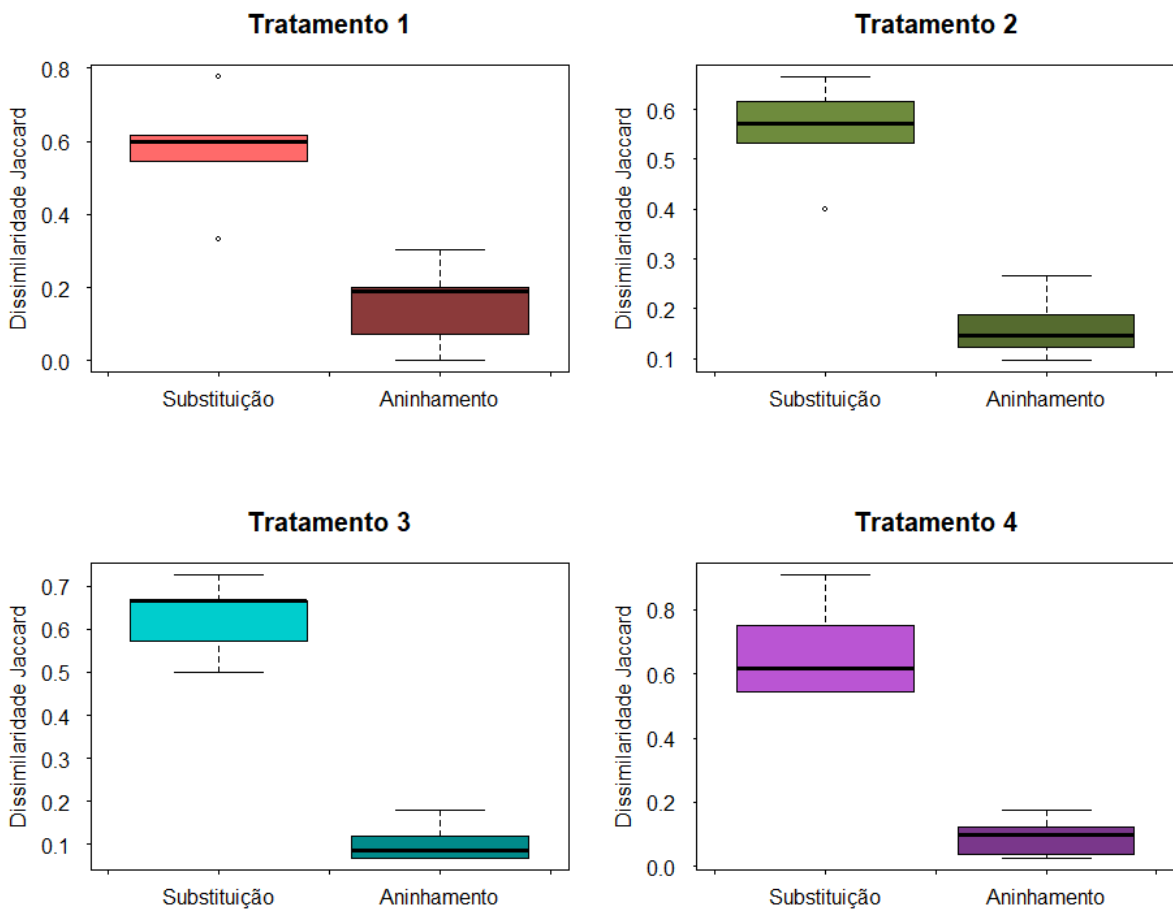
**Figura 7** - Riqueza e diversidade de espécies nativas estimada por rarefação: (A) estimativa de riqueza de espécies nativas, (B) diversidade de espécies estimada pelo Índice de Shannon, e (C) diversidade de espécies estimada pelo Índice de Simpson. Os dados foram obtidos a partir de um experimento instalado para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no Monumento Natural da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamentos - Trat\_1: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, Trat\_2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*, Trat\_3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, Trat\_4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* + plantio de *Guapira opposita*. A linha sólida representa a interpolação e a linha pontilhada representa a extrapolação para o dobro de parcelas amostradas. Área hachurada: IC=95%.

