

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS**  
**CENTRO DE ENGENHARIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**



Dissertação

**Bioinvasão em florestas secundárias e avaliação da madeira para o uso energético de *Pittosporum undulatum* Vent.**

**Thales Castilhos de Freitas**

Pelotas, 2021

**Thales Castilhos de Freitas**

**Bioinvasão em florestas secundárias e avaliação da madeira para o uso energético de *Pittosporum undulatum* Vent.**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais do Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas, como requisito à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof<sup>o</sup> Dr. Rafael Beltrame

Coorientador: Dr. Ernestino de Souza G. Guarino

Pelotas, 2021

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas  
Catalogação na Publicação

F863b Freitas, Thales Castilhos de

Bioinvasão em florestas secundárias e avaliação da madeira para o uso energético de *Pittosporum undulatum* Vent / Thales Castilhos de Freitas ; Rafael Beltrame, orientador ; Ernestino de Souza Gomes Guarino, coorientador. — Pelotas, 2021.

92 f. : il.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, 2021.

1. Biomassa florestal. 2. Florestas secundárias. 3. Restauração ecológica. I. Beltrame, Rafael, orient. II. Guarino, Ernestino de Souza Gomes, coorient. III. Título.

CDD : 363.7

**Thales Castilhos de Freitas**

**Bioinvasão em florestas secundárias e avaliação da madeira para o uso energético de *Pittosporum undulatum* Vent.**

**Data da defesa:** 26/02/2021

**Banca examinadora:**

Prof. Dr. Rafael Beltrame (Orientador)  
Doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria

Dr. Ernestino de Souza G. Guarino (Coorientador)  
Doutor em Botânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marília Lazarotto  
Doutora em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria

Dr<sup>a</sup>. Letícia Penno de Sousa  
Doutora em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. Darci Alberto Gatto (Suplente)  
Doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria

## **Agradecimentos**

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus orientadores professor Rafael Beltrame e pesquisador Ernestino Guarino, por aceitar este desafio e me ajudar sempre que precisei durante todo o mestrado. Suas valiosas contribuições, questionamentos, cobranças e suporte foram essenciais para meu aprendizado como ser humano e profissional e espero levar esta parceria para a vida toda. Valeu Ernesto e Beltra!

Não menos importante, agradeço a minha família por todo o amor, suporte e estar sempre ao meu lado, obrigado mãe, pai, mana, vós, tios, tias, primos e primas, com certeza tudo fica mais fácil com vocês me apoiando.

Agradeço do fundo do meu coração a uma das pessoas mais importantes da minha vida, minha esposa Alexandra, que sempre me apoiou em tudo, principalmente neste ano “diferente” por conta da pandemia. Obrigado meu amor!

A todo pessoal da Embrapa, que além de colegas são amigos e amigas. Obrigado por me ajudar na coleta de dados (que não foi fácil), sem vocês não seria possível dar conta desse trabalho! Valeu, Artur, Mari, Isa, Henrique e Gustavo! Aos funcionários da EEC pela disponibilidade sempre em ajudar, obrigado Guga, Rudi e Paulão!

Um agradecimento especial também para o meu grande amigo, professor e ecólogo Cristiano Agra, que sempre esteve disposto a me ajudar e transmitir seu conhecimento a qualquer hora, principalmente na estatística!! Muito obrigado Cris!

A todo pessoal da Engenharia Industrial Madeireira da UFPel pela ajuda na parte da madeira, na qual me ensinaram bastante sobre este “mundo novo” e não mediram esforços para me auxiliar sempre que precisei. Obrigado Andrey, Ripoll, Kelvin, Nídría e Sílvia.

Obrigado ao PPGCamb pela oportunidade de trabalhar com uma linha de pesquisa um pouco diferente e pelo apoio sempre. Agradeço aos professores pelo conhecimento passado através das disciplinas. E por fim, obrigado a UFPel e Capes pela concessão das bolsas para o desenvolvimento deste trabalho.

## Resumo

FREITAS, Thales Castilhos. **Bioinvasão em florestas secundárias e avaliação da madeira para o uso energético de *Pittosporum undulatum* Vent.**. 2021. 92f. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2021.

As espécies exóticas invasoras (EEIs) são consideradas como a segunda maior causa de perda de biodiversidade no mundo. O *Pittosporum undulatum* Vent., nativo do sudoeste da Austrália, foi introduzido no Brasil para fins ornamentais e hoje é considerada invasora em diversos estados. O manejo de EEIs é altamente custoso, portanto uma estratégia para garantir seu controle e manejo poderia ser a agregação de valor. O objetivo deste trabalho foi avaliar a diversidade florística e estrutural de fragmentos florestais com e sem bioinvasão, bem como fornecer subsídios para uso da madeira de *P. undulatum* como alternativa energética. Realizou-se levantamento fitossociológico em dois fragmentos (Fragmento Referência e Fragmento Alterado) de Floresta Estacional Semidecidual em diferentes estágios de regeneração e grau de bioinvasão, além da avaliação de variáveis dendrológicas, ambientais e de diversidade. As propriedades tecnológicas da madeira foram avaliadas através da Massa Específica Básica (MEB), Poder Calorífico e Termogravimetria. No levantamento fitossociológico, foram amostrados 7.554 indivíduos, de 35 famílias botânicas, e 87 espécies arbóreas e arborescentes. *Pittosporum undulatum* foi a espécie mais importante nos estágios adulto e jovem. O Fragmento Alterado apresentou maiores valores de riqueza, área basal, densidade de indivíduos, abertura de dossel e diversidade. A similaridade entre os fragmentos foi de 0,61 (Jaccard) e 0,55 (Morisita-Horn). Apesar da alta bioinvasão da espécie, a mesma não alterou a riqueza e diversidade do fragmento, apresentando valores superiores a diversos fragmentos nativos da região. Houve diminuição da área basal conforme o estágio sucessional avança, sendo anormal para fragmentos de mata atlântica. A presença da EEI no Fragmento Referência alerta para um possível processo de bioinvasão em florestas mais antigas, principalmente após ocorrência de distúrbios. A madeira de *P. undulatum* apresentou MEB de  $0,57 \text{ g cm}^{-3}$  e PCS de  $4512,263 \text{ kcal kg}^{-1}$ , superior a algumas madeiras tradicionalmente usadas para energia. O TGA apresentou estabilidade térmica menor do que outras espécies. A espécie se apresentou como alternativa energética para os agricultores da região, podendo aliar o manejo a geração de renda.

Palavras chaves: Biomassa florestal. Florestas secundárias. Restauração ecológica.

## Abstract

FREITAS, Thales Castilhos. **Bioinvasion in secondary forests and evaluation of wood for the energy use of *Pittosporum undulatum* Vent.**. 2021. 92p. Dissertation (Masters in Environmental Sciences) – Environmental Sciences Graduate Program. Federal University of Pelotas, Pelotas, 2021.

Invasive alien species are considered the second largest cause of biodiversity loss in the world. *Pittosporum undulatum* Vent, native to Southwest Australia, was introduced in Brazil for ornamental purposes and is now considered invasive in several states. Management of alien species is highly costly and it is essential to add value to the managed bioinvasive species, combining management and control costs with economic return. The objective of this work was to evaluate floristic and structural diversity of forest fragments with and without bioinvasion, as well as to provide subsidies for *P. undulatum* wood as an energy alternative. A phytosociological survey was carried out in two fragments (reference fragment and altered fragment) of seasonal semideciduous forest at different stages of regeneration and degree of bioinvasion, in addition to evaluation of dendrological, environmental and diversity variables. Wood Technical proprieties was evaluated using Density of wood, Calorific Power and Thermogravimetry (TGA). In the phytosociological survey, 7,554 individuals from 35 botanical families and 87 tree and tree species were sampled. *Pittosporum undulatum* was the most important species in adult and young stages. The Altered Fragment showed higher values of richness, basal area, density of individuals, canopy opening and diversity. The similarity between fragments was 0.61 (Jaccard) and 0.55 (Morisita-Horn). Despite high bioinvasion of species, it did not changed fragment's richness and diversity, presenting values higher than several native fragments in the region. There was a decrease in the basal area as the successional stage progresses, being abnormal for fragments of the Atlantic forest. The presence of the *P. undulatum* in the Reference Fragment alerts to a possible bioinvasion process in older forests, mainly after disturbances. The *P. undulatum* wood presented Density of  $0.57 \text{ g cm}^{-3}$  and Superior Calorific Power of  $4512.263 \text{ kcal kg}^{-1}$ , superior to some wood traditionally used for energy. The TGA showed lower thermal stability than other species. The species presented itself as an energy alternative for farmers in the region, being able to combine management with income generation.

Keywords: Ecological restoration. Forest biomass. Secondary forests.

## Lista de Figuras

Figura 1 - <i>Pittosporum undulatum</i> . A. árvore adulta; B. Folha com margem ondulada; C. Inflorescência; D. Frutos e sementes. Fonte: Autor, 2021.....	21
Figura 2 - Área experimental e parcelas alocadas em campo. Fragmento Alterado (esquerda), Fragmento Referência (direita). Fonte: Henrique Cunha, 2021. ....	28
Figura 3 - Aspecto no interior do Fragmento Alterado (A e B) e Fragmento Referência (C e D). Fonte: Autor, 2021. ....	29
Figura 4 - Croqui das unidades amostrais para indivíduos adultos de 20 x 20 m (20 unidades amostrais de 20 x 20 m), jovens (80 subparcelas, 5 x 5 m) e regenerantes (80 subparcelas, 2,5 x 2,5 m). Fonte: Autor, 2019. ....	30
Figura 5 - Dados dendrométricos coletados em campo. A: CAP de árvores adultas. B: CAP <sub>30</sub> de árvores jovens. C: DAS de indivíduos regenerantes. Fonte: Thales Castilhos e Artur Molina, 2020. ....	31
Figura 6 Imagens processada no software Gap Light Analyser. Fonte: Autor, 2020.	34
Figura 7 Material lenhoso de <i>Pittosporum undulatum</i> utilizado para as análises da madeira. A: Fuste; B: Toras; C: Discos. Fonte: Autor, 2020.....	35
Figura 8 - Processo de obtenção da Massa Específica Básica e Teor de umidade das amostras. A: Obtenção do peso das cunhas. B: Obtenção do volume das cunhas pelo método do empuxo. C: Saturação da cunhas para obtenção do volume saturado. Fonte: Autor, 2021.....	36
Figura 9 - Madeira moída (A) e equipamentos TGA (B) e Bomba calorimétrica (C). Fonte: Autor, 2021.....	37
Figura 10 - Curva de rarefação e extrapolação baseada no número de indivíduos nos três estratos avaliados dos dois fragmentos. Tamanho da amostra (linha sólida) e extrapolação (linha tracejada). A. Adultos; B. Jovens e C. Regenerantes. ....	43
Figura 11 - Perfil de Diversidade dos Fragmentos Alterado e Referência.....	51

Figura 12 - Perfis de Diversidade dos diferentes estratos dos Fragmentos Alterado e Referência. A. estágio adulto; B. estágio jovem e C. estágio regenerante.....	52
Figura 13 - Dendrograma referente ao Índice de Jaccard relacionado aos Fragmentos Alterado e Referência.....	56
Figura 14 - Dendrograma referente ao Índice de Similaridade de Morisita-Horn relacionado aos Fragmentos Alterado e Referência. ....	57
Figura 15 - Termogramas das 16 amostras de madeira de <i>Pittosporum undulatum</i> . A) TGA - TERMOGRAVIMETRIA; B) DTG –TERMOGRAVIMETRIA DERIVADA. ....	63

## Lista de Tabelas

Tabela 1 - Metodologia utilizada para obtenção dos parâmetros fitossociológicos. ...	31
Tabela 2 – Famílias, espécies e número de indivíduos encontrados nos Fragmentos Alterado e Referência nos três estágios avaliados. Adult: indivíduos adultos. Jov: indivíduos jovens. Reg: indivíduos regenerantes. ....	38
Tabela 3 - Número de indivíduos, espécies e famílias dos Fragmentos Alterado e Referência. ....	40
Tabela 4 - Estudos fitossociológicos realizados na Floresta Estacional Semidecidual no RS. ....	41
Tabela 5 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio adulto do Fragmento Alterado. ....	44
Tabela 6 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio jovem do Fragmento Alterado. ....	45
Tabela 7 - Parâmetros fitossociológicos das doze espécies mais importantes do estágio regenerante do Fragmento Alterado. ....	45
Tabela 8 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio adulto do Fragmento Referência. ....	46
Tabela 9 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio jovem do Fragmento Referência. ....	47
Tabela 10 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio regenerante do Fragmento Referência. ....	48
Tabela 11 - Teste de significância ( $p < 0,005$ ) para as variáveis ambientais, de diversidade e dendrométricas entre os Fragmentos Alterado e Referência. ....	50
Tabela 12 - PCS, PCI e Massa específica básica dos indivíduos adultos de <i>Pittosporum undulatum</i> . ....	60

Tabela 13 - Comparação do poder calorífico superior (PCS) e massa específica básica (MEB) de *Pittosporum undulatum* com outras espécies e biomassas. ....61

## Lista de abreviaturas e siglas

ASTM	American Society for Testing and Materials
CAP	Circunferência a Altura do Peito (1,30m do solo)
DA	Densidade absoluta
DAP	Diâmetro a Altura do Peito (1,30m do solo)
DoA	Dominância absoluta
DoR	Dominância relativa
DR	Densidade relativa
DTG	Derivada da Termogravimetria
EEC	Estação Experimental Cascata
EEl	Espécie Exótica Invasora
FA	Frequência absoluta
FESD	Floresta Estacional Semidecidual
FOM	Floresta Ombrófila Mista
FR	Frequência relativa
h	Altura
ha	Hectare
IVI	Índice de Valor de Importância
UC	Unidade de Conservação
PCI	Poder Calorífico Inferior
PCS	Poder calorífico superior
TGA	Termogravimetria

## Sumário

1	Introdução.....	13
1.1	Objetivo geral.....	15
1.2	Objetivos específicos.....	16
2	Referencial teórico.....	17
2.1	Espécies exóticas invasoras.....	17
2.2	<i>Pittosporum undulatum</i> .....	20
2.3	Restauração ecológica e manejo de invasoras.....	23
2.4	Principais madeiras como recurso energético no Brasil e <i>Pittosporum undulatum</i> .....	25
3	Material e métodos.....	28
3.1	Área de estudo.....	28
3.2	Delineamento amostral.....	30
3.3	Fitossociologia e medidas de biodiversidade.....	31
3.4	Seleção e caracterização da madeira de <i>Pittosporum undulatum</i> .....	35
4	Resultados e discussão.....	38
4.1	Composição florística.....	38
4.2	Fitossociologia.....	43
4.3	Variáveis ambientais, de diversidade e dendrométricas.....	50
4.4	Índices de Similaridade.....	54
4.5	Propriedades da madeira de <i>Pittosporum undulatum</i> .....	59
5	Considerações Finais.....	65
	Referências.....	66
	Apêndices.....	79

## 1 Introdução

As florestas são fontes importantes de diversos recursos madeireiros, não madeireiros e serviços ecossistêmicos, contribuindo fortemente com o desenvolvimento e a economia do país (ZAKRZEVSKI; VARGAS; DECIAN, 2020).

Devido à expansão das atividades agropecuárias e ocupação urbana, as florestas naturais se encontram em franco declínio no território nacional (PROJETO MAPBIOMAS, 2020). Segundo o Serviço Florestal Brasileiro (2018), somente no estado do Rio Grande do Sul, as áreas de florestas naturais compreendem hoje 15% do território gaúcho, tendo sua cobertura natural removida, estimada em 83,2% (CORDEIRO; HASENACK, 2009). Analisando a série histórica de uso da terra entre 1985 e 2018, as florestas naturais no RS tiveram oscilação no tamanho de suas áreas, e desde 2015, estão decrescendo gradualmente (PROJETO MAPBIOMAS, 2020).

Entre os fatores que degradam as florestas naturais estão a supressão e fragmentação, caracterizada por ações humanas que alteram a composição, estrutura e função das florestas, além de ações como queimadas, cortes, presença de animais domésticos, presença de espécies exóticas invasoras (EEIs), resíduos sólidos e construções de estradas ou linhas de transmissão de energia (SFB, 2018).

Contudo, um problema cada vez mais constante nas áreas naturais, são as espécies invasoras, consideradas como a segunda maior causa de perda de biodiversidade do mundo, ficando atrás somente da supressão e fragmentação de florestas naturais (ZILLER, 2001; SANTANA; FONSECA; CARVALHO, 2019). De acordo com Coradin e Tortato (2006), EEIs são organismos que, quando introduzidos em uma área que não seja a de sua distribuição natural, ameaçam ecossistemas, habitats ou outras espécies afetando diretamente a biodiversidade, saúde humana e economia.

Para uma espécie vegetal ser considerada invasora, ela deve ultrapassar duas fases, a introdução e o estabelecimento. A primeira fase refere-se a qualquer espécie oriunda de ambiente ou região diferente, e a segunda fase diz respeito à planta que além de não ser de sua área de ocorrência natural, consegue estabelecer populações autossustentáveis e avançar sobre ambientes naturais (MATTHEWS; BRAND, 2005). Diversas espécies invasoras causam elevado impacto econômico (SENATOR; ROZENBERG, 2017) e social, podendo representar um sério risco a segurança alimentar de comunidades ou países em desenvolvimento (GISP 2007).

Entre estas espécies exóticas consideradas invasoras, o *Pittosporum undulatum* Vent (Pittosporaceae), conhecido popularmente como cafezinho ou pau-encenso, é um arbusto ou árvore perenifólia de até 30 m de altura nativo do Sudoeste da Austrália (COSTERMANS, 2009; ANPSA, 2016). Seus frutos deiscentes apresentam coloração alaranjada a amarronzada, levando aproximadamente seis meses para amadurecer e contendo de 20 a 40 sementes por fruto (GOODLAND; HEALEY, 1996). A espécie apresenta dispersão hidrocórica e zoocórica, tendo a dispersão ornitocórica como mais eficiente (LORENZI *et al.*, 2003; HELENO *et al.*, 2011; CAMPAGNOLI *et al.*, 2016). É considerada pioneira (LONGUI *et al.*, 2011) de crescimento rápido, se estabelecendo em locais sombreados ou não, porém o recrutamento pode ser intensificado com o aumento da incidência luminosa (GOODLAND; HEALEY, 1996).

No Brasil a espécie foi introduzida para fins ornamentais, principalmente na arborização urbana e, devido ao seu crescimento e estabelecimento extremamente rápido, colonizou rapidamente áreas desflorestadas, e se transformou em espécie invasora. No Rio Grande do Sul, a Portaria SEMA nº 79 de 31 de outubro de 2013, a qual reconheceu a lista das espécies exóticas invasoras para o estado, incluiu *P. undulatum* na categoria 1 de bioinvasão, sendo proibido seu transporte, cultivo, propagação, comércio, doação ou aquisição intencional sob qualquer forma. A espécie também consta na lista de EEIs de São Paulo, Paraná e Santa Catarina (BLUM *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2007), sendo a segunda espécie invasora mais frequente em Unidades de Conservação do estado do Paraná (MIELKE *et al.*, 2010).

Apesar de ser uma espécie invasora, *P. undulatum* é indicada na literatura para fins energéticos (lenha e carvão), como na Jamaica, onde é utilizada como lenha e em algumas ilhas dos Açores (GOODLAND; HEALEY, 1996; LOURENÇO *et al.*, 2011). O manejo de EEIs são desafiadores, pois estes apresentam elevados custos de controle e erradicação (PIMENTEL *et al.*, 2000), sendo fundamental agregar valor à espécie bioinvasora manejada, aliando assim os custos de gerenciamento e controle com retorno econômico (LOURENÇO *et al.*, 2011). Neste caso a madeira de *P. undulatum* pode apresentar uma importante vantagem, principalmente aos agricultores da região, neste processo de controle da espécie e alternativa energética e de retorno econômico. Porém, verifica-se a necessidade de mais estudos, avaliando de forma mais precisa e prática o uso da madeira para fins energéticos (SILVA *et al.*, 2017).

Neste contexto, torna-se fundamental que se promova ações de restauração ambiental, para que estes ambientes degradados possam voltar a cumprir suas funções ecológicas, ecossistêmicas e econômicas. Assim, o primeiro passo para conhecimento e tomada de decisão para o manejo adaptativo e controle destes organismos é entender a dinâmica e estrutura do ambiente, sendo o estudo da fitossociologia importante ferramenta para alcançar este objetivo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Outro fator importante para a restauração florestal é a definição de um ou mais fragmentos referências, com o objetivo de conhecer e entender as espécies e a estrutura do ecossistema para obter como parâmetro em um processo de restauração ecológica. Segundo a Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004) os fragmentos referência são importantes para a tomada de decisões e para se obter maior conhecimento sobre o ecossistema que será restaurado. Algumas informações relevantes são as espécies que compõem estes fragmentos, estrutura, presença de espécies exóticas invasoras, relatos históricos, entre outros (SER, 2004; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Diante disto, verifica-se a necessidade de estudos de composição florística e estrutura da vegetação de áreas invadidas por *P. undulatum* e de fragmento referência para avaliar o seu impacto na diversidade, aliado ao conhecimento das propriedades da madeira para fins energéticos, possibilitando o manejo da EEI com retorno econômico. Este trabalho parte das hipóteses de que a presença de *P. undulatum* influenciará negativamente na riqueza e diversidade do fragmento florestal e sua madeira apresentará resultados satisfatórios para fins energéticos.

## **1.1 Objetivo geral**

Avaliar a diversidade florística e estrutural de fragmentos florestais (referência e com bioinvasão), bem como fornecer subsídios para uso da madeira como alternativa energética temporária.

## 1.2 Objetivos específicos

- Avaliar a composição florística e fitossociológica em três estágios de desenvolvimento das plantas (adulto, jovem e regenerante) em fragmentos com diferentes graus de bioinvasão de *Pittosporum undulatum* na Floresta Estacional Semidecidual;
- Comparar a similaridade florística quantitativa e qualitativa entre os fragmentos;
- Avaliar o potencial energético da madeira de *Pittosporum undulatum*, por meio de ensaios relacionados às propriedades físicas e térmicas.

## 2 Referencial teórico

### 2.1 Espécies exóticas invasoras

De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica, considera-se espécie exótica invasora toda espécie que está fora da sua área de distribuição natural, ameaçando ecossistemas, habitats ou outras espécies, podendo causar até mesmo extinção de espécies nativas. São consideradas como a segunda maior causa de perda de biodiversidade mundial (ZILLER, 2001; SANTANA; FONSECA; CARVALHO, 2019).

Segundo Moro *et al.* (2012), espécies exóticas invasoras são organismos que conseguem se reproduzir e manter uma população viável, além de ter a capacidade de se dispersar para áreas longe do local original de introdução e lá estabelecer-se, com isso, iniciando um novo processo de invasão biológica em uma nova área geográfica. O que determina se uma espécie exótica é invasora ou não é a sua capacidade de dispersão e não obrigatoriamente sua agressividade e competição (PYŠEK; JAROŠÍK; KUČERA, 2002).

Espécies vegetais exóticas invasoras apresentam diversas estratégias para favorecer seu estabelecimento e dispersão. Entre estes fatores estão a alta eficiência fotossintética, crescimento rápido, frutificação precoce, alta produtividade de frutos e sementes, dispersão ornitocórica, capacidade de reprodução sexuada e assexuada, efeito alelopático negativo na germinação de outras espécies de plantas, grande capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais e alta capacidade de rebrota e regeneração (MORGAN; OVERHOLT, 2005; SILVA-MATOS; PIVELLO, 2009; MOLES *et al.*, 2012; NUNES *et al.*, 2018).

Fatores ambientais também podem influenciar para o estabelecimento e dispersão de plantas invasoras, como similaridade com o habitat original da espécie e ausência de predadores (REJMÁNEK; RICHARDSON; PYŠEK, 2005). Ademais, áreas naturais degradadas e comunidades com riqueza baixa de espécies nativas podem ter uma predisposição maior para invasão de espécies exóticas, devido à vulnerabilidade e maiores oportunidades de ocupação de nicho (KUEFFER *et al.*, 2010).

Devido a estas características, o estabelecimento de plantas invasoras pode interferir e alterar processos ecológicos, como modificações na ciclagem de nutrientes, taxas de decomposição de biomassa, estrutura da comunidade vegetal, cadeias tróficas, polinização, dispersão de sementes, valor estético de paisagem e perdas de biodiversidade, podendo levar organismos à extinção (ZILLER, 2001; ESPÍNDOLA *et al.* 2005; LOURENÇO *et al.* 2011;). Mokotjomela; Musil; Esler (2013), comparando o consumo de frutos de espécies nativas e exóticas por aves frugívoras nativas na África do Sul, dentre elas *P. undulatum*, observaram a predileção por frutos das espécies exóticas, fato atribuído a maior visibilidade e atratividade destes, ao compará-los as nativas avaliadas. Os autores sugerem que as aves frugívoras pode aumentar o sucesso de invasão das espécies vegetais, através da dispersão à longas distâncias.

Iponga; Milton; Richardson (2008), avaliando a competição por luz da bioinvasora *Schinus molle* (nativa do Brasil, conhecida como aroeira-salsa) com espécies arbóreas nativas da savana africana, observaram que *S. molle* compete mais por luz, devido ao seu dossel simétrico, influenciando negativamente na produção de vagens e na quantidade de ramos mortos de *Acacia tortilis* (espécie nativa), sendo a produção de vagens de *A. tortilis* maior sem a presença de *S. molle* e a quantidade de ramos mortos maior com a presença da espécie exótica invasora.

Vizentin-Bugoni *et al.* (2019), estudando redes mutualísticas de dispersores de sementes no Havaí, observaram que 93% dos eventos de dispersão (presença de sementes viáveis em uma amostra) eram de plantas exóticas, não havendo nenhuma interação entre uma ave nativa e uma planta nativa. Os autores relatam também que plantas exóticas introduzidas contribuem na dieta de animais frugívoros nativos, que se encarregam da sua dispersão, bem como espécies animais introduzidas podem cumprir a função de dispersão das espécies vegetais locais.

Segundo a Inter-American Biodiversity Information Network (IABIN-I3N, 2019), vinculado ao Instituto Hórus como principal plataforma online brasileira com informações sobre EEIs, diversas outras espécies arbóreas apresentam impactos ecológicos em ecossistemas brasileiros. Entre as espécies está *Hovenia dulcis*, originária da Ásia, conhecida popularmente como uva-do-japão, a qual é invasora nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, possuindo efeito alelopático, competindo por luz e nutrientes com espécies nativas, tratando-se hoje de uma importante EEI na Floresta Estacional e Floresta Ombrófila Mista na região do Alto

Uruguai do Rio Grande do Sul (LAZZARIN *et al.*, 2015; IABIN-I3N, 2019). Fontana *et al.* (2020) observaram que a elevada densidade de *H. dulcis* na mata ripária em riachos subtropicais alterou a disponibilidade de biomassa vegetal alóctone nestes corpos d'água, modificando assim o funcionamento dos riachos.

Existem diversos motivos pelos quais um organismo exótico é introduzido em um novo local, podendo ser de modo intencional, devido ao seu valor ornamental, medicinal, produção de alimento, madeira, utilização em quebra-ventos, forragem, serviços ecossistêmicos, ou de modo não intencional, como organismos vindos em água de lastro de navios ou sementes de outras plantas transportadas junto com grãos comerciais (HARRINGTON; KUJAWSKI; RYAN, 2003; MORO *et al.*, 2012; SERAFIN; HENKES, 2013).

Nos Estados Unidos a espécie *Schinus terebinthifolia* (espécie nativa no Brasil, popularmente conhecida como aroeira-vermelha ou pimenta-rosa), foi introduzida no final do século 19, devido ao seu aspecto ornamental, sendo seus frutos avermelhados usados para decoração de natal na Flórida onde é conhecida como “*Florida Holly*” e “*Brazilian pepper tree*” (MORTON, 1978) se tornando um problema ambiental e econômico, sendo considerada uma das plantas invasoras mais prejudiciais à biodiversidade local (CUDA; GILLMORE; GARCETE-BARRETT, 2018). O custo estimado para controle da espécie no Sul da Flórida, apenas entre os anos de 2015 e 2016, foi superior a dois milhões de dólares (RODGERS *et al.*, 2018).

Os prejuízos econômicos relacionados à presença de EEIs podem estar associados à diminuição de rendimento de plantações, degradação de paisagens naturais com valor turístico, diminuição da qualidade de mananciais de água doce, entre outros fatores (MATTHEWS; BRAND, 2005; FONTANA *et al.*, 2020). A maior parte dos estudos relacionados aos impactos econômicos de EEIs são realizados em países desenvolvidos, porém os países em desenvolvimento apresentam maior vulnerabilidade aos impactos causados por estas espécies, devido a maioria da população destes países ser de pequenos agricultores (PRATT; CONSTANTINE; MURPHY, 2017).

Na África Ocidental, os prejuízos anuais causados atualmente pelas espécies exóticas ultrapassam 1 bilhão de dólares, isto apenas em pequenas propriedades (PRATT; CONSTANTINE; MURPHY, 2017). No Sudoeste asiático, a perda econômica anual na agricultura, saúde humana e ambiental, causada pelas EEIs, é estimada em 33,5 bilhões de dólares, sendo 90% deste montante referente à agricultura (NGHIEM

*et al.*, 2013). Na Austrália, os custos estimados com organismos invasores em 2011 e 2012, foram de 3,77 bilhões de dólares, sendo também a agricultura responsável por 90% do custo total (HOFFMANN; BROADHURST, 2016). Estima-se que o custo econômico (perda de receita mais despesas) apenas na produção de grãos seja de 3,3 milhões de dólares por ano (LLEWELLYN *et al.*, 2016).

## **2.2 *Pittosporum undulatum***

*Pittosporum undulatum* Vent., Pittosporaceae, conhecida popularmente por cafezinho ou pau-incenso, é um arbusto ou árvore perenifólia, monóica, de até 30 m de altura nativo do Sudoeste da Austrália. Possui folhas de 8 a 12 cm de comprimento e 2 cm de largura, alternas, pecioladas, ovado-lanceoladas, agudas, glabras, subcoriáceas, verde escuras e brilhantes na face superior, de margem ondulada (originando o epíteto específico *undulatum*), agrupadas na terminação dos ramos, conferindo-lhe uma copa densa (GOODLAND; HEALEY, 1996; LORENZI *et al.*, 2003; ANPSA, 2016) (Figura 1 A e B). Apresenta inflorescência terminal do tipo subumbeliforme, possuindo de 4 a 15 flores pequenas com cerca de 2,5 cm de comprimento, brancas e com odor agradável. Seus frutos são do tipo cápsula loculicida deiscente, levando aproximadamente seis meses para amadurecer e contendo de 20 a 40 sementes por fruto que por sua vez possuem cor alaranjada com tegumento pegajoso (Figura 1 C e D) (GOODLAND; HEALEY, 1996; LORENZI *et al.*, 2003; FERREIRA *et al.*, 2006). Na região da Encosta da Serra do Sudeste, no Rio Grande do Sul, a espécie apresentou frutificação durante oito meses, sendo uma importante fonte de recurso alimentar para as aves no inverno (DE FREITAS *et al.*, 2020).

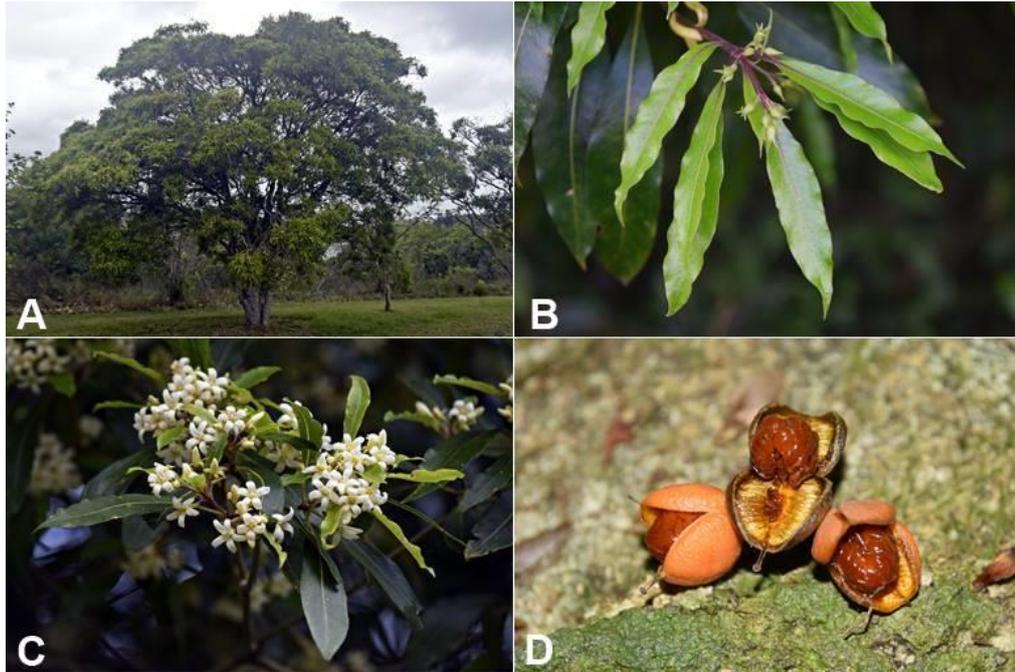


Figura 1 - *Pittosporum undulatum*. A. árvore adulta; B. Folha com margem ondulada; C. Inflorescência; D. Frutos e sementes. Fonte: Autor, 2021.

Em seu ambiente nativo, na zona temperada da Austrália, a espécie cresce em florestas esclerófilas úmidas com alta pluviosidade e florestas tropicais na zona costeira e sub-costeira no leste da Austrália, de Victoria a Queensland, estendendo para o interior cerca de 258 km (COOPER, 1956; ENVIRONMENTAL WEEDS OF AUSTRALIA FOR BIOSECURITY QUEENSLAND, 2016). Habita diversos tipos de solos, como solos aluviais, Argissolos, Neossolos Quartzarênicos, além de solos moderadamente férteis (COOPER, 1956; GLEADOW; ASHTON, 1981). *Pittosporum undulatum* pode ocorrer em uma ampla zona climática, em ambientes amenos, úmidos ou subúmidos, sendo sua área de ocorrência natural classificada com Cfb (clima temperado), com características semelhantes as áreas de bioinvasão da espécie no Brasil (GLEADOW; ASHTON, 1981; PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007).

Pode suportar seca e resistir a inundações sazonais (BEDGGOOD; MCMAHON; JAREMOVIC, 1989). Fora de sua área natural, está presente em florestas tropicais montanas na Jamaica (GOODLAND; HEALEY, 1996), nas ilhas do arquipélago dos Açores, Portugal (SILVA *et al.*, 2018) e em matas ripárias na África do Sul (SMITH, 1990). No Brasil, está presente na Floresta Estacional Semidecidual (FESD), Floresta Ombrófila Mista (FOM), áreas abertas, arborização urbana e rural (MIELKE *et al.*, 2015; VENZKE; MATTEI; COSTA, 2018).

A espécie possui crescimento extremamente rápido, ocorrendo em ambientes sombreados e não sombreados, porém o recrutamento pode ser maior com o aumento da incidência luminosa, ocasionado pela abertura de clareiras, chegando a 5000 mudas por m<sup>2</sup> (BINGGELI; GOODLAND, 1998). Alguns autores sugerem efeito alelopático das folhas, devido à presença de terpenóides (CARPANEZZI; GUALTIERI, 2014).

A espécie apresenta características ornamentais, devido as suas flores perfumadas, seus frutos alaranjados e sua copa vistosa (Figura 1) (GOODLAND; HEALEY, 1996; NEGRELLE *et al.*, 2018), fatores que provavelmente motivaram a espécie a ser inserida em diversos países (NEGRELLE *et al.*, 2018). Os frutos são de dispersão hidrocórica, barocórica e zoocórica, sendo a dispersão ornitocórica a mais eficiente. Já foram registrados espécies de *Turdus* spp. (sabiás) e *Pitangus sulfuratus* (bem-te-vi) alimentando-se dos seus frutos (BLUM *et al.*, 2005; FONSECA; ANTUNES, 2007; HELENO *et al.*, 2011; CAMPAGNOLI *et al.*, 2016; DE FREITAS *et al.*, 2020). Todos esses aspectos ecológicos colaboram com a sua ampla disseminação como espécie exótica invasora em diversos países, como Jamaica, Brasil, Portugal, África do Sul, inclusive em seu próprio país de origem (GLEADOW; ASHTON, 1981; GOODLAND; HEALEY, 1996; CORDEIRO *et al.* 2005; NEGRELLE *et al.* 2018).

No Brasil, a espécie foi introduzida para fins ornamentais, principalmente na arborização urbana, sendo inclusive indicada pela prefeitura de Pelotas, RS para a utilização em vias públicas (PELOTAS, 2014). Devido ao seu crescimento extremamente rápido, colonizou rapidamente áreas degradadas, e se transformou em uma importante EEI em diversos estados, como São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (BLUM *et al.*, 2005, SILVA *et al.*, 2007; SANTA CATARINA, 2012; VENZKE; MATTEI; COSTA, 2018).. Para estes estados, *P. undulatum* encontra-se nas listas oficiais de espécies exóticas invasoras (PARANÁ, 2007; SÃO PAULO, 2009; SANTA CATARINA, 2012; RIO GRANDE DO SUL, 2013).

No Rio Grande do Sul, a espécie ocorre na Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, em áreas abertas e como planta ornamental na arborização urbana e rural (RIO GRANDE DO SUL, 2013; VENZKE; MATTEI; COSTA, 2018). Karam; Cardoso (2010) relatam a ocorrência da espécie em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na Encosta da Serra do Sudeste.

### 2.3 Restauração ecológica e manejo de invasoras

Restauração ecológica é o processo que auxilia o restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, através da intervenção humana, para facilitar o processo de sucessão ecológica e as interações entre os organismos e o ambiente (SER, 2004). Os conceitos de restauração e recuperação ecológica são usualmente utilizados como sinônimos, porém há diferenças. A legislação brasileira conceitua restauração como a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original e a recuperação como restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original (BRASIL, 2000). Chazdon (2008) menciona que a composição de espécies nos projetos de restauração florestal não será igual às florestas originais, porém, pode restaurar muitas funções do ecossistema e recuperar muitos componentes da biodiversidade original.

Segundo Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015), a agricultura sempre foi e continua sendo a principal fonte propulsora de áreas degradadas, suprimindo florestas mesmo em áreas protegidas e com baixa aptidão agrícola, tendo como resultado a baixa produtividade, baixo retorno econômico para o agricultor e prejuízos altos para a sociedade. Porém, outros fatores podem degradar os remanescentes de vegetação nativa, como queimadas, cortes, presença de animais domésticos, presença de espécies exóticas invasoras, resíduos sólidos e construções de estradas ou linhas de transmissão de energia (SFB, 2018).

Para o Rio Grande do Sul, a área florestal atual representa 15% do território estadual (SFB, 2018). Das 776 unidades amostrais florestais do Serviço Florestal Brasileiro para o estado, 81% apresentaram alguma evidência de antropismo, sendo a presença de animais de grande porte (gado bovino) a principal, seguido de sinais de exploração da madeira. Contudo, o Inventário Florestal do Rio Grande do Sul não traz informações sobre a presença de EEIs nos fragmentos avaliados, tampouco insere as espécies exóticas presentes no estado em seus resultados. Assim, levantamento florísticos e fitossociológicos que incluam espécies exóticas invasoras são fundamentais, pois podem contribuir para pesquisas sobre bioinvasão (MORO; MARTINS, 2011).

Se tratando de restauração ecológica de ambientes invadidos por EEIs o problema é amplificado, pois devido às características já citadas destes organismos o manejo, controle e restauração são mais difíceis, lentos e custosos. Falleiros; Zenni; Ziller (2011), estudando o manejo de *Pinus taeda* nos campos de altitude do Paraná, observaram que a vegetação nativa apresentou menor cobertura em área sob influência de *P. taeda* e após o corte e derrubada da EEI a vegetação nativa apresentou menor riqueza. Os autores concluem que o período de 10 meses após o corte raso de *P. taeda* é insuficiente para uma compreensão e avaliação robusta, visto que algumas espécies possuem um prazo mais longo de regeneração.

Dechoum; Ziller (2003) recomendam o corte na base do tronco e aplicação de herbicida para *P. elliottii*, porém deve-se estar atento também a camada de acículas no solo, pois é um forte obstáculo para o restabelecimento da vegetação nativa. Para o Cerrado, é recomendado a retirada gradual de árvores exóticas invasoras, para um efetivo processo de restauração, pois o desbaste muito intenso ou corte raso pode provocar a entrada de gramíneas exóticas invasoras, ocorrendo assim uma nova invasão biológica (DURIGAN; RAMOS, 2013).

Se tratando de *P. undulatum*, o manejo é mais complicado, visto que a espécie possui alta capacidade de rebrote (GOODLAND; HEALEY, 1996; IABIN-I3N, 2019). Negrelle *et al.* (2018) sugerem primeiramente o arranquio manual para as mudas, porém para os indivíduos adultos a forma mais eficiente é o controle químico da espécie. Atualmente a eficácia do uso de glifosato 2% está comprovada, na qual aplica-se no tronco da planta posteriormente realizar alguns cortes transversais, sendo que quanto menor o tempo entre o corte e a aplicação do produto, mais eficiente se torna esta técnica (SILVA; SMITH; TAVARES, 1999; NEGRELLE *et al.*, 2018; IABIN-I3N, 2019).

Para árvores retiradas com finalidade de utilização da madeira, deve-se cortar rente ao solo e aplicar rapidamente o produto químico no toco, para evitar o rebrote, neste caso utiliza-se o herbicida Garlon 480 Br diluído em óleo diesel. Ainda pode haver brotações após a aplicação destes herbicidas, neste caso deve-se aplicar novamente o glifosato nos brotos, quantas vezes forem necessárias (NEGRELLE *et al.*, 2018). Deve-se tomar muito cuidado ao planejar o controle e manejo desta espécie, pois a morte de muitos indivíduos pode contribuir para uma maior abertura de dossel e conseqüentemente haver uma nova colonização da espécie na área

(HEALEY; GOODLAND; HALL, 1992). Sendo assim, a inserção de espécies nativas logo após o manejo da EEI é fundamental (NEGRELLE *et al.*, 2018).

#### **2.4 Principais madeiras como recurso energético no Brasil e *Pittosporum undulatum***

Historicamente, a madeira sempre foi um recurso natural essencial, possuindo características diferentes entre as espécies, sendo conhecido o seu potencial para diversas aplicações, tais como fabricação de móveis, energia, construção civil, artesanato e medicinal. A madeira como fonte de energia significou um importante fator para o desenvolvimento humano tanto para países desenvolvidos como em desenvolvimento (BRITO, 2007). O incentivo do uso de biomassa florestal para geração de energia tem sido cada vez mais constante no cenário mundial, pois é considerado uma energia limpa, renovável e geradora de empregos (DA SILVA *et al.*, 2017). No entanto, é necessário o conhecimento das propriedades físicas, mecânicas e térmicas da madeira para o seu uso adequado.

A biomassa pode ser definida como qualquer matéria orgânica que pode se transformar em energia térmica, mecânica ou elétrica (SANTOS; NASCIMENTO; ALVES, 2018). O Brasil é considerado o país com maior produção de carvão vegetal no mundo, havendo 3,7% de crescimento do consumo no Brasil entre os anos de 2018 e 2019 (EPE, 2020). A biomassa florestal, representa hoje no Brasil apenas 8% da matriz energética (BELLOTE *et al.*, 2018), porém 14 milhões de famílias brasileiras utilizam lenha ou carvão para cozinhar (IBGE, 2018). Atualmente o principal recurso de biomassa florestal para geração de energia no Brasil são as espécies de eucalipto, representando 77% das florestas plantadas, com 6,97 milhões de ha em 2019, seguido do gênero *Pinus* com 18%, o que representa 1,64 milhões de ha (IBÁ, 2020). Grande parte desta contribuição de biomassa é oriunda das florestas cultivadas, representando 95% da produção de carvão vegetal.

Outra fonte importante de biomassa é a espécie *Acacia mearnsii* (acácia-negra) na qual em 2018 tinha uma área plantada no Brasil de 161.907 ha, sendo o Rio Grande do Sul o estado com maior área de cultivo da espécie (IBÁ 2020). Grande parte destes cultivos está em pequenas e médias propriedades rurais, na qual são utilizadas em sistemas agrossilvipastoris e como fonte de lenha e carvão (CALDEIRA *et al.*, 2014).

Além disso, a espécie é fixadora de nitrogênio o que também pode facilitar a sua aceitação pelos agricultores (RIEGEL *et al.*, 2008).

Na matriz energética brasileira, também se destacam espécies nativas, principalmente em função da elevada biodiversidade de espécies arbóreas e por grande parte dos fragmentos florestais estar em pequenas propriedades rurais, que utilizam destas fontes de energia principalmente para cocção de alimentos (IBGE, 2018, SFB, 2019).

Diversas espécies foram pesquisadas em relação ao potencial energético, com destaque *Mimosa scabellia* (bracatinga) para o sul do Brasil, de crescimento rápido, alta rusticidade e adaptabilidade a diversos ambientes (MENEGATTI *et al.*, 2017). A espécie além de seu uso rural, é utilizada como carvão na indústria e representa fonte de renda importante para comunidades tradicionais (STEENBOCK; REIS, 2013). Para o Centro-Oeste, Norte e Nordeste, a espécie nativa *Sclerolobium paniculatum* (carvoeiro) é utilizada como fonte de lenha e carvão (DE OLIVEIRA *et al.*, 2008; DE SOUZA *et al.*, 2008) apresentando baixo teor de cinzas e elevado rendimento gravimétrico (TERRA; VIEIRA; BARAÚNA, 2019).

Se tratando de EEIs, *Hovenia dulcis* (uva-do-Japão), é largamente cultivada no sul do Brasil, e recomendada para uso energético devido as suas propriedades físicas e térmicas (RIGATTO *et al.*, 2001). Para *P. undulatum*, a madeira possui boa qualidade para fins energéticos (lenha e carvão) (FERREIRA *et al.*, 2006; LOURENÇO *et al.*, 2011; PLANTS FOR A FUTURE, 2003), apresentando densidade de 0,60 g/cm<sup>3</sup> (LONGUI *et al.*, 2011) a 0,78 g/cm<sup>3</sup> (HEALEY; GOODLAND; HALL, 1992).

Os valores de aquecimento, teor de cinzas e composição química da madeira de *P. undulatum* foram adequados para seu uso na geração de energia no arquipélago dos Açores (Portugal), local onde a espécie é uma das principais EEIs. Para duas ilhas do arquipélago, a quantidade de biomassa de *P. undulatum* é suficiente para cobrir a demanda anual por energia elétrica (LOURENÇO *et al.*, 2011). Para a ilha Graciosa, a biomassa de *P. undulatum* foi estimada em 92,152 toneladas em peso seco, com produção anual disponível de 2,368 Ton.ano (peso seco), sendo além de fonte de energia, uma forma de controlar a espécie invasora (TEIXEIRA *et al.*, 2015).

Silva *et al.* (2017), avaliando a idade e a taxa de crescimento de *P. undulatum* de 982 árvores, encontraram plantas variando entre 4 a 108 anos e estimaram a taxa de crescimento em diâmetro de 0,38 cm.ano<sup>-1</sup>. Os autores justificam que para fazer

o manejo florestal adequado de uma espécie, é necessário primeiramente obter-se informações sobre a idade das árvores e sua taxa de crescimento.

Na Jamaica, um estudo com 27 espécies de árvores, sendo somente *P. undulatum* espécie exótica, demonstrou que a EEI apresentou a sexta maior densidade de madeira, sendo 11,3% mais densa que a média das espécies nativas, além disso, entrevistas informais com moradores da região do estudo, indicaram o uso da lenha de *P. undulatum* pela população local como uma das mais populares (GOODLAND; HEALEY, 1996; HEALEY; GOODLAND; HALL, 1992).

Porém, torna-se importante aliar o manejo de EEIs com potencial energético, ao retorno econômico como forma de diminuir os custos de controle, além de estimular a supressão da EEI e a substituição por espécies nativas (LOURENÇO *et al.*, 2011). Ademais, apesar de haver trabalhos sobre biomassa e uso da madeira de *P. undulatum* para fins energéticos, ainda são escassos as pesquisas sobre manejo e retorno econômico de EEIs, principalmente no Brasil.

### 3 Material e métodos

#### 3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em dois fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual contíguos ( $\approx 17$  ha) com diferentes estágios de regeneração e grau de bioinvasão da espécie *Pittosporum undulatum*. A escolha dos dois fragmentos baseou-se em critérios de localização e proximidade (adjacentes), mesma tipologia florestal, diferentes graus de bioinvasão e conservação e histórico de uso da terra. Os fragmentos localizam-se na Estação Experimental Cascata (EEC), Embrapa Clima Temperado, Pelotas, RS (Figura 2), região fisiográfica da Encosta do Sudeste ( $31^{\circ}37'22.7''S$   $52^{\circ}31'10.0''W$ ) (IBGE, 2012). O clima da região é classificado de acordo com Köppen como Cfa (subtropical úmido) (ALVARES *et al.*, 2013), com temperatura média de  $18,9^{\circ}C$  e precipitação média de  $1794,6$  mm.