Os tratamentos 1 e 2 tiveram menor variação na composição final de espécies quando comparados com os tratamentos 3 e 4. Entretanto não foram encontradas diferenças na composição final de espécies entre os tratamentos (Figura 8). A diferença entre a composição final (agosto de 2022) e inicial (novembro de 2020) de espécies em cada tratamento ocorreu majoritariamente por substituição de espécies (Figura 9).



**Figura 8** - Comparação da composição final de espécies entre quatro tratamentos em experimento instalado para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* instalado no Monumento Natural Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamentos - Tratamento 1: controle mecânico de *Pteridium esculentum*, Tratamento 2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* + plantio de *Guapira opposita*, Tratamento 3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum*, Tratamento 4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* + plantio de *Guapira opposita*.





**Figura 9** - *Boxplot* do resultado do particionamento do índice de Jaccard (substituição e aninhamento) para avaliação da dissimilaridade na composição de espécies em cada tratamento, comparando-se as avaliações realizadas entre novembro de 2020 (inicial) e agosto de 2022 (final) em experimento instalado em área de restinga para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* no Monumento Natural Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamento - 1: controle mecânico de *Pteridium esculentum*, 2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* + plantio de *Guapira opposita*, 3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum*, 4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* + plantio de *Guapira opposita*. Os *boxplots* representam a mediana (linha preta) e o primeiro e o terceiro quartis (linhas inferior e superior, respectivamente). Quando presentes, as linhas verticais escuras representam o desvio padrão e os pontos representam os outliers.

#### 4. DISCUSSÃO

Em todos os tratamentos, a cobertura de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* vivo diminuiu ao longo dos meses, sendo que na última avaliação a cobertura em todas as parcelas encontrava-se inferior a 5%, indicando que a curto prazo tanto o tratamento químico quanto o tratamento mecânico são eficazes para controlar a espécie superdominante. Apesar disso, as parcelas do tratamento químico não demonstraram diminuição na cobertura vegetal apenas da samambaia superdominante, as nativas também tiveram suas coberturas reduzidas nesses tratamentos, principalmente após novembro de 2021, quando foi realizada mais uma aplicação do controle químico. Não houve diferenças estatísticas na riqueza, cobertura e composição de espécies entre os tratamentos. Dessa forma, ainda não foi possível afirmar que a combinação do plantio de *Guapira opposita* com o controle da samambaia superdominante afetou positivamente a cobertura, riqueza ou diversidade de espécies nativas.

Apesar do sucesso aparente no controle de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum*, estudos sobre o controle da espécie que vêm sendo realizados ao redor do mundo apontam que a maioria das estratégias de controle parecem ser ineficazes a longo prazo devido à alta capacidade de rebrota dos rizomas (MARRS; WATT, 2006; LEVY-TACHER *et al.*, 2015; MILLIGAN *et al.*, 2016; CARVALHO *et al.*, 2019). Milligan *et al.* (2016) demonstraram que o sucesso no controle foi alcançado cortando as frondes das samambaias de duas a três vezes por ano e com uma única aplicação generalizada de herbicida, seguido por pulverização anual de todas as folhas emergentes de forma pontual por 8 anos consecutivos. Dessa forma, sugere-se que a aplicação das técnicas de controle de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum* deva ser repetida por um período maior do que o de execução deste trabalho, de modo a se obter sucesso na restauração da restinga superdominada.

Além disso, ressalta-se a importância da regeneração da vegetação nativa para a redução de abundância de samambaias do gênero *Pteridium* (ALDAY *et al.*, 20123; CARVALHO *et al.*, 2019; DOUTERLUNGNE *et al.*, 2013; LEVY-TACHER *et al.*, 2015). Nesse sentido, a presença de *Guapira opposita* em restingas enquanto arbusto facilitador é muito importante para o restabelecimento da vegetação; a