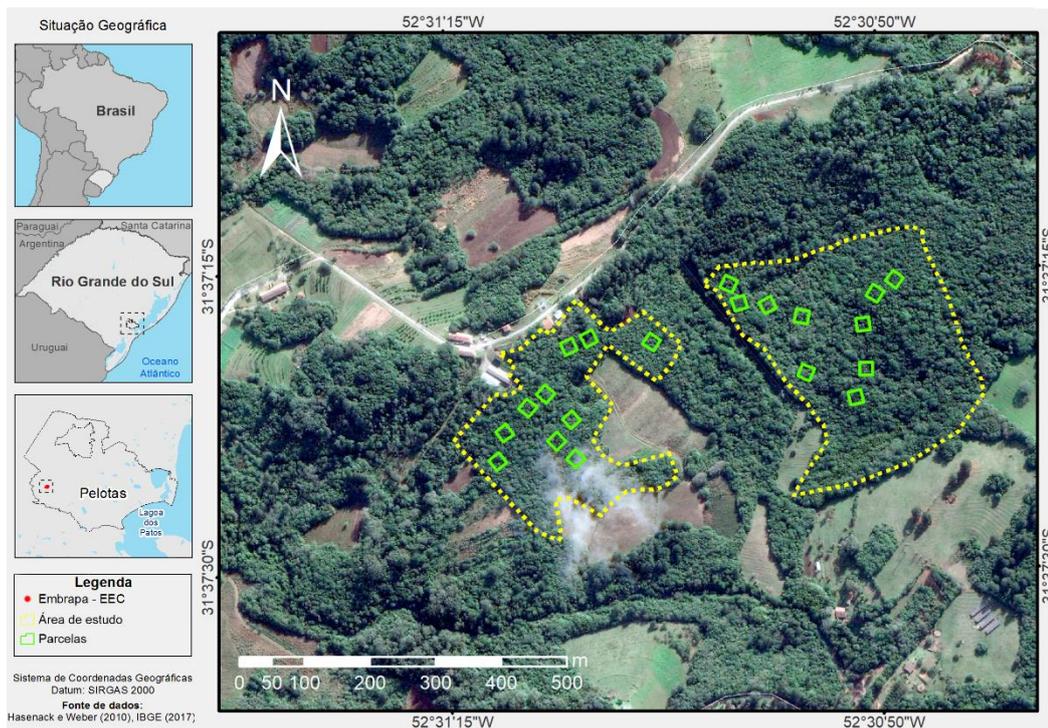


Figura 2 - Área experimental e parcelas alocadas em campo. Fragmento Alterado (esquerda), Fragmento Referência (direita). Fonte: Henrique Cunha, 2021.

Os dois fragmentos foram caracterizadas como Fragmento Alterado (com bioinvasão de *P. undulatum*) e Fragmento Referência (com baixa invasão de *P. undulatum*). O Fragmento Alterado é caracterizado por uma floresta em estágio médio de regeneração (Figura 3 A e B), de aproximadamente 5 ha, com predominância da

bioinvasora *P. undulatum*. De acordo com funcionários da Estação Experimental Cascata, até o final da década de 1970 a área do Fragmento Alterado foi um pomar de pêssigo (*Prunus persica*) e macadâmia (*Macadamia* sp.), os quais foram, no início da década de 1980, substituídos por curto período de tempo, por pequenas áreas para cultivos experimentais de batata (*Solanum tuberosum*) e cebola (*Allium cepa*). A partir desta década, permaneceu em pousio até os dias atuais (aproximadamente 40 anos).

O Fragmento Referência é caracterizado por uma floresta em estágio avançado de regeneração (Figura 3 C e D), de aproximadamente 7,7 ha onde se observa pouca presença da bioinvasora estudada, apenas em locais isolados e que sofreram distúrbios recentes (bordas). Este fragmento é composto por espécies mais avançadas no estágio sucessional florestal, como *Ocotea pulchela*, *Myrcianthes gigantea*, *Ilex dumosa* e *Cedrela fissilis*. Através de relatos de funcionários da EEC, este fragmento não sofreu alteração severa nas últimas décadas, somente o corte seletivo de algumas espécies para fins madeireiros locais.



Figura 3 - Aspecto no interior do Fragmento Alterado (A e B) e Fragmento Referência (C e D). Fonte: Autor, 2021.

### 3.2 Delineamento amostral

Para a amostragem fitossociológica, foram instaladas 20 unidades de 20 x 20 m (0,64 ha), as quais foram alocadas aleatoriamente (10 unidades em cada fragmento, Figuras 2 e 4) onde foram inventariados todos indivíduos arbóreos e arborescentes adultos. Dentro das unidades amostrais de 20 x 20 m foram instaladas as parcelas para a avaliação dos estágios jovem e regenerante, consistindo em 80 subparcelas (4 subparcelas x 20 parcelas) de 5 x 5 m cada, totalizando 0,2 ha para o estágio jovem e 80 miniparcelas (4 miniparcelas x 20 parcelas) de 2,5 x 2,5 m cada, totalizando 0,05 ha, para os regenerantes, conforme sugerido por Dorneles e Negrelle (2000). As classes de inclusão para cada estágio estão descritas na Tabela 1. As informações coletadas foram: altura total com auxílio de Trena Laser Bosch GLM 40® e régua graduada, CAP (circunferência a 1,30 m do solo) para indivíduos adultos, CAP<sub>30</sub> (circunferência a 30 cm do solo) para o estágio jovem, com auxílio de fita métrica e DAS (diâmetro a altura do solo) para os indivíduos regenerantes, com auxílio de paquímetro digital, e o nome da espécie (Figura 5). As famílias foram tratadas de acordo com APG IV (2016) e nomenclatura botânica padronizada segundo a Lista de Espécies da Flora Brasileira (Flora do Brasil, 2020).

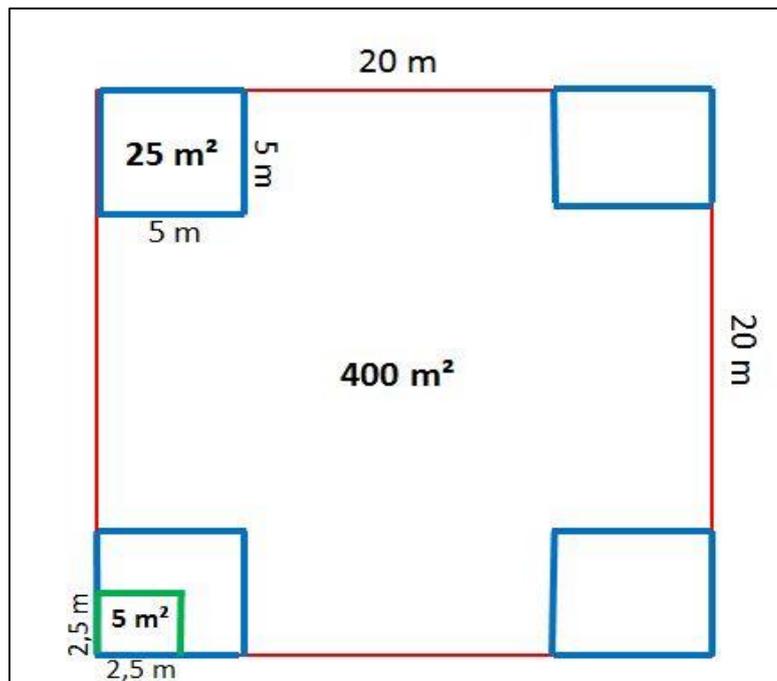


Figura 4 - Croqui das unidades amostrais para indivíduos adultos de 20 x 20 m (20 unidades amostrais de 20 x 20 m), jovens (80 subparcelas, 5 x 5 m) e regenerantes (80 subparcelas, 2,5 x 2,5 m). Fonte: Autor, 2019.

Tabela 1 - Metodologia utilizada para obtenção dos parâmetros fitossociológicos.

Estágio da planta	Parcela (m)	Nº de repetições	Dimensão (ha)	Critério de inclusão
Adultos	20 x 20	20	0,64	CAP ≥ 15cm
Jovens	5 x 5	80	0,2	CAP < 15 cm e h ≥ 1m
Regenerantes	2,5 x 2,5	80	0,05	h ≥ 10 cm e < 1m



Figura 5 - Dados dendrométricos coletados em campo. A: CAP de árvores adultas. B: CAP<sub>30</sub> de árvores jovens. C: DAS de indivíduos regenerantes. Fonte: Thales Castilhos e Artur Molina, 2020.

### 3.3 Fitossociologia e medidas de biodiversidade

Os parâmetros fitossociológicos avaliados foram densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR) e índice de valor de importância (IVI). Para obtenção dos parâmetros fitossociológicos utilizou-se o programa Fitopac versão 2.1 (SHEPHERD, 2010). Abaixo segue a explicação detalhada dos parâmetros avaliados.

- a) Densidade absoluta (DA): indica o número de indivíduos de uma espécie por unidade de área, sendo obtida pela divisão do número de indivíduos da espécie ( $n_i$ ) encontrados na unidade amostral (U), por área total amostrada, em  $m^2$  (A), sendo a unidade de medida indivíduo por ha (ind.ha). É dada pela Equação 1:

$$DA_i = n_i \cdot U/A \quad (1)$$

- b) Densidade relativa (DR): indica a porcentagem do número de indivíduos de cada espécie em relação ao número total de indivíduos amostrados. Aonde  $n_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$  e  $N$  representa o número total de indivíduos amostrados de todas as espécies. É dada pela Equação 2:

$$DR_i = n_i \cdot 100 / N \quad (2)$$

- c) Frequência absoluta (FA): indica a porcentagem da ocorrência da espécie nas unidades amostrais, em relação ao número total de unidades amostrais.  $P_i$  representa o número de unidades amostrais que a espécie ocorreu e  $P$  representa o número total de unidades amostrais. É dada pela Equação 3:

$$FA_i = P_i \cdot 100 / P \quad (3)$$

- d) Frequência relativa (FR): indica a relação entre a frequência absoluta de uma determinada espécie com as frequências absolutas de todas as espécies.  $FA_i$  representa a frequência absoluta de uma espécie e  $\sum FA$  representa a soma de todas frequências absolutas das espécies amostradas. Expressa em porcentagem. É dada pela Equação 4:

$$FR_i = FA_i \cdot 100 / \sum FA \quad (4)$$

- e) Dominância absoluta (DoA): indica a área que a espécie ocupa, somando a área basal de todos os indivíduos ( $m^2$  ha). Primeiramente se calcula a área basal ( $AB_i$ ), sendo o  $p^2$  o perímetro ao quadrado e  $\pi$  equivalendo a 3,1416. Posteriormente se calcula o  $DoA_i$ , sendo  $A$  representando a área total amostrada, em  $m^2$ . São dadas pelas Equações 5 e 6:

$$AB_i = p^2 / 4\pi \quad (5)$$

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A} \quad (6)$$

- f) Dominância relativa (DoR): indica a relação (em porcentagem) entre a área basal total de determinada espécie e a área basal de todas as espécies amostradas. Sendo  $\sum AB$  representado pelo somatório da área basal de todas as espécies amostradas. É dada pela Equação 7:

$$DoR = (AB_i / \sum AB) * 100 \quad (7)$$

- g) Índice de valor de importância (IVI): representa a importância da espécie na comunidade através da perspectiva horizontal, tendo como base os valores de densidade relativa, frequência relativa e dominância relativa. Para Felfili e Venturoli (2000), as espécies com maior IVI, são consideradas mais adaptadas ao ambiente, tendo maior sucesso em explorar recursos. É dada pela Equação 8:

$$IVI_i = DR_i + DoR_i + FR_i \quad (8)$$

Em relação as medidas de biodiversidade, a riqueza de espécies (N) foi considerada como o número de espécies registradas nos dois fragmentos e a diversidade através do conjunto de riqueza, índice de Shannon e dominância de Simpson, através do perfil de diversidade (série de Hill) (HILL, 1973). Aonde, a comunidade com maior diversidade foi aquela com menor dominância de espécies e maior equitabilidade na distribuição das abundâncias (MELO, 2008).

Na série de Hill, é gerado um gráfico onde  $Q_0$  representa a riqueza da comunidade, atribuindo a mesma importância as espécies abundantes e raras e sem levar em consideração as abundâncias relativas.  $Q_1$  representa a diversidade através do índice de Shannon, relacionando o número de espécies e suas abundâncias em uma determinada área ou comunidade, considerando igual peso entre as espécies raras e abundantes (MAGURRAN, 1988).  $Q_2$  representa o índice de dominância de Simpson, na qual espécies mais abundantes tem maior peso do que espécies raras e quanto mais o Q aumenta, maior valor se dá para as espécies dominantes (HILL, 1973; CHAO; JOST, 2015). Quanto menor for o declive da curva gerada pela sequência dos índices, maior a equitabilidade e conseqüentemente a diversidade (GODINHO-FERREIRA; AZEVEDO; REGO, 2010). Para determinar se as diferenças entre os índices de diversidade foram significativos, estimou-se os intervalos de confiança através do método *Bootstrap* com 1000 repetições, onde em havendo

sobreposição dos intervalos entre as comunidades, indica ausência de diferença significativa (CHAO; JOST, 2015).

Além disso, para validar o esforço amostral, realizou-se a curva de acumulação de espécies pelo número de indivíduos amostrados, através do método *Bootstrap* que estima a riqueza utilizando os dados de todas as espécies, sem restrição entre espécies raras e abundantes (CHAO *et al.*, 2014). Para o perfil de diversidade e curva de acumulação de espécies, utilizou-se o *software* iNEXT (HSIEH; MA; CHAO *et al.*, 2016).

A normalidade e distribuição dos dados foram realizados através do teste de Shapiro-Wilk e posteriormente para dados normais utilizou-se o teste “t” e para amostras não normais o teste Mann-Whitney, comparando os mesmos estratos entre os dos fragmentos estudados. As variáveis analisadas foram: riqueza de espécies (N), abundância de indivíduos, altura dos indivíduos (em metros), área basal (em m<sup>2</sup> Ha) e abertura de dossel (em %).

A quantificação de abertura de dossel foi obtida através de fotografias tiradas nas parcelas, com câmera Nikon D5300 e lente nikor Fisheye 6.5mm f/3.5. As fotografias foram realizadas a 1,50m do solo, em três pontos de cada parcela de 20x 20m, sendo elas a 5m da borda, a 10m e 15m, todas tiradas em direção ao Norte magnético. Posteriormente as imagens foram examinadas pelo Software Gap Light Analyser versão 2.0 e obtendo-se o valor em porcentagem (Figura 6). Para cada parcela foi calculada a média dos três valores indicados pelo programa, compondo assim a abertura de dossel da parcela (MONTE *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2009).

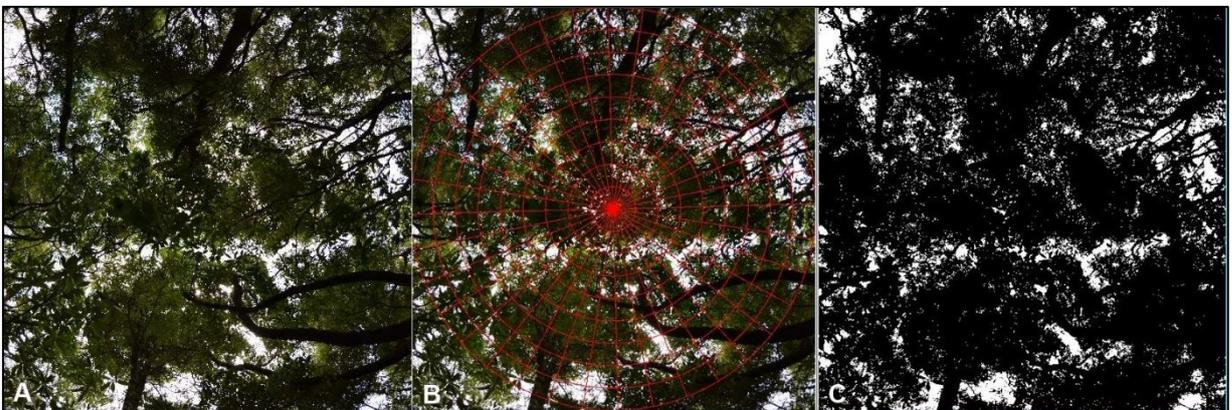


Figura 6 Imagens processada no software Gap Light Analyser. Fonte: Autor, 2020.

Com objetivo de avaliar o nível de semelhança entre os estratos e os fragmentos (similaridade), utilizou-se o Índice de similaridade de Jaccard para comparação qualitativa (dados de presença e ausência), sendo representado em porcentagem (VACCARO; LONGHI, BRENA, 1999) e o Índice de similaridade de Morisita-Horn para comparação quantitativa (levando em consideração a abundância das espécies entre as amostras (MAGURRAN, 1988). Para elaboração dos “clusters” utilizou-se o método de ligação de médias de grupos (UPGMA), em virtude deste conceder peso igual para os grupos, considerando seu tamanho (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Foi considerado como similar os grupos que apresentavam índice maior de 0,5 ou 50% (FELFILI *et al.*, 2011).

### 3.4 Seleção e caracterização da madeira de *Pittosporum undulatum*

As árvores de *P. undulatum* foram selecionadas no fragmento florestal em função de seu estado fitossanitário e com CAP > 60cm (DAP aproximado de 19 cm). Com isso, foram selecionadas 8 árvores adultas na qual foram cortadas e retiradas o primeiro segmento (0,10 a 2m) e segundo segmento (2m a 4m) para a caracterização da madeira. De cada segmento retirou-se um disco para as análises (Figura 7).



Figura 7 Material lenhoso de *Pittosporum undulatum* utilizado para as análises da madeira. A: Fuste; B: Toras; C: Discos. Fonte: Autor, 2020.

Primeiramente calculou-se a massa específica básica a 12% de umidade e o teor de umidade da madeira, de acordo com a norma da American Society for Testing and Materials D 2395 (ASTM, 2017) (Figura 8), através da Equação 9 descrita abaixo.

$$\rho_{12\%} = \left( \frac{M_{12\%}}{V_{12\%}} \right) \quad (9)$$

Em que:  $M_{12\%}$  = massa a 12 % de teor de umidade (g);  $V_{12\%}$  = volume com a amostra a 12 % de teor de umidade ( $\text{cm}^3$ ); e  $\rho_{12\%}$  = massa específica aparente a 12 % ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ).

Já o teor de umidade foi calculado através da Equação 10 descrita abaixo.

$$TU = \frac{M_u - M_s}{M_s} \times 100 \quad (10)$$

Em que:  $TU$  = teor de umidade;  $M_u$  = Massa úmida (g) e  $M_s$  = Massa seca (g).

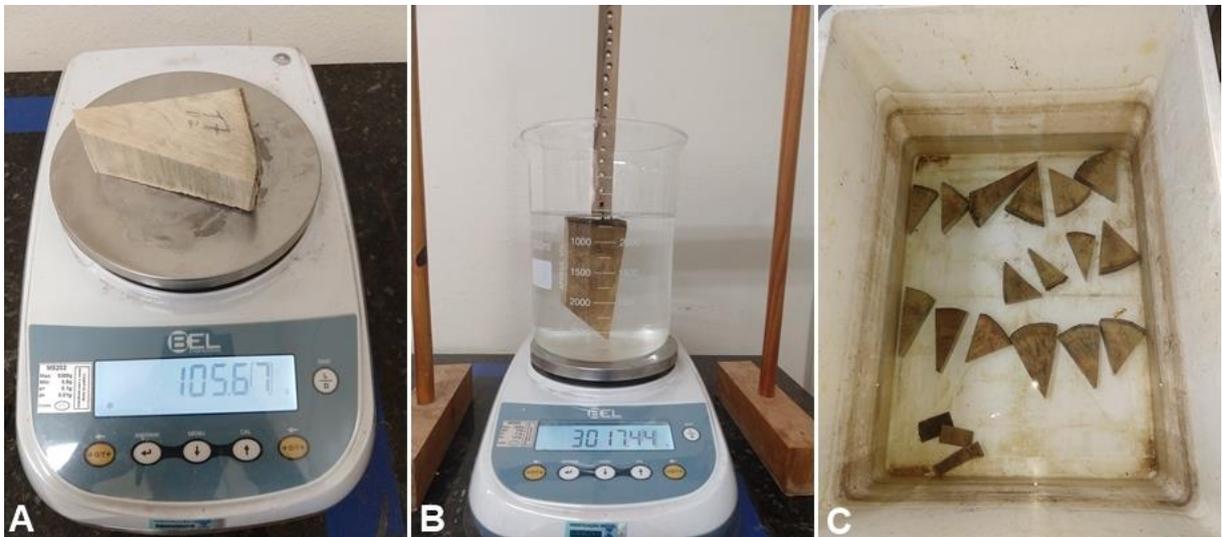


Figura 8 - Processo de obtenção da Massa Específica Básica e Teor de umidade das amostras. A: Obtenção do peso das cunhas. B: Obtenção do volume das cunhas pelo método do empuxo. C: Saturação da cunhas para obtenção do volume saturado. Fonte: Autor, 2021.

Para avaliar a propriedade térmica da madeira de *P. undulatum* realizou-se a análise termogravimétrica (TGA) em atmosfera controlada de nitrogênio (50mL/min) utilizando razões de aquecimento de  $5^{\circ}\text{C}/\text{min}$  da temperatura ambiente até  $600^{\circ}\text{C}$ . A massa utilizada em cada análise foi cerca de 2g (Figura 9 B).

Além disso, foi calculado o potencial energético da madeira de *P. undulatum* através do poder calorífico.

Primeiramente selecionou-se dois discos de cada árvore ( $n=16$ ), sendo um disco do primeiro segmento e outro do segundo segmento. Em seguida foi retirado uma cunha de cada disco e moída em moinho de facas (tipo Willey, modelo MA340 - Marconi), posteriormente realizou-se o teor de umidade (em triplicata) como pré-

requisito para determinação do poder calorífico, sendo as amostras utilizadas com 3,5% de teor de umidade final (Figura 9 A e C).

Para determinação do poder calorífico superior (PCS), utilizou-se um Calorímetro isoperibólico, modelo PARR 6200 (Figura 9 C), onde as amostras foram pesadas em balança analítica no cadinho do equipamento utilizando-se 0,4 g de amostra. Este ensaio consiste em medir a energia que é liberada na forma de calor durante o processo de combustão completa da massa do combustível, neste caso a madeira da espécie (SANT'ANNA *et al.*, 2012). Utilizou-se como base o teor de hidrogênio no valor de 2% para o cálculo do poder calorífico, conforme o estudo de Lourenço *et al* (2011) para *P. undulatum*. Para o cálculo do Poder Calorífico Inferior (PCI) utilizou-se a Equação 12 descrita abaixo, proposta por Gomide (1984):

$$PCI = PCS - 600 \left( \frac{9H}{100} \right) \quad (11)$$

Em que: PCI = poder calorífico inferior (kcal kg<sup>-1</sup>); PCS = poder calorífico superior (kcal kg<sup>-1</sup>); 600 = entalpia de vaporização da água a ± 25°C; H = teor de hidrogênio (% em base seca).



Figura 9 - Madeira moída (A) e equipamentos TGA (B) e Bomba calorimétrica (C). Fonte: Autor, 2021.

## 4 Resultados e discussão

### 4.1. Composição florística

Ao todo, foram amostrados 7.554 indivíduos, de 35 famílias botânicas, e 87 espécies arbóreas e arborescentes. Dois indivíduos da família Asteraceae não foram identificados ao nível de espécie, ficando identificados apenas até o nível de família e outros 107 indivíduos até o nível de gênero - *Pinus* sp., *Eucalyptus* sp., *Citrus* sp. e *Myrsine* spp. (Tabela 2). As famílias com maiores números de espécies foram Myrtaceae (13 espécies, sendo duas exóticas), Moraceae (6, sendo uma exótica), Euphorbiaceae e Primulaceae (5 de cada) e Lauraceae e Salicaceae (4 de cada). Dentre as espécies amostradas, sete são consideradas espécies exóticas invasoras no estado do Rio Grande do Sul, conforme marcadas com asterisco na Tabela 2 (RIO GRANDE DO SUL, 2013).

Tabela 2 – Famílias, espécies e número de indivíduos encontrados nos Fragmentos Alterado e Referência nos três estágios avaliados. Adult: indivíduos adultos. Jov: indivíduos jovens. Reg: indivíduos regenerantes.