espécie é especialmente significativa no desenvolvimento de plantas lenhosas nos estágios iniciais de vida (DALOTTO *et al.* 2018), fase em que elas são mais vulneráveis e estão mais suscetíveis às condições ambientais (RIBEIRO, 2020). Como o papel facilitador de árvores e arbustos está altamente associado com o sombreamento, a redução da temperatura e o acúmulo de matéria orgânica no solo (MORO *et al.*, 1997; BRUNO *et al.*, 2003), o tamanho da planta facilitadora pode afetar diretamente os fatores relacionados à facilitação, tanto qualitativamente quanto quantitativamente (PUGNAIRE *et al.*, 1996, TEWKSBURY; LLOYD, 2001). De forma geral, plantas maiores são capazes de abrigar mais espécies sob suas copas, e quanto mais cobertas pelas copas das plantas facilitadoras, as plantas beneficiárias são mais protegidas contra os estresses ambientais (PELÁEZ *et al.*, 2019; PUGNAIRE *et al.*, 1996b, TEWKSBURY; LLOYD, 2001). Dessa forma, a ausência de diferenças significativas na diversidade de espécies entre os tratamentos nos quais foi realizado o plantio de mudas de *Guapira opposita* e nos quais o plantio não foi realizado pode ser justificada pelo fato de os indivíduos plantados serem jovens demais para proporcionar efeito facilitador. Vale pontuar que algumas mudas plantadas morreram e precisaram ser substituídas, e as que não morreram encontravam-se frequentemente sem folhas. Além disso, a presença de capivaras no local pode estar interferindo no crescimento das mudas, visto que fezes desses animais foram frequentemente observadas na área do experimento.

Ainda que não tenha sido detectada uma diferença significativa entre a riqueza, cobertura e composição de espécies entre a primeira e a última coleta em cada tratamento, foi possível detectar um alto nível de substituição de espécies. Níveis altos de substituição de espécies têm sido encontrados em muitos sistemas ao redor do mundo no contexto de alterações na biodiversidade (e.g DORNELAS *et al.* 2014, BLOWES *et al.* 2019). Consequentemente, foi detectada uma proporção baixa de aninhamento em todos os tratamentos, resultado que está de acordo com o fato de não ter sido observada uma redução no número de espécies ao longo do tempo. Futuros estudos focados na caracterização funcional dessas espécies que vão substituindo espécies anteriormente presentes podem fornecer informações relevantes com relação à trajetória sucessional que será seguida por essas

comunidades vegetais, assim como aquelas relativas a processos ecossistêmicos (e.g. produtividade).

Em todos os tratamentos, a cobertura de *Melinis minutiflora* está tendendo a aumentar com o tempo, embora no último mês de experimento a cobertura da espécie viva tenha diminuído. A tendência do aumento de cobertura de *M. minutiflora* foi menos acentuada nas parcelas que receberam controle químico, indicando que o herbicida também está agindo sobre a invasora. Porém, é importante pontuar que nos tratamentos que receberam somente controle mecânico, apenas espécies nativas representaram as cinco maiores porcentagens de cobertura vegetal avaliadas, enquanto que nos tratamentos nos quais foi realizado o controle químico, a gramínea invasora *M. minutiflora* é uma das cinco espécies que apresentaram as maiores coberturas vegetais.

Ainda que a aplicação do herbicida tenha sido realizada de forma pontual, visando não aplicar em espécies não-alvo, a gramínea invasora e as espécies nativas no entorno das samambaias acabaram também sendo atingidas. O glifosato é um princípio ativo que pode danificar espécies de plantas que não são alvo da aplicação, dado seu efeito sistêmico não-seletivo (AMARANTE JÚNIOR *et al.*, 2002). Pode-se justificar a presença de *Melinis minutiflora* como uma das espécies dominantes nas parcelas do tratamento químico devido do banco de sementes persistente da espécie que tende a se estabelecer no solo de áreas invadidas, onde, mesmo após a aplicação de herbicida, novas sementes podem germinar e dar continuidade ao processo de invasão (MARTINS, 2006; SOARES, 2009).