Família	Espécie	Fragmento Alterado			Fragmento Referência		
		Adult	Jov	Reg	Adult	Jov	Reg
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i>	27	1	-	3	-	-
	<i>Schinus terebinthifolia</i>	12	-	-	-	-	-
Annonaceae	<i>Annona neosalicifolia</i>	1	-	-	-	-	-
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i>	13	3	-	5	2	-
	<i>Ilex dumosa</i>	1	-	-	-	-	-
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	2	6	33	-	-	13
Asteraceae	<i>Dasyphyllum spinescens</i>	11	1	-	1	-	-
	<i>Moquiastrium polymorphum</i>	3	-	-	-	-	-
	NI 1 asteraceae	2	-	-	-	-	-
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i>	-	-	-	1	-	-
	<i>Cordia ecalyculata</i>	-	2	4	10	-	7
Cardiopteridaceae	<i>Citronella gongonha</i>	-	-	6	1	-	3
	<i>Citronella paniculata</i>	-	-	1	9	-	-
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i>	-	-	2	6	2	3
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea lasiocoma</i>	-	-	-	-	2	1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i>	3	2	22	3	-	-
Escalloniaceae	<i>Escallonia bifida</i>	1	-	-	-	-	-
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i>	-	-	1	286	464	315
	<i>Alchornea triplinervia</i>	36	6	2	3	-	-
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	11	26	28	33	3	2

	<i>Sapium glandulosum</i>	1	-	-	-	-	-
	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	-	-	-	3	1	-
Fabaceae	<i>Calliandra tweedii</i>	1	3	3	-	-	-
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i>	-	-	-	3	-	-
	<i>Aiouea saligna</i>	-	-	-	1	1	2
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	1	4	8	4	5	16
	<i>Ocotea puberula</i>	7	2	22	-	3	10
	<i>Ocotea pulchella</i>	18	66	77	14	5	5
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	6	2	3	18	1	-
	<i>Miconia cinerascens</i>	-	8	15	-	-	-
Melastomataceae	<i>Miconia hyemalis</i>	1	4	-	-	-	-
	<i>Miconia pusilliflora</i>	12	86	43	33	24	17
	<i>Cedrela fissilis</i>	16	2	1	1	-	-
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i>	-	9	3	34	38	93
	<i>Trichilia elegans</i>	-	-	-	-	3	-
	<i>Ficus adathodifolia</i>	1	-	-	-	-	-
	<i>Ficus cestrifolia</i>	4	-	-	-	-	-
Moraceae	<i>Ficus luschnatiana</i>	1	-	-	-	-	-
	<i>Ficus organensis</i>	-	-	-	5	-	-
	<i>Morus nigra*</i>	1	-	-	-	-	-
	<i>Sorocea bonplandii</i>	-	33	26	30	138	294
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	44	32	175	19	14	29
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	9	1	2	4	-	-
	<i>Eucalyptus sp*</i>	1	-	-	-	-	-
	<i>Eugenia involucrata</i>	-	-	-	-	2	1
	<i>Eugenia rostrifolia</i>	-	-	1	31	12	6
	<i>Eugenia uniflora</i>	1	7	1	-	-	-
	<i>Eugenia uruguayensis</i>	-	10	15	5	8	24
Myrtaceae	<i>Myrcia glabra</i>	3	34	70	20	16	10
	<i>Myrcia palustris</i>	2	18	25	-	5	1
	<i>Myrcianthes gigantea</i>	-	2	-	13	4	4
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	-	3	5	-	-	-
	<i>Psidium cattleianum</i>	13	14	1	3	-	-
	<i>Syzygium jambos*</i>	-	-	-	-	1	-
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	4	26	88	31	7	38
Pinaceae	<i>Pinus sp*</i>	2	-	-	-	-	-
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum*</i>	357	619	29	1	24	-
	<i>Myrsine spp.</i>	3	2	3	32	-	3
	<i>Myrsine coriacea</i>	11	1	-	-	-	-
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i>	47	23	-	31	3	-
	<i>Myrsine loefgrenii</i>	-	-	-	4	9	-
	<i>Myrsine parvula</i>	121	41	54	1	-	1
	<i>Myrsine umbellata</i>	50	6	-	20	1	-
Quillajaceae	<i>Quillaja lancifolia</i>	26	-	-	1	-	-
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis*</i>	1	-	-	-	-	-

Rosaceae	<i>Citrus sp.</i>	-	8	1	1	3	1
	<i>Eriobotrya japonica*</i>	-	5	14	-	1	3
	<i>Prunus myrtifolia</i>	2	2	4	4	-	1
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i>	7	330	364	91	228	332
	<i>Guettarda uruguensis</i>	1	-	-	-	-	-
	<i>Randia ferox</i>	-	-	-	2	-	-
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	-	-	3	-	-
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	14	5	5	4	5	5
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i>	3	9	3	23	7	2
	<i>Casearia decandra</i>	24	70	64	8	14	15
	<i>Casearia sylvestris</i>	74	35	7	14	1	-
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	10	29	21	9	4	12
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	43	20	102	19	1	22
	<i>Cupania vernalis</i>	4	25	36	13	22	71
	<i>Matayba elaeagnoides</i>	2	2	6	-	1	13
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	-	-	-	4	5	2
	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	-	1	1	2	3	6
	<i>Pouteria gardneriana</i>	-	-	2	-	-	-
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i>	6	2	7	1	-	3
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i>	-	-	2	-	1	-
	<i>Symplocos uniflora</i>	1	4	-	1	1	-
Verbenaceae	<i>Citharexylum montevidense</i>	-	2	-	9	-	-

\*Espécie exótica invasora no Rio Grande do Sul conforme portaria 79/2013 (RIO GRANDE DO SUL, 2013).

Para o Fragmento Alterado obteve-se 1.080 indivíduos adultos, 1.654 indivíduos jovens e 1.408 regenerantes, compreendendo 75 espécies de 33 famílias botânicas. Para o Fragmento Referência registrou-se 931 indivíduos adultos, 1.095 jovens e 1.386 regenerantes, compreendendo 65 espécies de 30 famílias botânicas (Tabela 3).

Tabela 3 - Número de indivíduos, espécies e famílias dos Fragmentos Alterado e Referência.

	Fragmento Alterado				Fragmento Referência			
	Adulto	Jovem	Reg.	Total	Adulto	Jovem	Reg.	Total
<b>Nº de indivíduos (N)</b>	1080	1654	1408	<b>4112</b>	931	1095	1386	<b>3412</b>
<b>Nº de espécies (S)</b>	57	51	48	<b>75</b>	55	43	38	<b>65</b>
<b>Nº de famílias</b>	28	26	24	<b>33</b>	28	20	20	<b>30</b>

Para os indivíduos adultos a riqueza apresentada foi de 57 espécies para o Fragmento Alterado e 55 para o Fragmento Referência. Desconsiderando as EEIs a

riqueza foi de 52 e 53 respectivamente (Tabela 4). Em outros estudos realizados na mesma tipologia florestal no Rio Grande do Sul e considerando somente árvores adultas, foi observada riqueza diversidade de Shannon e Equabilidade de Pielou semelhantes ao presente trabalho (LONGHI *et al.*, 2008; JURINITZ; JARENKOW, 2003; DE MARCHI; JARENKOW, 2008; SOUZA, 2001). Quando é calculado, no fragmento alterado, os índices de diversidade, retirando as EEIs, nota-se um aumento na diversidade ( $H'$ ) e equabilidade ( $J$ ), mostrando que as abundâncias das espécies estão mais bem distribuídas. Percebe-se que mesmo com a presença de *P. undulatum* na floresta secundária aparentemente não está alterando a riqueza e abundância das espécies nativas, uma vez que o Fragmento Alterado, considerando as EEIs, está com resultados acima de quatro dos cinco trabalhos comparados. Porém, pode ser que a presença de *P. undulatum* esteja alterando a composição. Durante a sucessão secundária as florestas tropicais podem recuperar rapidamente a riqueza de espécies ao longo da sucessão, no entanto a composição e abundância relativa pode levar séculos. A cobertura florestal da paisagem e disponibilidade de propágulos de espécies de ciclo mais longo são fatores que influenciam na composição de espécies (ROZENDAAL *et al.*, 2019).

Tabela 4 - Estudos fitossociológicos realizados na Floresta Estacional Semidecidual no RS.

<b>Estudos Fitossociológicos</b>	<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>J</b>	<b>Abundância</b>
Fragmento Alterado c/ invasoras	57	2,769	0,685	1080
Fragmento Alterado s/ invasoras*	52	3,16	0,8	758
Fragmento Referência**	53	2,96	0,741	931
Jarenkow; Waechter (2001)	55	2,244	0,56	1855
Souza (2001)	45	2,52	0,66	1733
Jurinitz; Jarenkow (2003)	69	3,204	0,853	2236
De Marchi; Jarenkow (2008)	29	2,342	0,695	2179
Longui <i>et al.</i> (2008)	81	1,995	-	3854

\*Cálculo realizado retirando todas espécies exóticas invasoras. \*\* Retirado os dois indivíduos das duas espécies EEIs presentes no fragmento, porém não alterando os valores de diversidade. S = número de espécies;  $H'$  = Índice de Shannon; J = Equabilidade de Pielou; Abundância = abundância de indivíduos.

As famílias mais representativas foram Myrtaceae, Moraceae, Euphorbiaceae, Primulaceae, Lauraceae e Salicaceae. Segundo Sobral *et al.*, (2006) as mirtáceas, representam a maior família em número de espécies na flora arbórea do Rio Grande do Sul. As outras famílias citadas como mais representativas no presente trabalho, foram observadas em diversos levantamentos realizados na mesma tipologia florestal

no RS (VENZKE, 2012; LONGHI *et al.*, 2008; JURINITZ; JARENKOW, 2003; DE MARCHI; JARENKOW, 2008; SOUZA, 2001). Cabe ressaltar que para todos os trabalhos citados acima, apenas Longhi *et al.*, (2008) faz menção a espécies exóticas invasoras. Para todos os outros 25 fragmentos avaliados, os autores não mencionam a presença de espécies exóticas. Moro; Martins (2011) ressaltam a importância de incluir espécies exóticas invasoras em trabalhos de fitossociologia, pois podem contribuir para pesquisas sobre bioinvasão.

Em relação ao esforço amostral, as curvas de rarefação obtidas permitem observar que a comunidade foi suficientemente amostrada nos dois fragmentos avaliados, principalmente em relação aos indivíduos jovens e regenerantes, pois as curvas dos gráficos estão mais perto da estabilização horizontal (Figura 10 A, B e C). As curvas foram realizadas comparando o esforço amostral por estágio, entre os dois fragmentos avaliados, devido à diferença no tamanho amostral conforme o estágio (Figura 10 A, B e C). Para os adultos e jovens a extrapolação de riqueza de espécies é igual, porém para os regenerantes do Fragmento Alterado houve maior número de espécies tanto para os dados amostrados quanto extrapolados. Este fato pode ser atribuído ao Fragmento Alterado estar em um estágio anterior de regeneração e apresentar mais perturbações ambientais, favorecendo o estabelecimento de espécies heliófitas e a chegada de propágulos, aumentando a riqueza de espécies em estágio sucessionais iniciais. Para Alves; Metzger (2006), as plântulas representam uma das principais fontes de regeneração após a ocorrência de perturbações.

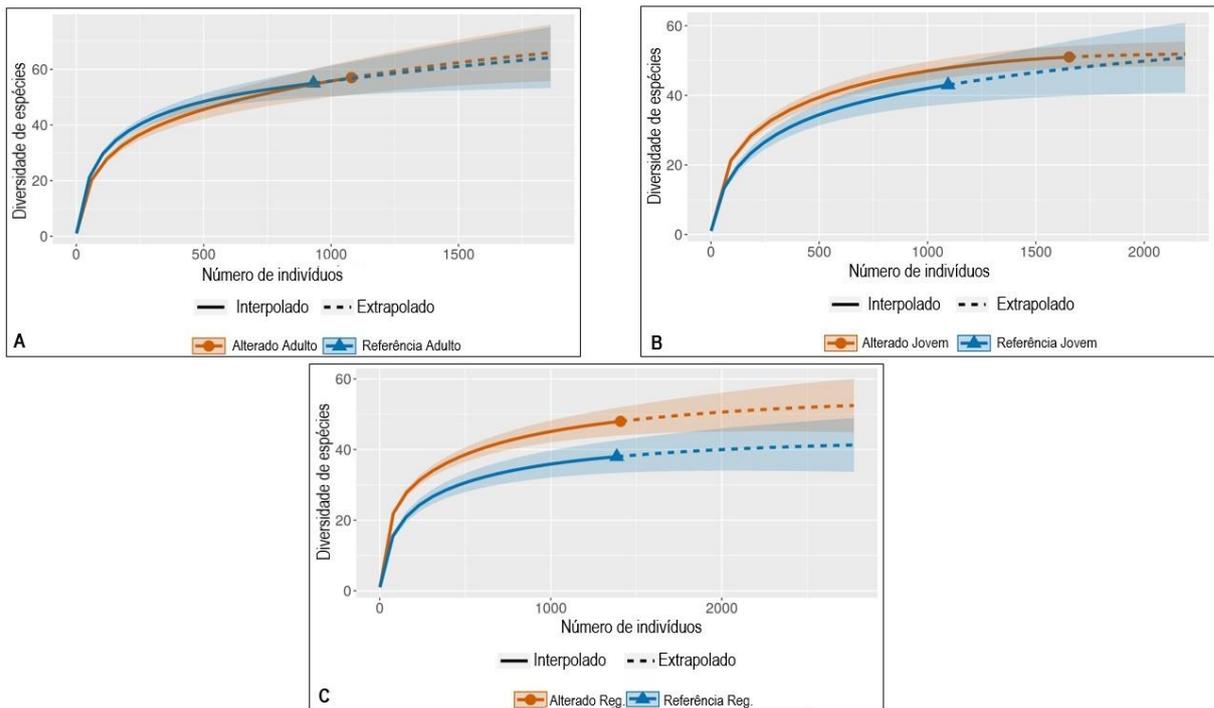


Figura 10 - Curva de rarefação e extrapolação baseada no número de indivíduos nos três estratos avaliados dos dois fragmentos. Tamanho da amostra (linha sólida) e extrapolação (linha tracejada). A. Adultos; B. Jovens e C. Regenerantes.

Para avaliar a rarefação em fragmentos em diferentes idades, é mais adequado a utilização do número de indivíduos em detrimento do tamanho da área, visto que em locais com regeneração em estágio inicial, pode haver uma interpretação errônea de que esta é mais diversa do que uma floresta em estágio avançado, simplesmente por haver maior densidade de indivíduos em florestas mais jovens (TABARELLI; MANTOVANNI, 1999; SIMISKI *et al.*, 2013). Porém, quando comparado o número de indivíduos, pode-se obter resultado diferente, mostrando que para um mesmo número de indivíduos a floresta em estágio avançado é mais rica em espécies que a em estágio inicial (MORO; MARTINS, 2011). Em estudo realizado na Floresta Ombrófila Mista, no Paraná, a amostragem de 1622 indivíduos adultos foi suficiente para representar a comunidade florestal (SCIPIONI *et al.*, 2018).

## 4.2 Fitossociologia

Primeiramente serão abordados os parâmetros fitossociológicos dos três estágios (adultos, jovens e regenerantes) do Fragmento Alterado (com presença de

*P. undulatum*). Posteriormente, nesta mesma sequência, serão abordados os estágios do Fragmento Referência. Para a inserção das tabelas, foram selecionadas as dez espécies mais importantes, de acordo com o IVI em ordem decrescente. Somente para o estágio regenerante do Fragmento Alterado foi utilizado as doze espécies mais importantes, para inclusão de *P. undulatum*. A lista completa de todas as espécies e parâmetros fitossociológicos estão no Apêndices A,B,C,D,E e F.

Em relação aos parâmetros fitossociológicos, para a comunidade arbórea (estágio adulto) do Fragmento Alterado, a riqueza registrada foi de 57 espécies distribuídas em 28 famílias, sendo a área basal total de 32,216 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e densidade de 2.700 ind.ha<sup>-1</sup>. Neste fragmento e estágio, *P. undulatum* apresentou os maiores valores em todos os parâmetros fitossociológicos, inclusive com IVI duas vezes superior ao IVI de *Myrsine parvula* (Tabela 3). *Pittosporum undulatum* apresentou uma densidade relativa de 33,06% e absoluta de 892,5 ind.ha<sup>-1</sup>. Além disso, a espécie esteve presente em todas as parcelas (FA = 100%), e representou 23,75% da área basal dos indivíduos amostrados, com 7,65 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (Tabela 5).

Tabela 5 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio adulto do Fragmento Alterado.

Espécie	N	DA (ind ha <sup>-1</sup> )	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	DoR (%)	IVI
<i>Pittosporum undulatum</i> *	357	892,5	33,06	10	100	4,95	7,65	23,75	61,76
<i>Myrsine parvula</i>	121	302,5	11,2	9	90	4,46	4,41	13,7	29,36
<i>Casearia sylvestris</i>	74	185	6,85	10	100	4,95	1,33	4,13	15,93
<i>Alchornea triplinervia</i>	36	90	3,33	10	100	4,95	2,41	7,49	15,77
<i>Myrsine umbellata</i>	50	125	4,63	8	80	3,96	1,42	4,42	13,01
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	44	110	4,07	10	100	4,95	0,91	2,83	11,86
<i>Allophylus edulis</i>	43	107,5	3,98	10	100	4,95	0,9	2,79	11,72
<i>Myrsine guianensis</i>	47	117,5	4,35	6	60	2,97	1,36	4,21	11,53
<i>Quillaja lancifolia</i>	26	65	2,41	6	60	2,97	1,73	5,37	10,75
<i>Lithraea brasiliensis</i>	27	67,5	2,5	8	80	3,96	1,16	3,59	10,05

N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; Nparc = número de parcelas que a espécie ocorreu; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa e IVI = índice de valor de importância. \*espécie exótica invasora para o estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2013).

Para os indivíduos jovens desta comunidade, a riqueza registrada foi de 51 espécies distribuídas em 26 famílias, sendo a área basal total de 37,276 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e densidade de 16.540 ind.ha<sup>-1</sup>. Novamente *P. undulatum* apresentou os maiores

valores em todos os parâmetros fitossociológicos, com IVI de 85,72, tendo como a segunda espécie com maior IVI a *Faramea montevidensis* (43,34). *Pittosporum undulatum* apresentou densidade relativa de 37,42% e absoluta de 6.190 ind.ha<sup>-1</sup>. A espécie esteve presente em 38 das 40 parcelas, (FA = 95%), e representou 39,83% da área basal dos indivíduos amostrados, com 14,85 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (Tabela 6).

Tabela 6 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio jovem do Fragmento Alterado.

Espécie	N	DA (ind ha <sup>-1</sup> )	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	DoR (%)	IVI
<i>Pittosporum undulatum</i> *	619	6190	37,42	38	95	8,46	14,85	39,83	85,72
<i>Faramea montevidensis</i>	330	3300	19,95	36	90	8,02	5,73	15,37	43,34
<i>Miconia pusilliflora</i>	86	860	5,2	28	70	6,24	0,96	2,57	14,00
<i>Ocotea pulchella</i>	66	660	3,99	28	70	6,24	1,35	3,62	13,84
<i>Casearia decandra</i>	70	700	4,23	23	57,5	5,12	1,58	4,24	13,60
<i>Casearia sylvestris</i>	35	350	2,12	20	50	4,45	1,56	4,17	10,75
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	32	320	1,93	21	52,5	4,68	1,21	3,26	9,87
<i>Myrsine guianensis</i>	23	230	1,39	14	35	3,12	1,4	3,75	8,26
<i>Sorocea bonplandii</i>	33	330	2	14	35	3,12	1,1	2,95	8,06
<i>Allophylus edulis</i>	20	200	1,21	13	32,5	2,9	1,39	3,72	7,83

N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; Nparc = número de parcelas que a espécie ocorreu; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa e IVI = índice de valor de importância. \*espécie exótica invasora para o estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2013).

No estágio regenerante do Fragmento Alterado, a riqueza registrada foi de 48 espécies distribuídas em 24 famílias, com densidade de plântulas de 56.320 ind.ha<sup>-1</sup>. Para este estrato, o *P. undulatum* ocupou o 12º lugar no IVI (2,06), ficando atrás de 11 espécies nativas, sendo a espécie *Blepharocalyx salicifolius* com maior IVI (25,85). *Blepharocalyx salicifolius* apresentou densidade relativa de 25,85% e absoluta de 14.560 ind.ha<sup>-1</sup>. *Pittosporum undulatum* apresentou densidade relativa de 2,06% e absoluta de 1.160 ind.ha<sup>-1</sup>. além disso, esteve presente em 17 das 40 amostras (FA = 42,50%) (Tabela 7).

Tabela 7 - Parâmetros fitossociológicos das doze espécies mais importantes do estágio regenerante do Fragmento Alterado

Espécie	N	DA (ind ha <sup>-1</sup> )	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	IVI
<i>Faramea montevidensis</i>	364	14560	25,85	36	90	7,74	33,59
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	175	7000	12,43	35	87,5	7,53	19,96

<i>Allophylus edulis</i>	102	4080	7,24	26	65	5,59	12,84
<i>Guapira opposita</i>	88	3520	6,25	30	75	6,45	12,7
<i>Ocotea pulchella</i>	77	3080	5,47	31	77,5	6,67	12,14
<i>Myrcia glabra</i>	70	2800	4,97	26	65	5,59	10,56
<i>Casearia decandra</i>	64	2560	4,55	24	60	5,16	9,71
<i>Myrsine parvula</i>	54	2160	3,84	21	52,5	4,52	8,35
<i>Cupania vernalis</i>	36	1440	2,56	19	47,5	4,09	6,64
<i>Miconia pusilliflora</i>	43	1720	3,05	16	40	3,44	6,49
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	33	1320	2,34	19	47,5	4,09	6,43
<i>Pittosporum undulatum</i> *	29	1160	2,06	17	42,5	3,66	5,72

N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; Nparc = número de parcelas que a espécie ocorreu; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa e IVI = índice de valor de importância. \*espécie exótica invasora para o estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2013).

Quanto ao estágio adulto do Fragmento Referência, a riqueza registrada foi de 55 espécies distribuídas em 28 famílias, sendo a área basal total de 39,818 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e densidade de 2.327,5 ind.ha<sup>-1</sup>. A espécie *Actinostemon concolor* apresentou os maiores valores em todos os parâmetros fitossociológicos, com IVI de 42,33, muito acima da segunda espécie *Faramea montevidensis* (IVI = 11,37). *Actinostemon concolor* apresentou densidade relativa de 32,72% e absoluta de 715 ind.ha<sup>-1</sup>. Além disso, a espécie esteve presente em 9 das 10 parcelas (FA = 90%), e representou 7,59% da área basal dos indivíduos amostrados, com 3,02 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. A espécie *F. montevidensis* esteve presente em 100% das parcelas, apresentando densidade relativa de 9,77% e absoluta de 227,5 ind.ha (Tabela 8). Neste fragmento foram amostrados os maiores indivíduos em CAP e altura, sendo a espécie *Ficus organensis* com o maior CAP (370 cm) e *Vitex megapotamica* com maior altura (19,6 m). *Pittosporum undulatum* foi amostrada no estágio adulto (n=1, altura = 9,7 m e CAP = 29 cm) e jovem (n=24), não havendo presença da espécie na regeneração da floresta.

Tabela 8 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio adulto do Fragmento Referência.

Espécie	N	DA (ind ha <sup>-1</sup> )	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	DoR (%)	IVI
<i>Actinostemon concolor</i>	286	715	30,72	9	90	4,02	3,02	7,59	42,33
<i>Faramea montevidensis</i>	91	227,5	9,77	10	100	4,46	0,64	1,6	15,84
<i>Ficus organensis</i>	5	12,5	0,54	4	40	1,79	4,8	12,04	14,37
<i>Myrsine spp.</i>	32	80	3,44	8	80	3,57	2,72	6,83	13,84
<i>Guapira opposita</i>	31	77,5	3,33	6	60	2,68	2,71	6,81	12,81

<i>Luehea divaricata</i>	18	45	1,93	8	80	3,57	2,86	7,19	12,7
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	33	82,5	3,54	8	80	3,57	1,69	4,24	11,36
<i>Myrcia glabra</i>	20	50	2,15	9	90	4,02	1,75	4,4	10,57
<i>Eugenia rostrifolia</i>	31	77,5	3,33	7	70	3,13	1,28	3,23	9,68
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	19	47,5	2,04	7	70	3,13	1,75	4,39	9,56

N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; Nparc = número de parcelas que a espécie ocorreu; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa e IVI = índice de valor de importância.