Além disso, dado que *M. minutiflora* é uma espécie que invade preferencialmente formações vegetais abertas, com alta intensidade luminosa (CARPANEZZI, 2007), é possível que o manejo de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum* e a abertura temporária de novas áreas desprovidas de vegetação esteja associado com o crescimento da espécie invasora no experimento. Neste sentido, sugere-se que é interessante utilizar espécies nativas de rápido crescimento e com alta cobertura, tais como, *Symphypappus casarettoi*, *Lepidaploa chamissonis* e *Hexasepalum radula*, para evitar que a invasora se estabeleça em locais recém manejados. Ademais, é necessário o manejo integrado de espécies

superdominantes com o de espécies exóticas invasoras que eventualmente se estabeleçam após a abertura de novos espaços.

## 5. CONCLUSÃO

A curto prazo, tanto o tratamento mecânico isolado quanto combinado com o controle químico são eficazes para a redução da abundância de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum*, tendo em vista que a cobertura da espécie foi reduzida em 30 a 60% em todos os tratamentos, com uma cobertura menor do que 10% em todas as parcelas amostradas. Porém, dado que os rizomas da samambaia possibilitam que a espécie seja capaz de rebrotar sob diversas condições, o seu controle precisa ser monitorado a longo prazo. Dessa forma, entende-se que o período de execução deste experimento é um intervalo de tempo muito curto para a obtenção de resultados concretos a respeito da efetividade de métodos de controle de *P. esculentum* subsp. *arachnoideum*.

Destaca-se que ainda não foi possível se fazer inferências a respeito do potencial facilitador de *Guapira opposita* na regeneração de restinga; é necessário mais tempo para que as mudas plantadas cresçam e possam propiciar efeito facilitador sobre o estabelecimento de outras plantas. Por fim, sugere-se plantar/semear espécies nativas de rápido crescimento e com alta capacidade de cobertura para evitar o estabelecimento de espécies exóticas após o controle de espécies superdominantes.

## REFERÊNCIAS

- ALDAY, J. G. *et al.* Overcoming resistance and resilience of an invaded community is necessary for effective restoration: a multi-site bracken control study. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 1, p. 156–167, 2012.
- AMARANTE JUNIOR, O. P. *et al.* Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Química Nova**, v. 25, n. 4, p. 589-593, 2002.
- ARMAS, C.; PUGNAIRE, F. I. Ontogenetic shifts in interactions of two dominant shrub species in a semi-arid coastal sand dune system. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 535–546, 2009.
- AUSTRALIAN GOVERNMENT. Adjuvants: oil, surfactants and other additives for farm chemicals - revised 2012 edition. Grains Research & Development Corporation, 52p, 2012.
- BALSEGA, A.; ORME, C. D.L. Betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, p. 808-812, 2012.
- BINFARÉ, R. W. **Guia ilustrado da flora da restinga de Santa Catarina**. Dissertação de mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 478 p., 2016.
- BLOWES, S. A. *et al.* The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. **Science**, v. 366, n. 6463, p. 339-345, 2019.
- BRUNO, J. F.; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 3, p. 119-125, 2003.
- CALLAWAY, R. M. Positive interactions among plants. **Botanical Review**, v. 61, n. 4, p. 306-349, 1995.
- CAREY, M. P. *et al.* Native invaders – challenges for science, management, policy and society. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, n. 7, p. 373-381, 2012.

CARPANEZZI, O. T. B. 2007. Espécies exóticas no Parque Estadual de Vila Velha: subsídios para controle e erradicação. Monografia. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 56 p., 2007.

CARVALHO, T. F. *et al.* Restoration Strategies in an Area Invaded by *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, p. 1-9, 2019.

CASTANHO, C. T.; OLIVEIRA, A. A.; PRADO, P. I. The importance of plant life form on spatial associations along a subtropical coastal dune gradient. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 5, p. 952-961, 2012.

CAVIERES, L. A. *et al.* Facilitative plant interactions and climate simultaneously drive alpine plant diversity. **Ecology Letters**, v. 17, n. 2, p. 193–202, 2013.

CHEN, H. **VennDiagram: Generate High-Resolution Venn and Euler Plots**. R package version 1.7.3, <<https://CRAN.R-project.org/package=VennDiagram>>, 2022.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalists**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

DALOTTO, C. E. S. *et al.* Facilitation influences patterns of perennial species abundance and richness in a subtropical dune system. **AoB PLANTS**, v. 10, p. 1-8, 23 mar. 2018.

DECHOUM, M. S.; ZILLER, S. R. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. **Biotemas**, v. 26, n. 1, p. 69-77, mar. 2013.

DIAS, A. T. C. *et al.* Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy coastal plain. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, p. 343-347, 2005.

DORNELAS, M. *et al.* Assemblage times series reveal biodiversity change but not systematic loss. **Science**, v. 344, n. 6181, p. 296-299, 2014.

DOUTERLUNGNE, D. *et al.* Applying indigenous knowledge to the restoration of degraded tropical rain forest clearings dominated by bracken fern. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 3, p. 322–329, 2010.

DOUTERLUNGNE, D.; THOMAS, E.; LEVY-TACHER, S. I. Fast-growing pioneer tree stands as a rapid and effective strategy for bracken elimination in the Neotropics. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p. 1257–1265, 2013.

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

FOX, J., WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**. 3ed. Califórnia: Sage, 2019.

GARROTT, R. A., WHITE, P. J., WHITE, C. A. V. Overabundance: An Issue for Conservation Biologists? **Conservation Biology**, v. 7, n. 10, dez. 1993.

GÓMEZ-APARICIO, L. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 6, p. 1202-1214, 13 out. 2009.

HSIEH, T. C., MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. Flora e Funga do Brasil. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: setembro de 2022

JATOBA, L. J. Alelopatia em *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae). Monografia. São Carlos: UFSCar, 113 p., 2016.

LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. S.; MACIEL, N. V. Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast. *In*: van der Maarel E. (ed). *Dry coastal ecosystems: Africa, America, Asia and Oceania*. Amsterdam: Elsevier, p. 477-493, 1993.

LEVY-TACHER *et al.* Natural Regeneration after Long-Term Bracken Fern Control with Balsa (*Ochroma pyramidale*) in the Neotropics. **Forests**, v. 6, p. 2163-2177, 2015.



LOEUILLE, N.; LOREAU, M.; FERRIÈRE, R. Consequences for plant-herbivore coevolution on the dynamics and functioning of ecosystems. **Journal of Theoretical Biology**, v. 217, n. 3, p. 369-381, 2002.

MACHADO, L. P. *et al.* Avaliação do efeito de árvores exóticas nos padrões de regeneração da vegetação em restinga. **Ecologia de Campo: Serra e Litoral Catarinense**, PPG Ecologia UFSC, 2016.

MAESTRE, F. T. *et al.* Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 2, p. 199-205, mar. 2009.

MARRS, R. H.; WATT, A. S. Biological Flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 6, p. 1272-1321, 2006.

MARTINS, C. R. Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do Cerrado. Tese de Doutorado. Brasília: Universidade de Brasília, 163p., 2006.

MATOS, D. M.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, n. 1, p. 27-30, 2009.

MILLIGAN, G. *et al.* The effectiveness of old and new strategies for the long-term control of *Pteridium aquilinum*, an 8-year test. **Weed Research**, v. 56, n. 3, p. 247-257, 2016.

MORO, M. J. *et al.* Effect of the canopy of *Retama sphaerocarpa* on its understorey in a semiarid environment. **Functional Ecology**, v. 11, p. 425-431, 1997.

OKSANEN *et al.* **vegan: Community Ecology Package**. R package version 1.7.3, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>, 2022.

PADILLA, F. M.; PUGNAIRE, F. I. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, n. 4, p. 196-202, 2006.

PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK D. A. *Foundations of Restoration Ecology*. 2ª Ed. Washington: Island Press. 550p, 2016.

PELÁEZ, M. *et al.* Nurse plant size biotic stress determine quantity and quality of plant facilitation in oak savannas. **Forest Ecology and Management**, v. 437, p. 435-442, 2019.

PENTEADO, A. N. **Subsídios para o plano de manejo do Parque Municipal da Lagoa do Peri – Ilha de Santa Catarina, Florianópolis**. Dissertação de mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 113p., 2002.