Para o estágio jovem da floresta, a riqueza registrada foi de 43 espécies distribuídas em 20 famílias, sendo a área basal total de 5,335 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e densidade de 10.950 ind.ha<sup>-1</sup>. Para este estrato as três espécies mais importantes foram *A. concolor* (IVI= 97,59), *F. montevidensis* (IVI= 60,31) e *Sorocea bonplandii* (IVI = 34,34). *Actinostemon concolor* apresentou densidade relativa de 42,37% e absoluta de 4.640 ind.ha<sup>-1</sup>. Além disso, a espécie esteve presente em 33 das 40 parcelas (FA = 82,50%), e representou 42,52% da área basal dos indivíduos amostrados, com 2,27 m<sup>2</sup>. Ha<sup>-1</sup>. A espécie *F. montevidensis* esteve presente em 36 das 40 parcelas (FA = 90%), apresentando densidade relativa de 20,82% e absoluta de 2.280 ind.ha<sup>-1</sup>. *Pittosporum undulatum* ocupou o 9º lugar no IVI (6,26), com 24 indivíduos e densidade absoluta de 240 ind.ha, estando presente em sete parcelas das 40 avaliadas (FR = 17,5%) (Tabela 9).

Tabela 9 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio jovem do Fragmento Referência.

Espécie	N	DA (ind ha <sup>-1</sup> )	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	DoA (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	DoR (%)	IVI
<i>Actinostemon concolor</i>	464	4640	42,37	33	82,5	12,69	2,27	42,52	97,59
<i>Faramea montevidensis</i>	228	2280	20,82	36	90	13,85	1,37	25,64	60,31
<i>Sorocea bonplandii</i>	138	1380	12,6	31	77,5	11,92	0,52	9,82	34,34
<i>Trichilia clausenii</i>	38	380	3,47	15	37,5	5,77	0,12	2,16	11,40
<i>Miconia pusilliflora</i>	24	240	2,19	12	30	4,62	0,16	2,97	9,77
<i>Myrcia glabra</i>	16	160	1,46	11	27,5	4,23	0,13	2,51	8,20
<i>Eugenia rostrifolia</i>	12	120	1,1	10	25	3,85	0,13	2,38	7,33
<i>Cupania vernalis</i>	22	220	2,01	8	20	3,08	0,07	1,36	6,45
<i>Pittosporum undulatum*</i>	24	240	2,19	7	17,5	2,69	0,07	1,37	6,26
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	14	140	1,28	8	20	3,08	0,06	1,06	5,42

N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; Nparc = número de parcelas que a espécie ocorreu; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa e IVI = índice de valor de importância. \*espécie exótica invasora para o estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2013).

Em relação ao estágio regenerante, a riqueza registrada foi de 38 espécies distribuídas em 20 famílias, com densidade de 55.440 ind.ha<sup>-1</sup>. Para este estágio as três espécies mais importantes também foram *F. montevidensis* (IVI = 34,34), *S. bonplandii* (IVI = 32,49) e *A. concolor* (IVI = 31,63), semelhante ao estrato médio, somente com mudança de ordem entre duas espécies. *Faramea montevidensis* apresentou densidade relativa de 23,95% e absoluta de 13.280 ind.ha<sup>-1</sup>. Para *A. concolor* a densidade relativa foi de 22,73% e 12.600 ind.ha<sup>-1</sup> e para *S. bonplandii*, 21,21% e 11.760 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Todas as três espécies obtiveram frequência absoluta igual ou superior a 75% (Tabela 10).

Tabela 10 - Parâmetros fitossociológicos das dez espécies mais importantes do estágio regenerante do Fragmento Referência.

Espécie	N	DA (ind ha <sup>-1</sup> )	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	IVI
<i>Faramea montevidensis</i>	332	13280	23,95	35	87,5	10,39	34,34
<i>Sorocea bonplandii</i>	294	11760	21,21	38	95	11,28	32,49
<i>Actinostemon concolor</i>	315	12600	22,73	30	75	8,9	31,63
<i>Cupania vernalis</i>	71	2840	5,12	32	80	9,5	14,62
<i>Trichilia clausenii</i>	93	3720	6,71	26	65	7,72	14,43
<i>Guapira opposita</i>	38	1520	2,74	22	55	6,53	9,27
<i>Eugenia uruguayensis</i>	24	960	1,73	17	42,5	5,04	6,78
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	29	1160	2,09	12	30	3,56	5,65
<i>Allophylus edulis</i>	22	880	1,59	10	25	2,97	4,55
<i>Miconia pusilliflora</i>	17	680	1,23	10	25	2,97	4,19

N = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; Nparc = número de parcelas que a espécie ocorreu; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa e IVI = índice de valor de importância.

É notável a bioinvasão de *P. undulatum* na região estudada, tendo como reflexo o Fragmento Alterado, na qual a espécie é dominante entre os indivíduos adultos e jovens, apresentando os maiores valores de IVI. O IVI representa a quão bem adaptada à espécie está ao ambiente, obtendo assim maior sucesso em explorar recursos, devido a sua alta frequência, área basal e densidade de indivíduos, variáveis que compõe o cálculo de IVI (FELFILI; VENTUROLI, 2000).

Para o estágio adulto, de cada três indivíduos amostrados, um deles é de *P. undulatum*, o mesmo se repete para o estágio jovem. Outro parâmetro que reflete esta dominância de *P. undulatum* é a densidade absoluta, na qual a estimativa de indivíduos adultos é de 892 ind.ha<sup>-1</sup>, 6.190 ind.ha<sup>-1</sup> de jovens e 1.160 regenerantes.

Esta dominância da espécie é relatada por outros autores em áreas com bioinvasão de *P. undulatum*. Em pesquisa realizada na mesma região da área do presente estudo, em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, a EEI obteve os maiores índices em todos parâmetros fitossociológicos, inclusive IVI, com densidade relativa variando de 12% a 67% e absoluta variando de 250 a 1.492 ind.ha<sup>-1</sup>, considerando apenas os indivíduos adultos (KARAM; CARDOSO, 2010). Altos valores também foram observados em Portugal na qual a espécie apresentou frequências relativas variando de 70 a 100% e densidade de 1.001 a 9.992 ind.ha<sup>-1</sup>, sendo considerada a EEI lenhosa mais importante no Arquipélago dos Açores (LOURENÇO *et al.*, 2011; SILVA; PEGUEROLES, 2015).

Esta alta densidade da EEI e conseqüentemente elevada área basal está relacionada com as características da espécie, na qual possui alta plasticidade, ocorrendo em diversos tipos de solos e tipologias florestais, além de suportar seca e resistir a inundações sazonais (BEDGGOOD; MCMAHON; JAREMOVIC, 1989; SMITH, 1990; MIELKE *et al.*, 2015; VENZKE; MATTEI; COSTA, 2018). Apesar de ocorrer em uma ampla zona climática, o clima da sua área de ocorrência natural (Cfb) possui características semelhantes a presente área com bioinvasão (Cfa), podendo favorecer o estabelecimento e sucesso de *P. undulatum* nesta região (GLEADOW; ASHTON, 1981; PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). Outros fatores que colaboram com o sucesso da espécie é o seu crescimento tanto em ambientes sombreados ou não, velocidade de crescimento alta, precocidade reprodutiva e alta capacidade de rebrote a partir de ramos cortados (IABIN-I3N, 2019).

As aves são reconhecidas como o principal agente de dispersão de diversas exóticas invasoras (GOSPER; STANSBURY; VIVIAN-SMITH, 2005), no caso de *P. undulatum* já foram registrados espécies de *Turdus* spp. (sabiá) e *Pitangus sulphuratus* (bem-te-vi) alimentando-se dos seus frutos (CAMPAGNOLI *et al.*, 2016; HELENO *et al.*, 2011; DE FREITAS *et al.*, 2020). Além da dispersão, a espécie *P. sulphuratus* potencializou a germinação de *P. undulatum*, se tornando um importante dispersor da invasora e possivelmente contribuindo para a expressiva invasão de *P. undulatum* na região do presente estudo, visto que a ave é comum e abundante (DE FREITAS *et al.*, 2020). Este fator pode ser um dos principais para a elevada abundância e dominância da espécie no fragmento, pois além da alta plasticidade o *P. undulatum* é favorecido pela ingestão e defecação do bem-te-vi, aumentando a taxa de germinação e a velocidade de germinação da EEI.

### 4.3 Variáveis ambientais, de diversidade e dendrométricas

Em relação à abertura do dossel (%), houve diferença significativa entre os fragmentos avaliados conforme o teste Mann-Whitney (Tabela 11) na qual para o Fragmento Referência obteve-se uma média de 9,23% e para o Fragmento Alterado obteve média de 12,24%. Para as variáveis riqueza de espécies e abundância de indivíduos entre os fragmentos, houve diferença significativa apenas para riqueza, na qual para o Fragmento Alterado a riqueza foi de  $S = 75$  e o Fragmento Referência  $S = 65$ , considerando todos os estágios. Para a abundância entre os fragmentos não houve diferença significativa, conforme o teste Mann-Whitney (Tabela 11).

Para as variáveis dendrométricas altura e área basal verificaram-se diferenças significativas entre os fragmentos na qual a área basal total do Fragmento Alterado foi de  $69,792 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  e do Fragmento Referência foi de  $45,153 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ .

Tabela 11 - Teste de significância de Mann Whitney ( $p < 0,005$ ) para as variáveis ambientais, de diversidade e dendrométricas entre os Fragmentos Alterado e Referência.

Variáveis analisadas	Valor de z	Valor de p
<b>Abertura de dossel</b>	2,986	0,002 <sup>a</sup>
<b>Riqueza</b>	5,538	0,001 <sup>a</sup>
<b>Abundância</b>	0,075	0,939
<b>Altura</b>	3,476	0,000 <sup>a</sup>
<b>Área Basal</b>	8,876	0,001 <sup>a</sup>

\* <sup>a</sup> Valores estatisticamente significativos.

Para cada estrato foi realizado o perfil de diversidade estimado, comparando primeiramente os dois fragmentos avaliados (Figura 11) e posteriormente os diferentes estratos entre os dois fragmentos (Figura 12 A, B e C). Na comparação entre as áreas estudadas, o Fragmento Alterado obteve maior diversidade e menor dominância, para a riqueza estimada (*bootstrap* com 1000 repetições) entre as duas áreas não houve significância, devido à sobreposição dos intervalos em  $Q_0$ .

Quando comparados os mesmos estratos dos diferentes fragmentos, alguns padrões mostraram-se diferentes. Para o estrato superior, através do perfil de diversidade observa-se maior diversidade ( $q_1$ ) no Fragmento Referência, porém para

a riqueza de espécies ( $q_0$ ), e dominância ( $q_2$ ), não houve diferença significativa entre os estratos superiores (Figura 12.A).

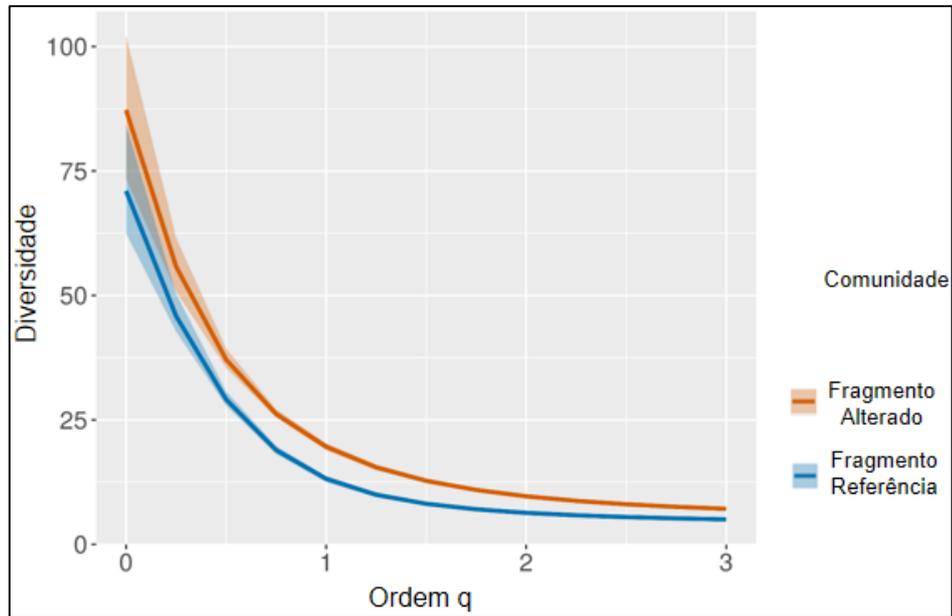


Figura 11 - Perfil de Diversidade dos Fragmentos Alterado e Referência.

Para o estágio jovem, houve maior riqueza de espécies no Fragmento Referência, porém sem diferença significativa. Neste estágio, o Fragmento Alterado obteve os maiores valores de diversidade e menor dominância (Figura 5. B).

Quanto ao estágio regenerante, houve maior riqueza de espécies, diversidade e dominância no Fragmento Alterado, sendo também que a riqueza não diferiu significativamente entre os fragmentos (Figura 5. C). Apesar da bioinvasão de *P. undulatum* o Fragmento Alterado apresentou maior riqueza, altura dos indivíduos e abundância (somente este não significativo). Embora haja uma elevada bioinvasão, o Fragmento Alterado no geral é mais diverso e equitável (as abundâncias das espécies são mais bem distribuídas). Porém, para os dados estimados a riqueza não houve diferença significativa, padrão que se observa novamente para os perfis de diversidade dos estágio jovem e regenerante aonde o Fragmento Referência apresenta elevada dominância de espécies para os estágios jovem e regenerante, na qual apenas três espécies representaram 75,7% (jovens) e 67,8% (regenerantes) dos indivíduos amostrados (Tabela 9 e 10).

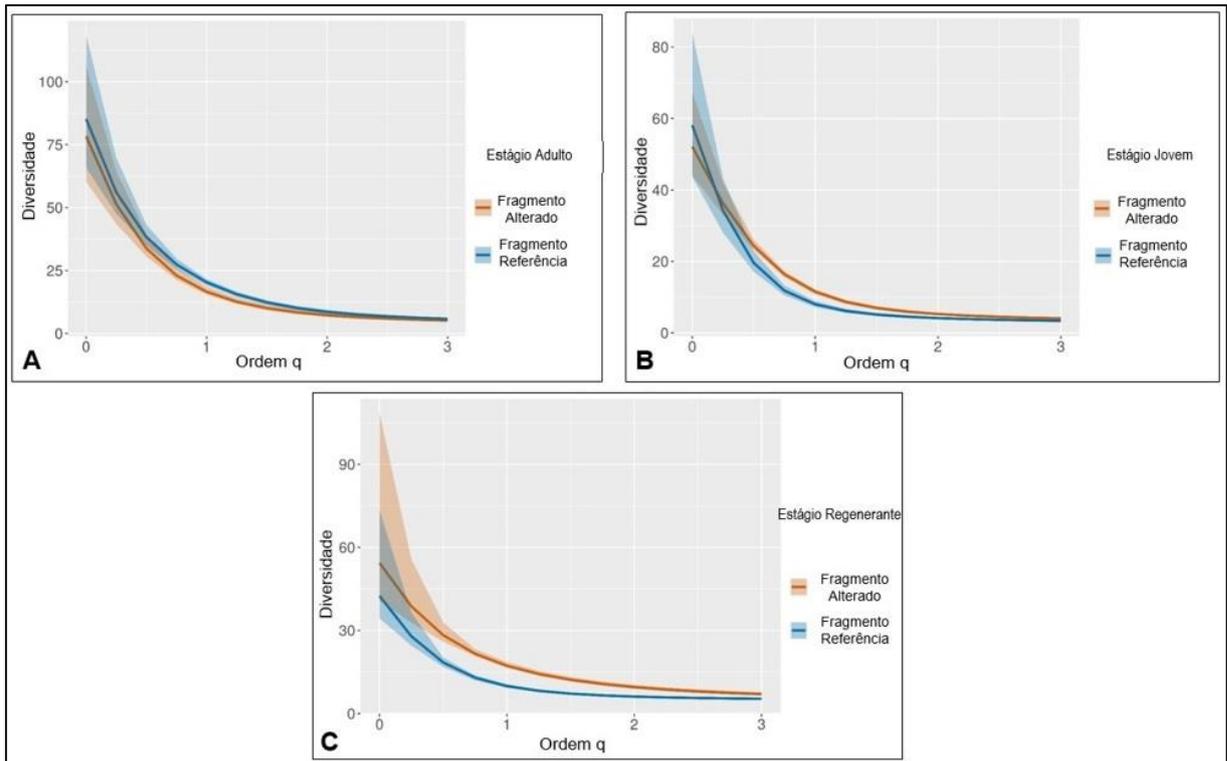


Figura 12 - Perfis de Diversidade dos diferentes estratos dos Fragmentos Alterado e Referência. A. estágio adulto; B. estágio jovem e C. estágio regenerante.

A menor altura no Fragmento Referência pode ser explicado pela dominância de espécies que ocorrem tradicionalmente no sub-bosque da floresta, na qual são tipicamente menores em altura e área basal, como *Actinostemon concolor*, *Faramea montevidensis* e *Sorocea bonplandii*. Este padrão pode ser observado também na Floresta Ombrófila Mista, na qual áreas em estágio médio de regeneração são mais altas que florestas em estágio avançado devido as características das espécies de sub bosque (FELITTO *et al.*, 2017). De forma oposta, no Fragmento Alterado a grande quantidade de indivíduos de *P. undulatum* contribuíram para uma maior altura do fragmento, visto que são árvores que ocorrem preferencialmente no dossel da floresta, e tem como característica, o elevado investimento por mais tempo no crescimento em altura para, apenas após atingirem o dossel, investirem em crescimento secundário (em diâmetro).

Conforme o estágio sucessional avança em direção à floresta clímax, ocorre uma redução na densidade de plantas (TABARELLI; MANTOVANNI, 1999; SIMISKI *et al.*, 2013; OLIVEIRA *et al.*, 2006;). Os dados deste trabalho corroboram com este padrão, sendo que o Fragmento Alterado obteve os maiores valores de densidade ( $\text{ind. ha}^{-1}$ ) para todos os estágios. Felitto *et al.* (2017) avaliando o estrato arbustivo-

regenerante de dois fragmentos de Floresta Subtropical em estágio médio e avançado de sucessão, observaram um decréscimo na riqueza e densidade de indivíduos, no fragmento mais avançado. Os autores atribuem esta diminuição ao fato de no fragmento em estágio médio haver mais entrada de luz, causada por um dossel mais baixo e aberto, permitindo assim que ocorra espécies iniciais e espécies do dossel, refletindo em maiores densidades e riqueza.

Em estudo realizado para classificação dos estágios de regeneração de florestas em Santa Catarina, Siminski; Fantini; Reis (2013) observaram que a área basal mostrou-se como variável mais consistente biologicamente, pois representa o potencial de ocupação espacial do fragmento. Aparentemente, em diferentes tipologias florestas de mata atlântica, fragmentos mais avançados no estágio sucessional apresentam maior área basal (TABARELLI; MANTOVANNI, 1999; OLIVEIRA; ANDRADE; FÉLIX, 2006; SIMISKI *et al*, 2013; DULLIUS *et al.*, 2016). Nos fragmentos avaliados do presente trabalho, em diferentes estágios de regeneração, obteve-se a mesma tendência somente para os indivíduos adultos, na qual para o Fragmento Alterado foi mensurado área basal total de 32,216 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e para o Fragmento Referência 39,818 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. A grande contribuição dos indivíduos jovens de *P. undulatum* para os valores de área basal é um fator importante, a qual para o estágio jovem do Fragmento Alterado somente a área basal da espécie representou aproximadamente três vezes mais do que a área basal total do mesmo estágio do Fragmento Referência. Esta significância foi em função da grande contribuição de *P. undulatum*, pois retirando-se a espécie da soma, a área basal entre os fragmentos teria diferença de apenas 1,83 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Sendo assim, a presença da EEI pode ser um fator negativo na dinâmica florestal do fragmento.

Podemos inferir também que a maior abertura de dossel no Fragmento Alterado (12,24%), além da elevada contribuição de indivíduos adultos (no dossel) e jovens (no sub-bosque) de *P. undulatum*, podem estar oferecendo diferentes condições ambientais para que espécies em diferentes estágios sucessionais e características ecológicas coexistam. Porém é possível que outros fatores bióticos e abióticos como, disponibilidade de nutrientes, declividade, umidade, competição e predação, além de características intrínsecas a espécie possam estar influenciando estes maiores valores das variáveis estudadas no Fragmento Alterado (GUARIGUATA; OSTERTAC, 2001).

Esta característica de maiores valores de riqueza, área basal e densidade de indivíduos no Fragmento Alterado, pode ser corroborado através da hipótese do distúrbio intermediário (CONNELL,1978). De acordo com este autor a maior diversidade é encontrada em ecossistemas com quantidade razoável de distúrbios ambientais levando ao estado de não equilíbrio. Se os ambientes não forem perturbados a comunidade tende ao equilíbrio com baixa diversidade, devido à exclusão competitiva, mas através de perturbações não tão frequentes e também não tão raras (intermediárias), as espécies em estágios sucessionais iniciais e tardios podem coexistir (FELITTO *et al.*, 2017). Segundo Kariuki; Kooyman (2005), a diversidade será maior após um distúrbio de frequência e tamanho intermediário, na qual a riqueza de espécies aumenta após a ocorrência deste distúrbio, levando a dispersão e ocupação de espécies. Este modelo é chamado de “rise and fall” pois na ausência de distúrbios a riqueza tende a diminuir devido a competição (SHEIL; BURSLEM, 2003; ARAÚJO *et al.*, 2016).

Apesar disso, o fragmento referência também apresentou algum grau de bioinvasão de *P. undulatum*, principalmente nas parcelas com alguma intensidade de distúrbio (clareiras). Possivelmente esse início da chegada de indivíduos no fragmento mais preservado, pode ser através da grande disponibilidade, na paisagem, de propágulos para as aves, que se encarregam da dispersão, na qual em algumas ocasiões podem favorecer a germinação de *P. undulatum* (DE FREITAS *et al.*, 2020). Se tratando de uma EEI com características de planta pioneira, estes locais com maior intensidade luminosa são ideais para sua germinação e estabelecimento. Em paisagens com presença de exóticas invasoras, estágios iniciais de sucessão e fragmentos após perturbação, são mais suscetíveis a bioinvasão, devido as oportunidades de colonização e os recursos serem mais elevados (PYŠEK; RICHARDSON, 2006).

#### **4.4 Índices de Similaridade**

A similaridade entre os fragmentos e estágios foram testadas através do índice de similaridade de Jaccard (presença e ausência de espécies) e Morisita-Horn (leva em consideração a abundância de indivíduos por espécie) e expressa na forma de

*cluster*, considerando como similar os grupos que apresentam índice maior de 0,5 ou 50% (FELFILI *et al.*, 2011).

Quando comparados os índices de Jaccard e Morisita-Horn entre os fragmentos obteve-se os valores de 0,61 e 0,55 respectivamente, sendo considerado estes de similaridade moderada, ou seja, das 87 espécies registradas, 53 ocorrem em ambos fragmentos, compondo assim 61% de espécies ocorrentes nos dois fragmentos. Quando se leva em consideração a abundância de indivíduos por espécie, a similaridade diminui, porém ainda assim é considerado similar.

Para o índice de Jaccard, as maiores similaridades foram obtidas entre o estágio jovem e regenerante do Fragmento Alterado (70%), seguido dos estágios jovem e regenerante do Fragmento Referência (61%). Nota-se o isolamento do estágio adulto do Fragmento Referência devido à pouca semelhança entre outros grupos, tendo como grupo mais semelhante os estratos jovem e regenerante do Fragmento Alterado (55%). Resultado semelhante ocorreu com o estágio superior do Fragmento Alterado, sendo este a composição florística mais distante entre todos os estágios, não apresentando similaridade com nenhum grupo (45%) (Figura 13). A baixa similaridade florística entre os estágios adultos e os regenerantes de seus respectivos fragmentos pode estar relacionado a diferentes origens de propágulos tanto local quanto de outras fontes (fragmentos próximos e árvores isoladas) na manutenção da diversidade florística dos regenerantes, principalmente associado a dispersão zoocórica (ALVES; METZGER, 2006). Ou fator que pode estar relacionado a esta baixa similaridade é às mudanças no estágio sucessional da floresta (RODRIGUES; MAGALHÃES, 2012).

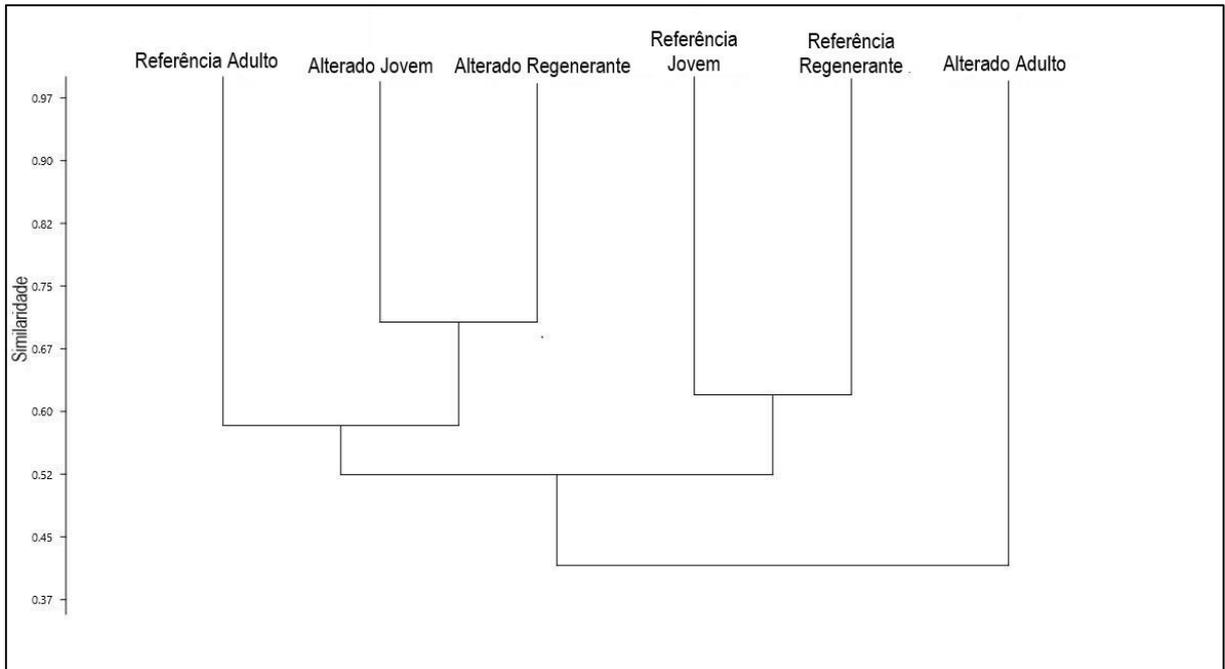


Figura 13 - Dendrograma referente ao Índice de Jaccard relacionado aos Fragmentos Alterado e Referência.

Já para o índice de Morisita-Horn, levando em consideração a abundância das espécies, novamente seguiu padrão semelhante ao índice de Jaccard. Os grupos mais semelhantes foram os estágios jovem e regenerante do Fragmento Referência (90%) e posteriormente o estágio adulto do mesmo fragmento com os dois estágios já mencionados (77%). Em seguida houve elevada similaridade novamente entre o estágio jovem e regenerante do Fragmento Alterado (73%) e posteriormente houve similaridade entre os três estágios (58%). Neste índice, nota-se a formação de duas comunidades distintas sendo representadas pelos dois fragmentos avaliados, não sendo similar entre eles (43%) (Figura 14).

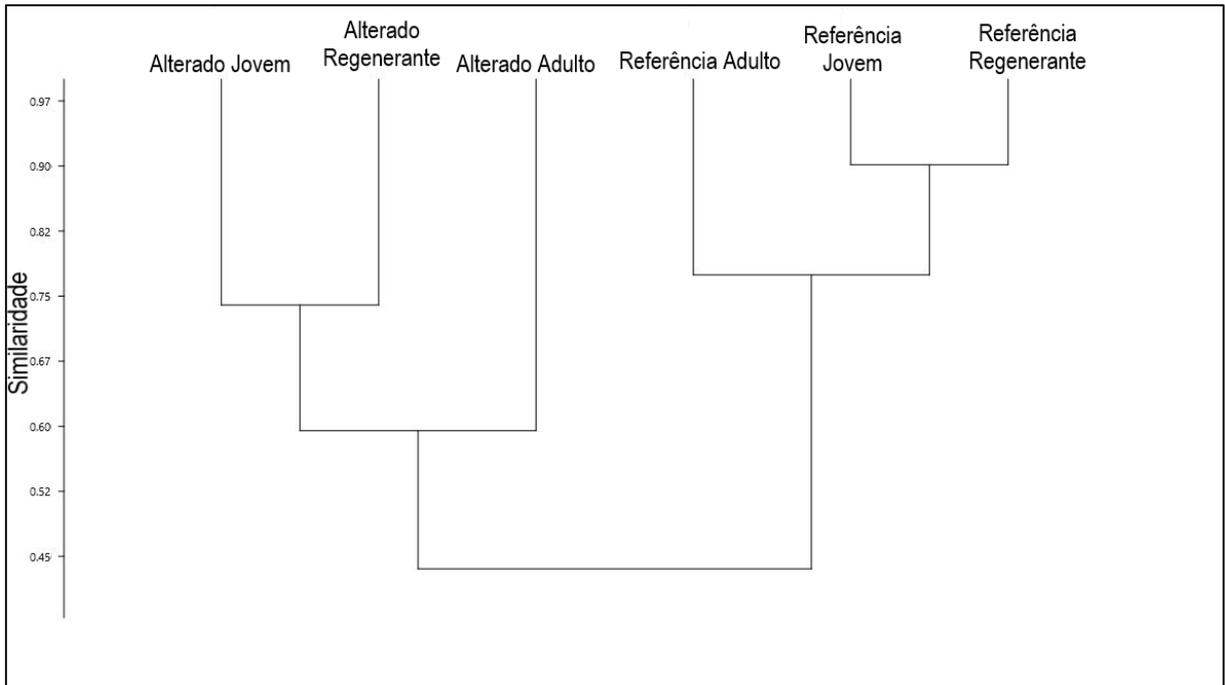


Figura 14 - Dendrograma referente ao Índice de Similaridade de Morisita-Horn relacionado aos Fragmentos Alterado e Referência.

A constatação de similaridade de espécies (61%) entre os fragmentos avaliados pode representar que, apesar do Fragmento Alterado estar fortemente invadido por *P. undulatum*, ainda assim não houve total descaracterização das espécies florestais nativas, pois 50 espécies nativas ocorrem em ambos fragmentos. Porém quando levamos em consideração a abundância de indivíduos e as espécies, esta similaridade diminui (55%), representando uma baixa similaridade. Esta diminuição da similaridade é visível devido à grande dominância de *P. undulatum* no Fragmento Alterado, como já mencionado e observado nos cálculos fitossociológicos.

Apesar da bioinvasão de *P. undulatum* estar afetando alguns processos sucessionais, ainda não está afetando a riqueza de espécies entre os fragmentos estudados, como verificado também em outros levantamentos na Floresta Estacional Semidecidual em relação a riqueza e diversidade (JARENKOW; WAECHTER, 2001; SOUZA, 2001; DE MARCHI; JARENKOW, 2008). Estes resultados mostram que é necessário de forma urgente um plano de controle e manejo adaptativo da espécie, tanto em florestais jovens quanto maduras, para que não se torne um problema ainda maior, causando prejuízos na riqueza e diversidade dos fragmentos florestais na Encosta da Serra do Sudeste.

Esta averiguação observada na presente pesquisa é diferente de diversos outros estudos com bioinvasão de EEIs, inclusive de *P. undulatum*, nas quais houveram estagnação da sucessão ou diminuição de riqueza e diversidade em ambientes com bioinvasão como no caso dos trabalhos de Karam; Cardoso, (2010). Na pesquisa de Zviejkovski *et al.*, (2009), após cinco anos do processo de restauração florestal em Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, houve uma alta similaridade de espécies (76%), este fato pode ser observado pelo aumento da EEI *Psidium guajava* (goiabeira) no fragmento, ocupando o segundo maior IVI. A estagnação da área avaliada pode estar relacionado a presença da EEI, merecendo maior atenção, devido ao seu caráter invasor e oportunista, principalmente após distúrbios, modificando o processo sucessional e dificultando o estabelecimento de espécies nativas (ZVIEJKOVSKI *et al.*, 2009).

Em Porto Rico, a presença de EEIs em processo de regeneração natural tanto em áreas jovens (<35 anos) e maduras (80 anos), aparentemente estava inibindo a regeneração de espécies nativas. Os pesquisadores enfatizam a necessidade de controle das espécies para o avanço do processo sucessional (AIDE *et al.*, 2000). Karam; Cardoso (2010) obtiveram, em três fragmentos florestais, os maiores valores em todos os parâmetros fitossociológicos para o *P. undulatum* e observaram que a presença da EEI estava reduzindo a riqueza de espécies, pois a medida que o número de indivíduos da espécie diminuíram, os índices de diversidade aumentaram. Em uma ampla revisão sobre os impactos de EEIs em todo o mundo, Vilá *et al.*, (2011) avaliaram 1041 casos de bioinvasão e constataram a redução significativa na estrutura da comunidade, diminuindo a abundância e diversidade das espécies.

Diante disso, destaca-se a importância da conservação de florestas secundárias, devido as grandes perdas de florestas primárias e bem conservadas em todo o mundo. As florestas secundárias contribuem como importantes locais de biodiversidade tendo um papel crescente na conservação da biodiversidade florestal (CHAZDON *et al.*, 2009; ROZENDAAL *et al.*, 2019). Apesar da bioinvasão de *P. undulatum*, o fragmento apresentou maior diversidade, mostrando alta resiliência na recuperação da riqueza relativamente rápida (aproximadamente 40 anos), após o abandono da área. A composição de espécies apesar de apresentar similaridade ainda consiste em um processo mais demorado (ROZENDAAL *et al.*, 2019), possivelmente prejudicado pela presença de *P. undulatum*. Parte de nossas hipóteses foram refutadas, pois a presença da bioinvasora *P. undulatum* não alterou a

diversidade do fragmento como se esperava. Outros fatores além dos dados de diversidade e parâmetros dendrométricos e que não foram mensurados no presente trabalho, devem ser levados em consideração para comprovar o possível impacto de *P. undulatum* na comunidade, como pesquisas sobre a diversidade funcional dos ecossistemas (MASON *et al.*, 2005; CALAÇA; GRELE, 2016). Cabe ressaltar o potencial invasivo da espécie em áreas de abandono de agricultura (pousio), visto que esta região é tradicionalmente de fruticultura de pêssego (SEVERO; ANJOS; SILVA, 2020) e com elevada matriz florestal (IBGE, 2012), podendo alterar a longo prazo toda a paisagem florestal da Encosta da Serra do Sudeste.

#### 4.5 Propriedades da madeira de *Pittosporum undulatum*

A massa específica básica (MEB) da madeira de *P. undulatum* foi de 0,578 g cm<sup>-3</sup> na qual não houve diferença estatística entre os indivíduos e as alturas (primeiros e segundos segmentos). Conforme Friederichs *et al.*, (2015), são consideradas madeiras de média massa específica aquelas com valores entre 0,50 g cm<sup>-3</sup> e 0,72 g cm<sup>-3</sup>.

Longui *et al.* (2011) em pesquisa sobre as características no lenho de *P. undulatum*, observaram valores de 0,58 g cm<sup>-3</sup> (próxima a medula), 0,60 g cm<sup>-3</sup> (porção intermediária) e 0,61 g cm<sup>-3</sup> (próxima a casca) em discos retirados a altura do peito de quatro indivíduos adultos entre 6,5 m e 8 m de altura e com DAP variando de 14,5 cm a 19 cm. Os autores atribuem o aumento da MEB em direção à casca da madeira com a característica pioneira da espécie, que tem como característica o crescimento rápido em altura, implicando em uma madeira mais leve e posteriormente, após chegar no dossel, há uma maior incremento para a sustentação da árvore, aumentando assim a MEB.

Em estudo realizado na Jamaica, onde a espécie também é considerada invasora, a MEB de *P. undulatum* obteve-se valor de 0,78 g/cm<sup>3</sup>, sendo superior ao presente trabalho. Nesta ocasião os autores utilizaram amostras de árvores com até 31 cm de CAP, na qual foram secas ao ar por 25 meses a aproximadamente 25°C (HEALEY; GOODLAND; HALL, 1992). Cabe frisar que a população local da Jamaica, utiliza a madeira da EEI como fonte de madeira e carvão.

O valor do teor de umidade analisado para a espécie, seis meses após o corte e armazenada em local coberto, foi de 28,29%. Com isso, segundo o estudo de Brand;

Muñiz (2010), para uso energético são ideais madeiras com teores de umidade abaixo de 30%, estando a madeira apta para essa finalidade.

O poder calorífico superior (PCS) da madeira de *P. undulatum* obteve valor médio de 4512,263 kcal kg<sup>-1</sup>, enquanto que o Poder calorífico Inferior (PCI) obteve valor médio de 4404,263 kcal kg<sup>-1</sup>. Além disso, para ambos os valores, não houve diferença entre as alturas dos discos retirados dos primeiros e segundos segmentos. Quando comparados os poderes caloríficos entre indivíduos, nota-se diferença significativa através do teste ANOVA e posteriormente através do teste Scott-Knott, houve a formação de dois grupos distintos, um englobando os indivíduos T1, T2 e T4 (maiores valores de PCS e PCI) e outro grupo englobando os indivíduos T3, T5, T6, T7 e T8 (menores valores de PCS e PCI) (Tabela 12).

Tabela 12 - PCS, PCI e Massa específica básica dos indivíduos adultos de *Pittosporum undulatum*.

Árvores	PCS (kcal kg <sup>-1</sup> )	PCI (kcal kg <sup>-1</sup> )	M <sub>eb</sub> (g/cm <sup>3</sup> )
<b>T1</b>	4656 ± 5,055 <sup>a</sup>	4548 ± 5,055 <sup>a</sup>	0,58 ± 0,0051 <sup>a</sup>
<b>T2</b>	4629 ± 7,177 <sup>a</sup>	4521 ± 7,177 <sup>a</sup>	0,58 ± 0,0006 <sup>a</sup>
<b>T3</b>	4519 ± 64,254 <sup>b</sup>	4411 ± 64,254 <sup>b</sup>	0,58 ± 0,0006 <sup>a</sup>
<b>T4</b>	4564 ± 38,996 <sup>a</sup>	4456 ± 38,996 <sup>a</sup>	0,58 ± 0,0006 <sup>a</sup>
<b>T5</b>	4438 ± 11,745 <sup>b</sup>	4330 ± 11,745 <sup>b</sup>	0,58 ± 0,0006 <sup>a</sup>
<b>T6</b>	4427 ± 84,478 <sup>b</sup>	4319 ± 84,478 <sup>b</sup>	0,56 ± 0,0006 <sup>a</sup>
<b>T7</b>	4410 ± 72,768 <sup>b</sup>	4302 ± 72,768 <sup>b</sup>	0,59 ± 0,0006 <sup>a</sup>
<b>T8</b>	4452 ± 36,522 <sup>b</sup>	4344 ± 36,522 <sup>b</sup>	0,59 ± 0,0006 <sup>a</sup>
<b>Média</b>	4512,263	4404,263	0,57

\* Valores seguidos por letras diferentes nas colunas indicam diferença significativa em condição de confiança de 95% (p <0,05).

Quando comparados o PCS de *P. undulatum* com outras espécies, a madeira da EEI apresentou em alguns casos resultados semelhantes ou superiores. *Pittosporum undulatum* foi superior a *Mimosa scabrella* de aproximadamente 15 anos, cultivada em sistema agroflorestal (FRIEDERICHS *et al.*, 2015), a *Eucalyptus benthamii* de 13 anos oriundos de plantio comercial com espaçamento de 2,5 x 2 m (NONES *et al.*, 2015) e *Pinus elliottii* de 22 anos oriundos de plantio de quebra vento (BALLONI,

2009). E menor quando comparadas a *Hovenia dulcis* oriunda de 10 indivíduos provenientes de propriedade rural, porém sem informação de idade ou DAP (RIGATTO *et al.*, 2001) e *Acacia mearnsii* com idade de 3 anos provenientes de plantio com espaçamento de 3,0 x 1,5 m (ELOY *et al.*, 2015) (Tabela 13).

Os valores obtidos no presente trabalho (4512 kcal kg<sup>-1</sup>) foram inferiores aos obtidos por Lourenço *et al.*, (2011) com *P. undulatum* em Portugal, para troncos e ramos (4875 kcal kg<sup>-1</sup>), possivelmente pelas condições ambientais e componentes da madeira, visto que o autor não informa a idade do material (BRAND; MUÑIZ, 2010; LEITE *et al.*, 2014; GAMA *et al.*, 2020).

Para as outras fontes de biomassa, a EEI novamente se assemelha ao poder calorífico de briquetes de serragem das espécies arbóreas exóticas, *Eucalyptus grandis* e *Pinus* sp., e da espécie nativa *Tabebuia impetiginosa* e da moagem da herbácea *Pennisetum purpureum*. Para as acículas de *P. taeda* o PCS foi 5148 kcal kg<sup>-1</sup> maior do que a da espécie estudada no presente estudo (Tabela 13). Furtado *et al.*, (2012) e Brand *et al* (2014) atribuem o elevado PCS das acículas de *P. taeda* a presença de resinas em sua composição, sendo esta parte da planta com maior conteúdo de extrativos, porém os autores não mencionam quais as condições em que as acículas foram testadas.

Para o carvão vegetal, é de conhecimento comum a maior eficiência de poder calorífico para esta biomassa, devido ao aumento do teor de carbono fixo na madeira por meio de tratamento térmico (ALMEIDA; REZENDE, 1982). Corroborando com essa afirmação, todas as espécies de carvão aqui listadas obtiveram consideravelmente maior PCS comparando com a EEI avaliada (Tabela 13). Apesar de não ter sido realizado o estudo do carvão de *P. undulatum*, recomenda-se pesquisas futuras sobre essa finalidade energética, devido a resultados de PCS e MEB semelhantes ou até superiores a espécies comerciais e usualmente utilizadas para produção de energia.

Tabela 13 - Comparação do poder calorífico superior (PCS) e massa específica básica (MEB) de *Pittosporum undulatum* com outras espécies e biomassas.

<b>Madeira</b>			
<b>Autor</b>	<b>Espécie</b>	<b>PCS (kcal kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>MEB (g cm<sup>-3</sup>)</b>
Friederichs <i>et al.</i> , 2015	<i>Mimosa scabrella</i>	4400	0,57
Nones <i>et al.</i> , 2015	<i>Eucalyptus benthamii</i>	4194	0,5
Balloni, 2009	<i>Pinus elliotii</i>	4323	0,47
<b>Freitas, 2021</b>	<b><i>Pittosporum undulatum</i></b>	<b>4512</b>	<b>0,57</b>

Lourenço <i>et al.</i> , 2011	<i>Pittosporum undulatum</i>	4875	-
Rigatto <i>et al.</i> 2001	<i>Hovenia dulcis</i>	4534	0,54
Eloy <i>et al.</i> 2015	<i>Acacia mearnsii</i>	4577	0,47
Leite <i>et al.</i> , 2014	<i>Coffea arabica</i>	4675	0,69
<b>Carvão vegetal</b>			
<b>Autor</b>	<b>Espécie</b>	<b>PCS (kcal kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>MEB (g cm<sup>-3</sup>)</b>
Nones <i>et al.</i> , 2015	<i>Eucalyptus benthamii</i>	6676	-
Friederichs <i>et al.</i> , 2015	<i>Mimosa scabrella</i>	6988	-
Costa <i>et al.</i> , 2014	<i>Luehea divaricata</i>	7135	-
Costa <i>et al.</i> , 2014	<i>Casearia sylvestris</i>	7356	-
Costa <i>et al.</i> , 2014	<i>Trema micrantha</i>	7730	-
De Andrade <i>et al.</i> , 2019	<i>Hovenia dulcis</i>	7944	-
<b>Outras biomassas</b>			
<b>Autor</b>	<b>Espécie</b>	<b>PCS (kcal kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>MEB (g cm<sup>-3</sup>)</b>
Tavares; Dos Santos. 2013	<i>Pennisetum purpureum</i> (briquete)	4061	-
Amorin <i>et al.</i> , 2015	<i>Pinus</i> sp. (briquete)	4408	-
Amorin <i>et al.</i> , 2015	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (briquete)	4666	-
Gonçalves; Sartori; Leão, 2009	<i>Eucalyptus grandis</i> (briquete)	4668	-
Furtado <i>et al.</i> , 2012	<i>Pinus taeda</i> (acículas)	5148	-

A termogravimetria foi realizada para avaliar a estabilidade térmica da madeira de *P. undulatum*. As curvas da perda de massa em função da temperatura (TGA) e a derivada da termogravimetria (DTG), podem ser observadas nas Figura 15 A e B, respectivamente. Para observação dos picos de perda de massa, o termograma do DTG apresenta uma melhor resolução (RAMBO *et al.*, 2015).

O primeiro estágio de perda de massa ocorre em aproximadamente 100°C, sendo referente à perda de umidade. Na região entre 180 e 350 °C ocorre a degradação da hemicelulose e de 280 a 350 °C onde a degradação de celulose. Por fim, a degradação da lignina se sucede na faixa de 250 à 500 °C (DE ANDRADE *et al.*, 2019).

O principal pico de degradação da madeira de *P. undulatum* ocorre em 330 °C. Poletto; Zattera; Santana (2012) encontraram as temperaturas de pico para *Eucalyptus grandis* de 364 °C e *Pinus elliottii* a 367 °C, ou seja, as madeiras dessas espécies apresentaram maior estabilidade térmica. Para a EEI *Hovenia dulcis* oriunda da Floresta Ombrófila Mista no Paraná, obteve como pico de degradação 342 °C (DE ANDRADE *et al.*, 2019). Estes comportamentos ocorrem em função de alterações na estrutura cristalina e nos componentes químicos de uma espécie para a outra.

Observando o TGA, nota-se o acentuado declínio da curva em aproximadamente 280 °C. Este declínio abrupto está relacionado com a grande perda de massa em uma temperatura mais baixa do que outras espécies citadas acima, onde apresentam curvas mais suaves. Curvas mais suaves apresentam maior estabilidade térmica dos materiais (ARAÚJO *et al.*, 2018; SANTOS *et al.*, 2018).

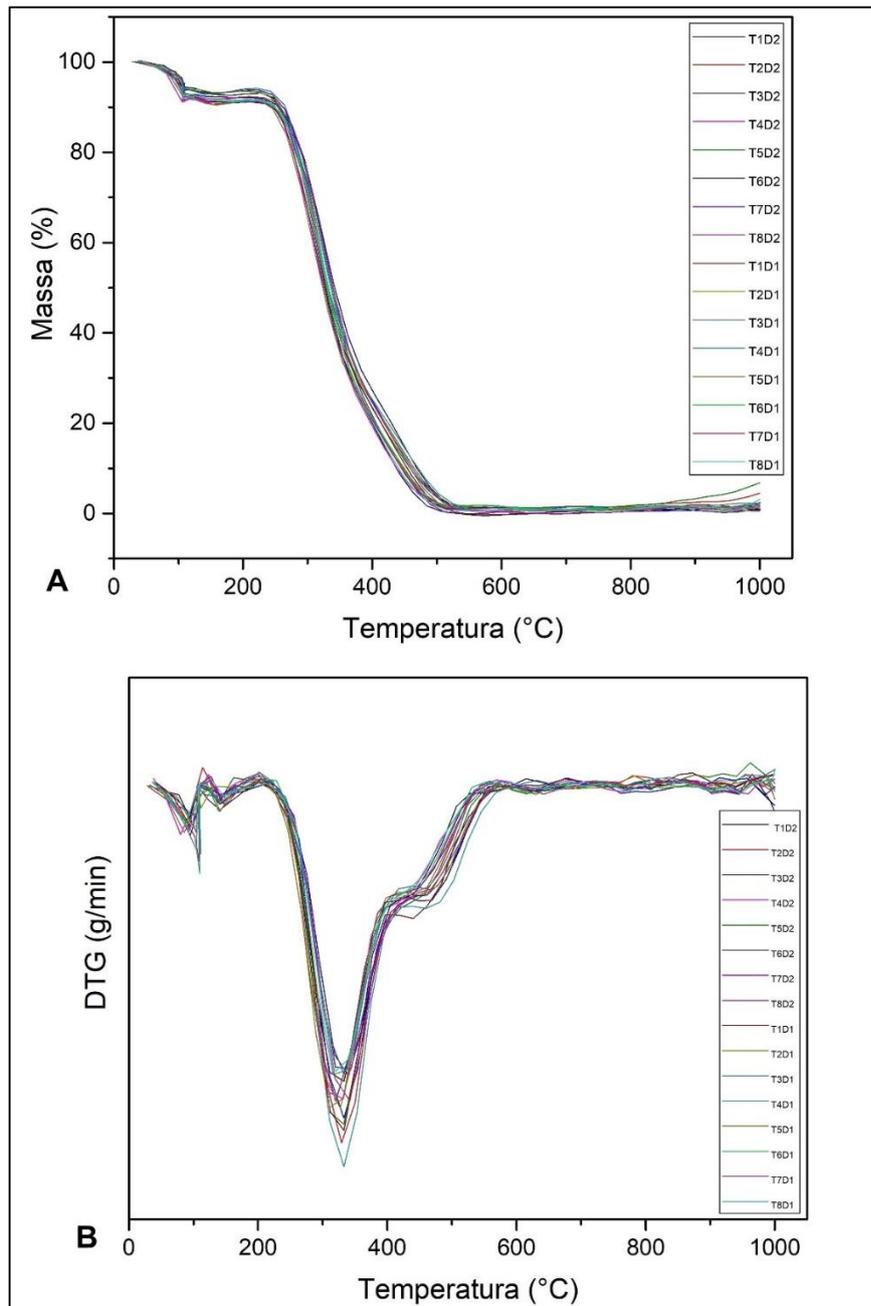


Figura 15 - Termogramas das 16 amostras de madeira de *Pittosporum undulatum*. A) TGA - TERMOGRAVIMETRIA; B) DTG -TERMOGRAVIMETRIA DERIVADA.