PIVELLO, V. P. *et al.* Thinking about super-dominant populations of native species – Examples from Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 74-82, 2018.

PUGNAIRE, F. I. *et al.* Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. **Oikos**, v. 76, n. 3, p. 455-464, 1996.

PUGNAIRE, F. I.; LUQUE, M. T. Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress. **Oikos**, v. 93, p. 42-49, 2001.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2021. Disponível para download em: <https://www.R-project.org/>.

RAUSHER, M. D. Co-evolution and plant resistance to natural enemies. **Nature**, v. 411, p. 857–864, 14 jun. 2001.

REIS, A. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 85-9, abr. 2003.

REIS, A. *et al.* Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.

RIBEIRO, R. M. **Facilitação indireta entre plantas em uma restinga arbustiva**. Dissertação de mestrado. São Paulo: Universidade Federal de São Paulo, 54p., 2020.

RODRIGUES, L. G. S.; RODRIGUES, F. M.; VIROLI, S. L. M. Técnicas de restauração florestal em restingas. **Journal of bioenergy and food science**, v. 3, n. 1, p. 28-35, 2016.

ROSENFELD, M. F.; MÜLLER, S. C. Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 3, p. 550-565, 2020.

SEARS Natural Scotland. Bracken control: a guide to best practice. The Scottish Government, 20p., 2008.

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). *The SER international primer on ecological restoration*. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 13p. 2004.

SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany**, v. 90, p. 517-524, 2002.

SCARANO, F. R. *et al.* Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographic distribution to ecophysiological parameters. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 136, p. 345-364, 2001.

SHEIL, D. Disturbance and distributions: avoiding exclusion in a warming world. **Ecology and Society**, v. 21, n. 1, p. 1-23, mar. 2016.

SILVA, U. S. R.; SILVA MATOS, D. M. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 9, p. 3035–3043, 20 mar. 2006.

SIMBERLOFF, D. Native invaders. *In*: SIMBERLOFF, D.; REJMANEK, M. **Encyclopedia of Biological Invasions**. California: University of California Press, p. 472-475, 2011.

SOARES, S. M. P. **Banco de sementes, chuva de sementes e o uso de técnicas de nucleação na restauração ecológica de uma clareira dominada por *Melinis***

*minutiflora* P. Beauv. Dissertação de mestrado. Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora, 111p., 2009.

TEWKSBURY, J. J.; LLOYD, J. D. Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and benefactor size. **Oecologia**, v. 127, n. 3, p. 425-434, 2001.

TU, M.; HURD, C.; RANDALL, J. Weed control methods handbook: tools & techniques for use in natural areas. **The Nature Conservancy**. 219 p., abr. 2001.

VERDÚ, M.; VALIENTE-BANUET, A. The nested assembly of plant facilitation networks prevents species extinctions. **The American Naturalists**, v. 172, n. 6, p. 751-760, 2008.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Nova York: Springer-Verlag, 2016.

ZALUAR, H.; SCARANO, F. R. Facilitação em restinga de moitas: um séculos de buscas por espécies focais. *In*: F.A. Esteves & L.D. Lacerda (coord.). Restingas: Origem, Estrutura e Processos, v. 2, 23p., 2000.

ZHAO, Y. H. et al. The impact of a native dominant plant, *Euphorbia jolkinii*, on plant-flower visitor networks and pollen deposition on stigmas of co-flowering species in sub-alpine meadows of Shangri-La, SW China., **Journal of Ecology**, p. 1-14, 13 fev. 2021.

## ANEXOS

**ANEXO 1** - Lista de espécies em regeneração amostradas em parcelas (n = 20) instaladas em vegetação de restinga no Monumento Natural da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC), indicando a presença ou ausência em cada um dos tratamentos em agosto de 2022.