Por meio dos resultados obtidos, nossa hipótese sobre o uso da madeira de *P. undulatum* foi corroborado, apresentando assim comprovação para seu uso como espécie energética, visto que foi semelhante ou superior a maioria das espécies comumente utilizadas. Esta alternativa energética para os agricultores da região do estudo é encorajada, podendo ser mais uma fonte deste recurso tão importante na agricultura familiar, principalmente nesta região aonde os invernos são rigorosos.

Destaca-se também a possibilidade de geração de renda através de programas de controle e manejo da espécie, porém a retirada de indivíduos adultos para biomassa pode aumentar a abertura de clareiras e possivelmente provocar um elevado recrutamento de plântulas, ocorrendo ainda assim um outro problema de bioinvasão. Por isso, deve-se planejar corretamente o manejo, juntamente com órgãos os órgãos ambientais para aliar o manejo adaptativo, ao controle da espécie, através de planos de restauração ecológica, enriquecendo estas clareiras com espécies florestais nativas e executando o arranquio dos regenerantes. É importante destacar que não estamos encorajando o plantio intencional e comercial da espécie, mas sim aliar o manejo adaptativo do *P. undulatum*, espécie altamente dominante nos fragmentos da região, com geração de renda, alternativa energética para a agricultura familiar e restauração destes fragmentos.

## 5 Considerações Finais

A espécie exótica invasora *Pittosporum undulatum* não modificou a diversidade do fragmento alterado, porém apresentou elevada densidade de indivíduos, diferente do padrão observado em fragmentos florestais do Bioma Mata Atlântica de aumento da área basal conforme o avanço do estágio sucessional.

A dominância de algumas espécies de sub bosque em florestas nativas da região é comum, porém os maiores valores em todos os parâmetros fitossociológicos da EEI não, sendo uma espécie altamente oportunista e com alta plasticidade. A similaridade entre os fragmentos demonstrou a elevada resiliência da floresta com uma recuperação da riqueza relativamente rápida (aproximadamente 40 anos), após o abandono da área.

A observação de indivíduos da EEI no Fragmento Referência mostra a capacidade desta espécie de colonizar novos ambientes, alertando para um possível processo de bioinvasão em florestas em estágio avançado de regeneração, principalmente após ocorrência de distúrbios. Estudos explorando outros fatores além das medidas tradicionais de diversidade, como a diversidade funcional, são necessários para avaliar o papel do *Pittosporum undulatum* na comunidade florestal e seus possíveis efeitos na flora nativa.

O uso de *Pittosporum undulatum* como alternativa energética é promissor, em virtude dos valores de massa específica básica e poder calorífico semelhantes a espécies tradicionalmente utilizadas para este fim. Recomenda-se pesquisas futuras com a madeira para produção de produtos para fins energéticos (carvão vegetal, briquetes, pellets), devido ao potencial da madeira apresentado no estudo.

## Referências

- AIDE, T. M., *et al.* Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration ecology**, v.8, n.4, p. 328-338, 2000.
- ALMEIDA, M. R.; REZENDE, M.E.A. O Processo de carbonização contínua da madeira. **Produção e utilização do carvão vegetal**, p.143-156, 1982.
- ALVARES, C.A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, n. 22, v. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, p.6, n.2, 2006.
- ASTM. AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **Standard Test Methods for Density and Specific Gravity (Relative Density) of Wood and Wood-Based Materials. ASTM D 2395 - 17**. Philadelphia, 2017.
- ANPSA. AUSTRALIAN NATIVE PLANTS SOCIETY - *Pittosporum undulatum*. 2016. Disponível em: <http://anpsa.org.au/p-und.html>. Acesso em: 10 mai. 2019.
- APG VI. Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plant: APG VI. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.
- ARAÚJO, A. C. C. Propriedades energéticas da madeira e do carvão vegetal de *Cenostigma macrophyllum*: subsídios ao uso sustentável. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, 2018.
- ARAÚJO, F.C.; DOS SANTOS, R. M.; COELHO, P. A. O papel do distúrbio na regeneração natural dos ecossistemas florestais. **Revista de Ciências Agroambientais**, v.14, n.1, 2016.
- BALLONI, C. J. V. **Caracterização física e química da madeira de *Pinus elliottii***. 2009. 42f. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho, Itapeva, 2009.
- BEDGGOOD, S. E.; MCMAHON, A. T. G.; JAREMOVIC, R. Vegetation and faunal survey, assessment of significance and management recommendations for Woods Reserve, Shire of Mornington, Victoria. **Ecological Horticulture**, Clifton Hill, Melbourne, 1989.
- BELLOTE, A. F. J. *et al.* Biomassa e sua participação na matriz energética brasileira. Embrapa Territorial, 11 p. 2018.
- BINGGELI, P.; GOODLAND, T. *Pittosporum undulatum* Vent. (Pittosporaceae). 1998 Disponível em: <http://members.multimania.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp15.html>.

- BLUM, C. T. *et al.* Espécie vegetais invasoras em comunidades florestais nativas nas margens da represa Vossoroca, Apa de Guaratuba, Paraná, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, Brasília, 1, 2005. **Anais...** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 15p.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 431 p.
- BRAND, M. A.; MUÑIZ, G. I. B. Influência da época de colheita da biomassa florestal sobre sua qualidade para a geração de energia. **Scientia Forestalis**, v.38, n.88, p. 619-628, 2010.
- BRAND, M. A. *et al.* Produção de biomassa para geração de energia em povoamentos de *Pinus taeda* L. com diferentes idades. **Revista Árvore**, n. 38, v. 2, p. 353-360, 2014.
- BRASIL. **Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm). Acesso em: 16 abr. 2020.
- BRITO, J. O. O uso energético da madeira. **Estudos Avançados**, v. 21, n. 59, p. 185-193, 2007.
- CALDEIRA, M. V. W. *et al.* Exportação de carbono e nutrientes pela colheita de *Acacia mearnsii* De Wild aos quatro anos de idade na Depressão Central, RS. **Comunicata Scientiae**, v. 5, n. 1, p. 68-74, 2014.
- CAMPAGNOLI, M. L. *et al.* O papel das aves na dispersão e germinação de sementes do pau-incenso (*Pittosporum undulatum* Vent.) em um remanescente de Mata Atlântica. **Revista do Instituto Florestal**, v. 28, p. 59-67, 2016.
- CARPANEZZI, F. B.; GUALTIERI, S. C. J. Alelopatia de extratos aquosos foliares da exótica invasora *Pittosporum undulatum* na germinação e crescimento do capim-arroz. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 79, p. 173-179, 2014.
- CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, v. 84, p. 45–67, 2014.
- CHAO, A.; JOST, L. Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 8, p. 873-882, 2015.
- CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008
- CHAZDON, R. L. *et al.* The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation biology**, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.
- COOPER, C. R. The Australian and New Zealand species of *Pittosporum*. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Missouri, v. 43, n. 2, p. 87-188, 1956.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.

CORADIN, L.; TORTATO, D. T. **Espécies exóticas invasoras: Situação Brasileira.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2006, 24 p. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/174/\\_publicacao/174\\_publicacao17092009113400.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_publicacao/174_publicacao17092009113400.pdf). Acesso em: 10 jun. 2019.

CORDEIRO, J. L.; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. P *et al* (ed.s). **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade.** Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2009, p. 285-299.

CORDEIRO, N. *et al*. Distribuição e abundância de *Pittosporum undulatum* na Ilha do Pico (Açores). **Relatórios e Comunicações do Departamento de Biologia**, Açores, v. 34, p. 235- 244, 2005.

COSTA, T. G. *et al*. Qualidade da madeira de cinco espécies de ocorrência no cerrado para produção de carvão vegetal. **Cerne**, v. 20, n. 1, p. 37-46, 2014.

COSTERMANS, L. F. **Native trees and shrubs of south-eastern Australia.** Sydney: Reed New Holland, 2009. 440 p.

CUDA, J. P.; GILLMORE, J. L.; GARCETE-BARRETT, B. R. Effect of plant sex (dioecism) on the performance of *Apocnemidophorus pipitzi* (Coleoptera: Curculionidae), a stem boring weevil of Brazilian peppertree, *Schinus terebinthifolia*. **Florida Entomologist**, v. 101, n. 1, p. 135-138, 2018.

DA SILVA, D. A. *et al*. Potencial dendroenergético dos diferentes compartimentos de *Acacia mearnsii* cultivada no estado do Rio Grande do Sul. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 2, n. 2, p. 71-75, 2017.

DE ANDRADE, C. *et al*. Propriedades energéticas da madeira e do carvão de *Hovenia dulcis* Thunberg. **Revista Ciência da Madeira (Brazilian Journal of Wood Science)**, v.10, n.2, 2019.

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

DE FREITAS, T. C. *et al*. The effect of seed ingestion by a native, generalist bird on the germination of worldwide potentially invasive trees species *Pittosporum undulatum* and *Schinus terebinthifolia*. **Acta Oecologica**, v. 108, 103639, 2020.

DE MARCHI, T. C.; JARENKOW, J. A. Estrutura do componente arbóreo de mata ribeirinha no rio Camaquã, município de Cristal, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, v.63, n.2, p. 241-248, 2008.

DE OLIVEIRA, I. R. M. *et al.* Biomassa e características da madeira de *Sclerolobium paniculatum* cultivado em diferentes níveis de adubação. **Cerne**, v. 14, n. 4, p. 351-357, 2008.

DE SOUZA, C. R. *et al.* Espécies florestais para produção de energia. Embrapa Amazônia Ocidental-Circular Técnica (INFOTECA-E), 2008.

DORNELES, L. P. P.; NEGRELLE, R. R. B. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia. Série botânica**, v. 53, p. 85-100, 2000.

DULLIUS, M. *et al.* Composição florística de florestas em diferentes estágios de regeneração no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 11, n. 3, p. 238-246, 2016.

DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica. 2013. 65 p.

ENVIRONMENTAL WEEDS OF AUSTRALIA FOR BIOSECURITY QUEENSLAND, 2016. Disponível em: [https://keyserver.lucidcentral.org/weeds/data/media/Html/pittosporum\\_undulatum.htm](https://keyserver.lucidcentral.org/weeds/data/media/Html/pittosporum_undulatum.htm). Acesso em: 10 mai. 2019.

ELOY, E. *et al.* Capacidade energética da madeira e da casca de acácia-negra em diferentes espaçamentos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 82, p. 163-167, 2015.

EPE. Empresa de Pesquisa Energética. Balanço Energético Nacional 2020: Ano base 2019. Rio de Janeiro, EPE. 2020. 292 p. Disponível em: [https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-479/topico-528/BEN2020\\_sp.pdf](https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-479/topico-528/BEN2020_sp.pdf). Acesso em: 10 fev. 2021.

ESPÍNDOLA, M. B. *et al.* Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, v. 18, n. 1, p. 27-38, 2005.

FALLEIROS, R. M.; ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 41, n.1, 2011.

FELFILI, J. M.; VENTUROLI, F. Tópicos em análise de vegetação. **Comunicações Técnicas Florestais**, v. 2, n. 2, 2000.

FELFILI, J. M. *et al.* **Fitossociologia no Brasil**: métodos e estudos de casos. Viçosa: UFV, v. 1, p. 556, 2011.

FELITTO, G. *et al.* Riqueza, composição e estrutura da comunidade arbustivo-regenerante em diferentes estágios sucessionais de uma Floresta Subtropical do Brasil. **Hoehnea**, v.44, n.4, p. 490-504, 2017.

FERREIRA, N. J. *et al.* *Pittosporum undulatum* Vent. grown in Portugal: secretory structures, seasonal variation and enantiomeric composition of its essential oil. **Flavour and Fragrance Journal**, v. 22, n. 1, p. 1-9, 2006.

FLORA DO BRASIL. Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2020. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

FONSECA, F.; ANTUNES, A. Frugivoria e predação de sementes por aves no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 19, p. 81-91, 2007.

FONTANA, L. E. *et al.* Plant species invasion effects on litter dynamics in subtropical streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, 2020.

FRIEDERICHS, G. *et al.* Qualidade da madeira e do carvão vegetal de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.). **Revista Ciência da Madeira**, v. 6, n. 2, 2015.

FURTADO, T. S. *et al.* Correlação entre teor de umidade e eficiência energética de resíduos de *Pinus taeda* em diferentes idades. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 577-582, 2012.

GAMA, D. C. *et al.* Potencial energético da madeira de *Copaifera arenicola* endêmica do semiárido nordestino brasileiro. **BIOFIX Scientific Journal**, v.5, n.1, p. 135-140, 2020.

GISP - Global Invasive Species Programme. Invasive alien species and protected areas: a scoping report. Gland, Switzerland. 27p. 2007. Disponível em: [http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias\\_protectedareas\\_scoping\\_ii.pdf](http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias_protectedareas_scoping_ii.pdf). Acesso em: 3. abr. 2020.

GLEADOW, R. M.; ASHTON, D. H. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the forests of Central Victoria. I Invasion patterns and plant morphology. **Australian Journal of Botany**. v. 29, p. 705–720, 1981.

GODINHO-FERREIRA, P.; AZEVEDO, A.; REGO, F. C. Alteração da Diversidade de Espécies Arbóreas nos Povoamentos Florestais entre 1995 e 2005 (Portugal Continental). **Silva Lusitana**, v.18, p. 39-50, 2010.

GOMIDE, R. **Estequiometria industrial**. 3. ed, São Paulo, 423 p. 1984.

GONÇALVES, J. E.; SARTORI, M. M. P; LEÃO, A. L. Energia de briquetes produzidos com rejeitos de resíduos sólidos urbanos e madeira de *Eucalyptus grandis*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 5, p. 657-661, 2009.

GOODLAND, T.; HEALEY, J. R. **The invasion of Jamaican rainforests by the Australian tree *Pittosporum undulatum***. Bangor: University of Wales, 1996. 55 p.

GOSPER, C. R.; STANSBURY, C. D.; VIVIAN-SMITH, G. Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. **Diversity and distributions**, v. 11, n. 6, p. 549-558, 2005.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest ecology and management**, v.148, n.1, p.185-206, 2001.

HARRINGTON, R. A.; KUJAWSKI, R.; RYAN, H. D. P. Invasive plants and the green industry. **Journal of Arboriculture**, v. 29, n. 1, p. 42-48, 2003.

HEALEY, J.R.; GOODLAND, T.C.R.; HALL, J.B. The impact on forest biodiversity of an invasive tree species and the development of methods for its control. First annual report of ODA Forestry Research Project R4742, **School of Agricultural and Forest Sciences**, University of Wales, Bangor, U.K. 1992.

HELENO, R.H. *et al.* The role of avian 'seed predators' as seed dispersers. **Ibis**, v. 153, p. 199-203, 2011.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**, v. 54, p. 427-473, 1973.

HOFFMANN, B. D.; BROADHURST, L. M. The economic cost of managing invasive species in Australia. **NeoBiota**, v. 31, p. 1, 2016.

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.

IABIN-I3N. INTER-AMERICAN BIODIVERSITY INFORMATION NETWORK, 2019. Disponível em: <http://i3n.institutohorus.org.br/www/>. Acesso em: 3. abr. 2019.

IBÁ. Relatório Anual 2020. **Indústria Brasileira de Árvores**. [S.l.], p. 66. 2020.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais técnicos em geociências, v. 1, 2012. 92 p.

IBGE. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua 2016-2017. 2018. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6739>. Acesso em: 3. abr. 2019.

IPONGA, D. M.; MILTON, S. J.; RICHARDSON, D. M. Superiority in competition for light: a crucial attribute defining the impact of the invasive alien tree *Schinus molle* (Anacardiaceae) in South African savanna. **Journal of Arid Environments**, v. 72, n. 5, p. 612-623, 2008.

JARENKOW, J. A.; WAECHTER, J. L. Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, n. 3, p. 263-272, 2001.

JURINITZ, C. F.; JARENKOW, J. A. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v.26, n.4, p. 475-487, 2003.

KARAM, L. M.; CARDOSO, J. H. Caracterização fitossociológica do impacto de *Pittosporum undulatum* VENT. em três Fragmentos de floresta estacional semidecidual (FESD) na encosta da serra do Sudeste, Pelotas, RS. **Embrapa Clima Temperado-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2010.

KARIUKI, M.; KOOYMAN, R. M. Floristic changes and regeneration patterns for a 12-year period during the 3rd and 4th decades following selection logging in a subtropical rainforest. **Austral Ecology**, v.30, n.8, p. 844-855, 2005.

KUEFFER, C. *et al.* A global comparison of plant invasions on oceanic islands. Perspectives in Plant Ecology, **Evolution and Systematics**, v. 12, p. 145-161, 2010.

LAZZARIN, L. C. *et al.* Invasão biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na região do Alto Uruguai, Brasil. **Revista Árvore**, v. 39, n. 6, 2015.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2° ed. Elsevier Science, 1998.

LEITE, E. R. D. S. *et al.* Avaliação da qualidade da madeira de *Coffea arabica* L. como fonte de bioenergia. **Cerne**, v.20, n.4, p. 541-549, 2014.

LLEWELLYN, R. *et al.* **Impact of weeds in Australian grain production**. Grains Research and Development Corporation, Canberra, ACT, Australia, 112 p. 2016.

LONGHI, S. J. *et al.* Caracterização fitossociológica do estrato arbóreo em um remanescente de floresta estacional semidecidual, em Montenegro, RS. **Ciência Rural**, v.38, n.6, p. 1630-1638, 2008.

LONGUI, E. L. *et al.* Caracterização do lenho e variação radial de *Pittosporum undulatum* Vent. (pau-incenso). **Hoehnea**, v. 38, n. 1, p. 37-50, 2011.

LORENZI, H. *et al.* **Árvores Exóticas do Brasil: Madeireiras, Ornamentais e Aromáticas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 382 p. 2003.

LOURENÇO, P. *et al.* Distribution, habitat and biomass of *Pittosporum undulatum*, the most important woody plant invader in the Azores Archipelago. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 2, p. 178-187, 2011.

MAGURRAN, A. **Ecological Diversity and its measurement**. University Press, Cambridge. 179 p. 1988.

MATTHEWS, S.; BRAND, K. **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. GISP, Programa Global de Espécies Exóticas Invasoras. 80 p. 2005.

MELO, A. S. O que ganhamos' confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, 2008.

- MENEGATTI, R. *et al.* Germinação de sementes de *Mimosa scabrella* Benth. submetidas a diferentes condições de temperatura, armazenamento e tratamentos pré-germinativos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, n. 2, p. 1-10, 2017.
- MIELKE, E. C. *et al.* Espécies exóticas invasoras arbóreas no parque da Barreirinha em Curitiba: registro e implicações. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 2, p. 327-336, 2015.
- MIELKE, E. C. *et al.* Invasive exotic trees in the Conservation Units in Curitiba, Brazil. **Acta Horticulturae**, v. 881, p. 493–498, 2010.
- MOKOTJOMELA, T. M.; MUSIL, C. F.; ESLER, K. J. Frugivorous birds visit fruits of emerging alien shrub species more frequently than those of native shrub species in the South African Mediterranean climate region. **South African Journal of Botany**, v. 86, p. 73-78, 2013.
- MOLES, A. T. *et al.* Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 116-127, 2012.
- MONTE, M. A. *et al.* Métodos indiretos de estimação da cobertura de dossel em povoamentos de clone de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 6, p. 769-775, 2007.
- MORGAN, E. C.; OVERHOLT, W. A. Potential allelopathic effects of Brazilian pepper (*Schinus terebinthifolius* Raddi, Anacardiaceae) aqueous extract on germination and growth of selected Florida native plants. **The Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 132, n. 1, p. 11-15, 2005.
- MORO, M. F. *et al.* Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.
- MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M. *et al.* (eds.). **Fitossociologia no Brasil**. [s. l.: s. n.], 2011. v. 1, p. 174-212.
- MORTON, J. F. Brazilian pepper—its impact on people, animals and the environment. **Economic Botany**, v. 32, n. 4, p. 353-359, 1978.
- NEGRELLE, R. R. B. *et al.* *Pittosporum undulatum* Vent.: subsidies to the control and management. **Ornamental Horticulture**, v. 24, n. 4, p. 295-302, 2018.
- NGHIEM, L. T. P. *et al.* Economic and environmental impacts of harmful non-indigenous species in Southeast Asia. **PLOS One**, v. 8, n. 8, 2013.
- NONES, D. L. *et al.* Determinação das propriedades energéticas da madeira e do carvão vegetal produzido a partir de *Eucalyptus benthamii*. **Floresta**, v. 45, n. 1, p. 57-64, 2015.

NUNES, A. S. *et al.* *Ligustrum lucidum* como uma espécie invasora oportunista em uma Floresta com Araucária no sul do Brasil. **Rodriguésia**, v. 69, n. 2, p. 351-362, 2018.

OLIVEIRA, F X. D.; ANDRADE, L. A. D.; FÉLIX, L. P. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades, no Município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 861-873, 2006.

PARANÁ. **Portaria IAP nº 074, de 22 de maio de 2007**. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o estado do Paraná, estabelece normas de controle e dá outras providências. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, 22 maio 2007. Disponível em:  
[http://www.institutohorus.org.br/download/marcos\\_legais/PORTARIA\\_IAP\\_N\\_095\\_DE\\_22\\_DE\\_MAIO\\_DE\\_2007.pdf](http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/PORTARIA_IAP_N_095_DE_22_DE_MAIO_DE_2007.pdf). Acesso em: 12 jul. 2019.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007.

PELOTAS. **Cartilha: Calçadas Pelotas**. Secretaria Municipal de Gestão da Cidade e Mobilidade Urbana. Prefeitura Municipal de Pelotas. 36 p. 2014.

PIMENTEL, D. *et al.* Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. **BioScience**, v. 50, n. 1, p. 53-65, 2000.

PLANTS FOR A FUTURE. 2003. Disponível em:  
<https://pfaf.org/user/Plant.aspx?LatinName=Pittosporum+undulatum>. Acesso em: 10. mai. 2019.

POLETTI, M.; ZATTERA, A. J.; SANTANA, R. M. Structural differences between wood species: evidence from chemical composition, FTIR spectroscopy, and thermogravimetric analysis. **Journal of Applied Polymer Science**, v.126, n.1, 337-344, 2012.

PRATT, C. F.; CONSTANTINE, K. L.; MURPHY, S. T. Economic impacts of invasive alien species on African smallholder livelihoods. **Global Food Security**, v. 14, p. 31-37, 2017.

PROJETO MAPBIOMAS – Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. 2020. Disponível em:  
<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 12 jul. 2019.

PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V.; KUČERA, T. Patterns of invasion in temperate nature reserves. **Biological Conservation**, v. 104, n. 1, p. 13-24, 2002.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. The biogeography of naturalization in alien plants. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 12, p. 2040-2050, 2006.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P. **Plant invasions and invasibility of plant communities**. In: MAAREL, E. (Ed.). *Vegetation ecology*. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p. 332-355.

RIEGEL, I. *et al.* Análise termogravimétrica da pirólise da acácia-negra (*Acacia mearnsii* de Wild.) cultivada no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 533-543, 2008.

RIGATTO, P. A. *et al.* Características físicas, químicas e anatômicas da madeira de *Hovenia dulcis*. Embrapa Florestas-Comunicado Técnico (INFOTECA-E), 2001.

RIO GRANDE DO SUL. **Portaria nº 79, de 31 de outubro de 2013**. Reconhece a lista de espécies exóticas invasoras do estado do Rio Grande do Sul e demais classificações, estabelece normas de controle e dá outras providências. Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA). Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201612/23180118-portaria-sema-79-de-2013-especies-exoticas-invasoras-rs.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2019.