Família	Espécie	Trat 1	Trat 2	Trat 3	Trat 4
Apocynaceae	Apocynaceae 1		x		
	Ditassa sp.		x	x	
Aquifoliaceae	Ilex sp.			x	
	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek				x
Asteraceae	Asteraceae 1		x		
	Asteraceae 2	x	x		
	Asteraceae 3		x	x	
	Asteraceae 4	x	x		x
	Asteraceae 5	x	x	x	x
	Asteraceae 6			x	
	Asteraceae 7		x	x	
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.		x	x	

Família	Espécie	Trat 1	Trat 2	Trat 3	Trat 4
	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	x	x	x	x
	<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.				x
	<i>Lepidaploa chamissonis</i> (Less.) H.Rob.	x	x	x	x
	<i>Mikania involucrata</i> Hook. & Arn.				x
	<i>Symphyopappus casarettoi</i> B. L. Rob.	x	x	x	x
Commelinaceae	Comelinaceae 1	x			
Cyperaceae	<i>Bulbostylis</i> sp.	x	x	x	x
	<i>Cyperus</i> sp.	x	x	x	x
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium esculentum</i> subsp. <i>arachnoideum</i> (Kaulf.) Thomson	x	x	x	x
Euphorbiaceae	<i>Alchornea</i> sp.		x		
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	x			
	<i>Croton</i> sp.	x	x	x	x

Família	Espécie	Trat 1	Trat 2	Trat 3	Trat 4
	<i>Microstachys corniculata</i> (Vahl) Griseb.	x	x	x	x
Fabaceae	<i>Aeschynomene</i> sp.	x	x	x	x
	<i>Chamaecrista</i> sp.	x	x	x	x
	<i>Desmodium</i> spp.	x	x	x	x
	Fabaceae	x	x	x	
	Fabaceae 1		x		
	Fabaceae 2			x	
	Fabaceae 3	x	x		
	Fabaceae 4				x
	Fabaceae 5	x	x	x	x
	Fabaceae 6		x		
	<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	x	x	x	x
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez		x		
Malvaceae	<i>Sida cordifolia</i> L.	x	x	x	x
Myrtaceae	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.			x	x

Família	Espécie	Trat 1	Trat 2	Trat 3	Trat 4
	<i>Myrcia palustris</i> DC.	x	x	x	x
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	x	x	x	
	Myrtaceae 1		x		
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	x	x	x	x
Orchidaceae	Orchidaceae 1			x	
Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	x	x	x	x
	Poaceae 1		x	x	x
	Poaceae 2				x
Polypodiaceae	<i>Pecluma robusta</i> (Fée) M.Kessler & A.R.Sm.	x	x	x	x
	<i>Pleopeltis lepidopteris</i> (Langsd. & Fisch.) de la Sota	x	x	x	x
	Polypodiaceae 1	x	x	x	x
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	x	x	x	x
	<i>Myrsine venosa</i> A. DC.		x		x



Família	Espécie	Trat 1	Trat 2	Trat 3	Trat 4
Rubiaceae	<i>Hexasepalum radula</i> (Willd.) Delprete & J.H.Kirkbr.	x	x	x	x
	Rubiaceae 1	x	x		
	<i>Spermacoce</i> <i>ovalifolia</i> (M.Martens & Galeotti) Hemsl.	x	x	x	x
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	x	x	x	x
	<i>Smilax campestris</i> Griseb.	x	x	x	x
-	Desconhecida 1		x		
	Desconhecida 2	x			
	Desconhecida 3			x	
	Desconhecida 4				x

**ANEXO 2** - *Boxplot* da riqueza de espécies vegetais entre os tratamentos, comparando as avaliações realizadas em novembro de 2022 e entre junho de 2021 a julho de 2022 em experimento instalado para restauração de restinga superdominada por *Pteridium esculentum* em área de restinga no Monumento Natural Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Tratamento - 1: controle mecânico de *Pteridium esculentum*, 2: controle mecânico de *Pteridium esculentum* + plantio de *Guapira opposita*, 3: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum*, 4: controle mecânico + químico de *Pteridium esculentum* + plantio de *Guapira opposita*. Os pontos claros representam as amostras e os pontos escuros representam os outliers de cada tratamento. Os *boxplots* representam a mediana (linha preta) e o primeiro e o terceiro quartis (linhas inferior e superior, respectivamente).