RODGERS, L. *et al.* Multiscale invasive plant monitoring: experiences from the Greater Everglades restoration area. **Weed technology**, v. 32, n. 1, p. 11-19, 2018.

RODRIGUES, R. M. M.; MAGALHÃES, L. M. S. Estrutura e florística de fragmento de floresta secundária na planície aluvionar do Rio Guandu, em Seropédica-RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 3, p. 324-333, 2012.

ROZENDAAL, D. M. A. *et al.* Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science advances**, v. 5, n. 3, p. eaau3114, 2019.

SANTA CATARINA. **Resolução CONSEMA Nº 08, de 14 de setembro de 2012**. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Fundação do Meio Ambiente (FATMA). Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/upload/rppne/resconsema201208.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2019.

SANTANA, L. D.; FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. Aspectos ecológicos das espécies regenerantes de uma floresta urbana com 150 anos de sucessão florestal: o risco das espécies exóticas. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 1-13, 2019.

SANT'ANNA, M. C. S. *et al.* Caracterização de briquetes obtidos com resíduos da agroindústria. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, v.14, n.3, p. 289-294, 2012.

SANTOS, G. H. F.; NASCIMENTO, R. S.; ALVES, G. M. Biomassa como Energia Renovável no Brasil. **Revista Uningá Review**, v. 29, n. 2, 2018.

SÃO PAULO. **Espécies Exóticas Invasoras**: Proposta de Estratégia para abordar a questão. Secretaria Estadual do Meio Ambiente, 2009. Disponível em: [http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/consema/2011/11/oficio\\_consema\\_2009\\_244/Espcies\\_Exoticas\\_Invasoras\\_propostas\\_de\\_estrategia.pdf](http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/consema/2011/11/oficio_consema_2009_244/Espcies_Exoticas_Invasoras_propostas_de_estrategia.pdf). Acesso em: 10 jul. 2019.

- SCIPIONI, M. C. *et al.* Forest edge effects on the phytosociological composition of an Araucaria Forest fragment in Southern Brazil. **Floresta**, v. 48, n. 4, p. 483-492, 2018.
- SENATOR S. A.; ROZENBERG A. G. Assessment of economic and environmental impact of invasive plant species. **Biology Bulletin Reviews**, v. 7, p. 273-278, 2017.
- SERAFIN, I. T.; HENKES, J. A. Água de lastro: um problema ambiental. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 92-112, 2013.
- SEVERO, P. S.; ANJOS, F. S.; SILVA, F. N. Os pêssegos não caem do céu: relações de trabalho e agricultura familiar na região de Pelotas-RS. **DRd-Desenvolvimento Regional em debate**, v. 10, p. 137-160, 2020.
- SER. SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. Society for Ecological Restoration International's primer of ecological restoration. 2004.
- SFB. SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Florestas do Brasil em resumo: 2019. **Ministério do Meio Ambiente**. 207 p. 2019. Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/documentos/publicacoes/4261-florestas-do-brasil-em-resumo-digital/file>. Acesso em 10. fev. 2021.
- SFB. SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Inventário florestal nacional: Principais resultados do Rio Grande do Sul. **Ministério do Meio Ambiente**. 88 p. 2018. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/inventario-florestal-nacional>. Acesso em: 20 dez. 2019.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v.18, n.1, p. 18-26, 2003.
- SHEPHERD, G.J. FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP. 2010.
- SILVA, J. R. *et al.* Comparação de métodos indiretos para medição de abertura do dossel no cerrado, utilizando observações obtidas nos trabalhos de campo e fotos hemisféricas digitais. Natal: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. INPE, p. 3059-3064, 2009.
- SILVA, L.; SMITH, C. W.; TAVARES, J. Essays for the control of *Clethra arborea* and *Pittosporum undulatum*. **1º Encontro sobre Invasoras Lenhosas**, 1999.
- SILVA, L. B. *et al.* Biomass valorization in the management of woody plant invaders: The case of *Pittosporum undulatum* in the Azores. **Biomass and bioenergy**, v. 109, 155-165. 2018.
- SILVA, L. B. *et al.* Tree age determination in the widespread woody plant invader *Pittosporum undulatum*. **Forest ecology and management**, v. 400, p. 457-467, 2017.

- SILVA, L. M. *et al.* Arborização de Vias Públicas e a Utilização de Espécies Exóticas: o Caso do Bairro Centro de Pato Branco/PR. **Scientia Agraria**, Curitiba, v.8, n.1, p.47-53, 2007.
- SILVA-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, p. 27-30, 2009.
- SIMINSKI, A.; FANTINI, A.C.; REIS, M.S. Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da Mata Atlântica em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 23, p.3, p. 369-378. 2013.
- SMITH, R. E. Comparison of the plant water relations of *Cunonia capensis* and *Pittosporum undulatum* in a riparian woodland in the south-western Cape. **South African Journal of Botany**, v. 56, n. 3, p. 409-412, 1990.
- SOBRAL, M. *et al.* **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul**. Novo Ambiente, São Carlos, 350p, 2006.
- SOUZA, C. A. **Estrutura do componente arbóreo de floresta pluvial subtropical na Serra dos Tapes, sul do Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2001.
- STEENBOCK, W.; REIS, M. S. Domesticação da paisagem em bracingais de assentamentos rurais no Noroeste do Planalto Catarinense. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 427-437, 2013.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.239-250. 1999.
- TAVARES, S.R.L.; DOS SANTOS, T.E. Uso de diferentes fontes de biomassa vegetal para a produção de biocombustíveis sólidos. **Holos**, v. 5, p.19-27. 2013.
- TEIXEIRA, A. *et al.* **Invasive woodland resources in the azores: biomass availability for 100% renewable energy supply in graciosa Island**. In: Proceedings of the 23rd European Biomass Conference and Exhibition. 2015. p. 14-23.
- TERRA, T. D. R.; VIEIRA, R. D. S.; BARAÚNA, E. E. P. Prediction of Properties of *Sclerolobium paniculatum* and *Qualea grandiflora* Charcoal. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 1, 2019.
- VACCARO, S.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma floresta estacional decidual, no Município de Santa Tereza-RS. **Ciência Florestal**, v.9, n.1, p. 1-18, 1999.
- VENZKE, T. S. Florística de comunidades arbóreas no Município de Pelotas, Rio Grande do Sul. **Rodriguesia**, v.63, n.3, p. 571-578, 2012.

VENZKE, T. S. L.; MATTEI, V. L.; COSTA, M. A. D. Exotic woody plants in Pelotas, Rio Grande do Sul, southernmost Brazil. **Check List**, v. 14, p. 203, 2018.

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. 702-708, 2011.

VIZENTIN-BUGONI, J. *et al.* Structure, spatial dynamics, and stability of novel seed dispersal mutualistic networks in Hawai'i. **Science**, v. 364, n. 6435, p. 78-82, 2019.

ZAKRZEVSKI, S. B. B.; VARGAS, C. V.; DECIAN, V. S. Percepções de agricultores do Norte do Rio Grande do Sul sobre os serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 5, e157952944-2020e157952944, 2020.

ZILLER, S. R. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. **Revista Ciência Hoje**, São Paulo, v. 30, n. 178, p. 77-79, 2001.

ZVIEJKOVSKI, I. P. *et al.* Potencial invasor de *Psidium guajava*. Em um intervalo de cinco anos (2002-2007) dentro de uma Unidade de Conservação. **In IX Congresso de Ecologia do Brasil**, v.9, 2009.

## Apêndices

**Apêndice A – Parâmetros fitossociológicos do estágio adulto do Fragmento Alterado.**

Espécie	N	DA (ind ha- 1)	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	DoA (m <sup>2</sup> ha- 1)	DoR (%)	IVI
<i>Pittosporum undulatum</i>	357	892,5	33,06	10	100,00	4,95	7,65	23,75	61,76
<i>Myrsine parvula</i>	121	302,5	11,20	9	90,00	4,46	4,41	13,70	29,36
<i>Casearia sylvestris</i>	74	185,0	6,85	10	100,00	4,95	1,33	4,13	15,93
<i>Alchornea triplinervia</i>	36	90,0	3,33	10	100,00	4,95	2,41	7,49	15,77
<i>Myrsine umbellata</i>	50	125,0	4,63	8	80,00	3,96	1,42	4,42	13,01
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	44	110,0	4,07	10	100,00	4,95	0,91	2,83	11,86
<i>Allophylus edulis</i>	43	107,5	3,98	10	100,00	4,95	0,90	2,79	11,72
<i>Myrsine guianensis</i>	47	117,5	4,35	6	60,00	2,97	1,36	4,21	11,53
<i>Quillaja lancifolia</i>	26	65,0	2,41	6	60,00	2,97	1,73	5,37	10,75
<i>Lithraea brasiliensis</i>	27	67,5	2,50	8	80,00	3,96	1,16	3,59	10,05
<i>Ocotea pulchella</i>	18	45,0	1,67	6	60,00	2,97	0,94	2,92	7,56
<i>Ilex brevicuspis</i>	13	32,5	1,20	6	60,00	2,97	0,86	2,68	6,86
<i>Casearia decandra</i>	24	60,0	2,22	8	80,00	3,96	0,19	0,59	6,78
<i>Cedrela fissilis</i>	16	40,0	1,48	6	60,00	2,97	0,58	1,81	6,26
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	10	25,0	0,93	8	80,00	3,96	0,19	0,58	5,47
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	14	35,0	1,30	5	50,00	2,48	0,44	1,37	5,14
<i>Myrsine coriacea</i>	11	27,5	1,02	4	40,00	1,98	0,67	2,09	5,09
<i>Miconia pusilliflora</i>	12	30,0	1,11	6	60,00	2,97	0,22	0,69	4,77
<i>Dasyphyllum spinescens</i>	11	27,5	1,02	4	40,00	1,98	0,46	1,42	4,42
<i>Psidium cattleianum</i>	13	32,5	1,20	5	50,00	2,48	0,18	0,55	4,23
<i>Ocotea puberula</i>	7	17,5	0,65	3	30,00	1,49	0,61	1,90	4,03
<i>Schinus terebinthifolia</i>	12	30,0	1,11	2	20,00	0,99	0,51	1,60	3,70
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	11	27,5	1,02	4	40,00	1,98	0,19	0,59	3,59
<i>Styrax leprosus</i>	6	15,0	0,56	5	50,00	2,48	0,13	0,41	3,44

<i>Luehea divaricata</i>	6	15,0	0,56	2	20,00	0,99	0,33	1,02	2,57
<i>Ficus cestrifolia</i>	4	10,0	0,37	1	10,00	0,50	0,47	1,46	2,33
<i>Cupania vernalis</i>	4	10,0	0,37	2	20,00	0,99	0,26	0,80	2,16
<i>NI 1 asteraceae</i>	2	5,0	0,19	2	20,00	0,99	0,14	0,45	1,62
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	2	5,0	0,19	2	20,00	0,99	0,13	0,41	1,59
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	9	22,5	0,83	1	10,00	0,50	0,08	0,25	1,58
<i>Myrsine</i>	3	7,5	0,28	2	20,00	0,99	0,10	0,30	1,56
<i>Erythroxylum argentinum</i>	3	7,5	0,28	2	20,00	0,99	0,09	0,29	1,56
<i>Moquiniastrium polymorphum</i>	3	7,5	0,28	1	10,00	0,50	0,25	0,77	1,55
<i>Banara parviflora</i>	3	7,5	0,28	2	20,00	0,99	0,03	0,08	1,35
<i>Myrcia glabra</i>	3	7,5	0,28	2	20,00	0,99	0,02	0,07	1,34
<i>Faramea montevidensis</i>	7	17,5	0,65	1	10,00	0,50	0,04	0,13	1,27
<i>Matayba elaeagnoides</i>	2	5,0	0,19	2	20,00	0,99	0,03	0,09	1,27
<i>Myrcia palustris</i>	2	5,0	0,19	2	20,00	0,99	0,01	0,04	1,21
<i>Guapira opposita</i>	4	10,0	0,37	1	10,00	0,50	0,09	0,27	1,13
<i>Annona neosalicifolia</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,15	0,46	1,04
<i>Eucalyptus sp</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,13	0,40	0,98
<i>Prunus myrtifolia</i>	2	5,0	0,19	1	10,00	0,50	0,05	0,15	0,83
<i>Eugenia uniflora</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,05	0,15	0,74
<i>Nectandra megapotamica</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,05	0,15	0,74
<i>Ficus luschnatiana</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,04	0,13	0,72
<i>Pinus sp</i>	2	5,0	0,19	1	10,00	0,50	0,01	0,03	0,71
<i>Symplocos uniflora</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,03	0,10	0,69
<i>Morus nigra</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,03	0,10	0,69
<i>Ficus adathodifolia</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,03	0,09	0,68
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,02	0,07	0,66
<i>Escallonia bifida</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,02	0,07	0,65
<i>Ilex dumosa</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,02	0,05	0,64
<i>Sapium glandulosum</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,01	0,03	0,62
<i>Guettarda uruguensis</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,01	0,03	0,62
<i>Hovenia dulcis</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,01	0,03	0,62

<i>Calliandra tweedii</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,01	0,02	0,61
<i>Miconia hyemalis</i>	1	2,5	0,09	1	10,00	0,50	0,01	0,02	0,60

**Apêndice B – Parâmetros fitossociológicos do estágio jovem do Fragmento Alterado.**

Espécie	N	DA (ind ha-1)	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	DoA (m <sup>2</sup> ha- 1)	DoR (%)	IVI
<i>Pittosporum undulatum</i>	619	6190,0	37,42	38	95,00	8,46	14,85	39,83	85,72
<i>Faramea montevidensis</i>	330	3300,0	19,95	36	90,00	8,02	5,73	15,37	43,34
<i>Miconia pusilliflora</i>	86	860,0	5,20	28	70,00	6,24	0,96	2,57	14,00
<i>Ocotea pulchella</i>	66	660,0	3,99	28	70,00	6,24	1,35	3,62	13,84
<i>Casearia decandra</i>	70	700,0	4,23	23	57,50	5,12	1,58	4,24	13,60
<i>Casearia sylvestris</i>	35	350,0	2,12	20	50,00	4,45	1,56	4,17	10,75
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	32	320,0	1,93	21	52,50	4,68	1,21	3,26	9,87
<i>Myrsine guianensis</i>	23	230,0	1,39	14	35,00	3,12	1,40	3,75	8,26
<i>Sorocea bonplandii</i>	33	330,0	2,00	14	35,00	3,12	1,10	2,95	8,06
<i>Allophylus edulis</i>	20	200,0	1,21	13	32,50	2,90	1,39	3,72	7,83
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	29	290,0	1,75	14	35,00	3,12	0,88	2,35	7,22
<i>Myrsine parvula</i>	41	410,0	2,48	17	42,50	3,79	0,35	0,94	7,20
<i>Myrcia glabra</i>	34	340,0	2,06	19	47,50	4,23	0,19	0,50	6,78
<i>Cupania vernalis</i>	25	250,0	1,51	14	35,00	3,12	0,71	1,89	6,52
<i>Guapira opposita</i>	26	260,0	1,57	16	40,00	3,56	0,33	0,88	6,01
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	26	260,0	1,57	10	25,00	2,23	0,71	1,91	5,71
<i>Myrcia palustris</i>	18	180,0	1,09	14	35,00	3,12	0,26	0,70	4,91
<i>Psidium cattleianum</i>	14	140,0	0,85	9	22,50	2,00	0,48	1,29	4,14
<i>Eugenia uruguayensis</i>	10	100,0	0,60	7	17,50	1,56	0,06	0,16	2,32
<i>Citrus sp.</i>	8	80,0	0,48	7	17,50	1,56	0,05	0,14	2,18
<i>Eugenia uniflora</i>	7	70,0	0,42	7	17,50	1,56	0,06	0,17	2,15
<i>Myrsine umbellata</i>	6	60,0	0,36	4	10,00	0,89	0,33	0,89	2,14
<i>Miconia cinerascens</i>	8	80,0	0,48	6	15,00	1,34	0,12	0,32	2,14
<i>Banara parviflora</i>	9	90,0	0,54	5	12,50	1,11	0,15	0,39	2,05
<i>Trichilia clausenii</i>	9	90,0	0,54	5	12,50	1,11	0,13	0,35	2,00
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	5	50,0	0,30	5	12,50	1,11	0,15	0,39	1,81
<i>Eriobotrya japonica</i>	5	50,0	0,30	5	12,50	1,11	0,04	0,10	1,51
<i>Ilex brevicuspis</i>	3	30,0	0,18	2	5,00	0,45	0,33	0,88	1,51
<i>Alchornea triplinervia</i>	6	60,0	0,36	3	7,50	0,67	0,15	0,41	1,44
<i>Miconia hyemalis</i>	4	40,0	0,24	4	10,00	0,89	0,03	0,08	1,21
<i>Symplocos uniflora</i>	4	40,0	0,24	4	10,00	0,89	0,02	0,04	1,17
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	6	60,0	0,36	3	7,50	0,67	0,05	0,13	1,16
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	3	30,0	0,18	3	7,50	0,67	0,08	0,21	1,06
<i>Nectandra megapotamica</i>	4	40,0	0,24	3	7,50	0,67	0,04	0,11	1,02

<i>Calliandra tweedii</i>	3	30,0	0,18	2	5,00	0,45	0,14	0,39	1,01
<i>Citharexylum montevidense</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,12	0,32	0,89
<i>Luehea divaricata</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,06	0,16	0,72
<i>Matayba elaeagnoides</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,03	0,08	0,64
<i>Myrcianthes gigantea</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,02	0,06	0,63
<i>Myrsine sp</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,02	0,05	0,62
<i>Cedrela fissilis</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,02	0,05	0,61
<i>Styrax leprosus</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,01	0,04	0,60
<i>Erythroxylum argentinum</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,01	0,03	0,60
<i>Ocotea puberula</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,01	0,02	0,59
<i>Cordia ecalyculata</i>	2	20,0	0,12	2	5,00	0,45	0,00	0,01	0,58
<i>Prunus myrtifolia</i>	2	20,0	0,12	1	2,50	0,22	0,01	0,03	0,38
<i>Lithraea brasiliensis</i>	1	10,0	0,06	1	2,50	0,22	0,01	0,03	0,31
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	1	10,0	0,06	1	2,50	0,22	0,00	0,01	0,29
<i>Dasyphyllum spinescens</i>	1	10,0	0,06	1	2,50	0,22	0,00	0,01	0,29
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1	10,0	0,06	1	2,50	0,22	0,00	0,00	0,29
<i>Myrsine coriacea</i>	1	10,0	0,06	1	2,50	0,22	0,00	0,00	0,29

### Apêndice C – Parâmetros fitossociológicos do estágio regenerante do Fragmento Alterado.

Espécie	N	DA (ind ha <sup>-1</sup> )	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	IVI
<i>Faramea montevidensis</i>	364	14560,0	25,85	36	90,00	7,74	33,59
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	175	7000,0	12,43	35	87,50	7,53	19,96
<i>Allophylus edulis</i>	102	4080,0	7,24	26	65,00	5,59	12,84
<i>Guapira opposita</i>	88	3520,0	6,25	30	75,00	6,45	12,70
<i>Ocotea pulchella</i>	77	3080,0	5,47	31	77,50	6,67	12,14
<i>Myrcia glabra</i>	70	2800,0	4,97	26	65,00	5,59	10,56
<i>Casearia decandra</i>	64	2560,0	4,55	24	60,00	5,16	9,71
<i>Myrsine parvula</i>	54	2160,0	3,84	21	52,50	4,52	8,35
<i>Cupania vernalis</i>	36	1440,0	2,56	19	47,50	4,09	6,64
<i>Miconia pusilliflora</i>	43	1720,0	3,05	16	40,00	3,44	6,49
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	33	1320,0	2,34	19	47,50	4,09	6,43
<i>Pittosporum undulatum</i>	29	1160,0	2,06	17	42,50	3,66	5,72
<i>Sorocea bonplandii</i>	26	1040,0	1,85	16	40,00	3,44	5,29

<i>Ocotea puberula</i>	22	880,0	1,56	15	37,50	3,23	4,79
<i>Myrcia palustris</i>	25	1000,0	1,78	14	35,00	3,01	4,79
<i>Erythroxylum argentinum</i>	22	880,0	1,56	12	30,00	2,58	4,14
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	28	1120,0	1,99	9	22,50	1,94	3,92
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	21	840,0	1,49	11	27,50	2,37	3,86
<i>Eugenia uruguayensis</i>	15	600,0	1,07	11	27,50	2,37	3,43
<i>Miconia cinerascens</i>	15	600,0	1,07	7	17,50	1,51	2,57
<i>Eriobotrya japonica</i>	14	560,0	0,99	6	15,00	1,29	2,28
<i>Nectandra megapotamica</i>	8	320,0	0,57	7	17,50	1,51	2,07
<i>Casearia sylvestris</i>	7	280,0	0,50	7	17,50	1,51	2,00
<i>Styrax leprosus</i>	7	280,0	0,50	6	15,00	1,29	1,79
<i>Matayba elaeagnoides</i>	6	240,0	0,43	5	12,50	1,08	1,50
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	5	200,0	0,36	3	7,50	0,65	1,00
<i>Prunus myrtifolia</i>	4	160,0	0,28	3	7,50	0,65	0,93
<i>Cordia ecalyculata</i>	4	160,0	0,28	3	7,50	0,65	0,93
<i>Trichilia clausenii</i>	3	120,0	0,21	3	7,50	0,65	0,86
<i>Banara parviflora</i>	3	120,0	0,21	3	7,50	0,65	0,86
<i>Citronella gongonha</i>	6	240,0	0,43	2	5,00	0,43	0,86
<i>Myrsine sp</i>	3	120,0	0,21	2	5,00	0,43	0,64
<i>Luehea divaricata</i>	3	120,0	0,21	2	5,00	0,43	0,64
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2	80,0	0,14	2	5,00	0,43	0,57
<i>Pouteria gardneriana</i>	2	80,0	0,14	2	5,00	0,43	0,57
<i>Alchornea triplinervia</i>	2	80,0	0,14	2	5,00	0,43	0,57
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	5	200,0	0,36	1	2,50	0,22	0,57
<i>Calliandra tweedii</i>	3	120,0	0,21	1	2,50	0,22	0,43
<i>Diospyros inconstans</i>	2	80,0	0,14	1	2,50	0,22	0,36
<i>Symplocos tetrandra</i>	2	80,0	0,14	1	2,50	0,22	0,36
<i>Eugenia rostrifolia</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,22	0,29
<i>Cedrela fissilis</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,22	0,29
<i>Citrus sp.</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,22	0,29
<i>Citronella paniculata</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,22	0,29
<i>Actinostemon concolor</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,22	0,29
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,22	0,29
<i>Eugenia uniflora</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,22	0,29
<i>Psidium cattleianum</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,22	0,29

**Apêndice D – Parâmetros fitossociológicos do estágio adulto do Fragmento Referência.**

Espécie	N	DA (ind ha-1)	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	DoA (m <sup>2</sup> ha- 1)	DoR (%)	IVI
<i>Actinostemon concolor</i>	286	715,0	30,72	9	90,00	4,02	3,02	7,59	42,33
<i>Faramea montevidensis</i>	91	227,5	9,77	10	100,00	4,46	0,64	1,60	15,84
<i>Ficus organensis</i>	5	12,5	0,54	4	40,00	1,79	4,80	12,04	14,37
<i>Myrsine</i>	32	80,0	3,44	8	80,00	3,57	2,72	6,83	13,84
<i>Guapira opposita</i>	31	77,5	3,33	6	60,00	2,68	2,71	6,81	12,81
<i>Luehea divaricata</i>	18	45,0	1,93	8	80,00	3,57	2,86	7,19	12,70
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	33	82,5	3,54	8	80,00	3,57	1,69	4,24	11,36
<i>Myrcia glabra</i>	20	50,0	2,15	9	90,00	4,02	1,75	4,40	10,57
<i>Eugenia rostrifolia</i>	31	77,5	3,33	7	70,00	3,13	1,28	3,23	9,68
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	19	47,5	2,04	7	70,00	3,13	1,75	4,39	9,56
<i>Trichilia claussenii</i>	34	85,0	3,65	7	70,00	3,13	0,96	2,42	9,20
<i>Myrsine guianensis</i>	31	77,5	3,33	4	40,00	1,79	1,58	3,97	9,09
<i>Banara parviflora</i>	23	57,5	2,47	8	80,00	3,57	1,16	2,92	8,96
<i>Sorocea bonplandii</i>	30	75,0	3,22	8	80,00	3,57	0,37	0,94	7,73
<i>Ocotea pulchella</i>	14	35,0	1,50	4	40,00	1,79	1,55	3,89	7,18
<i>Miconia pusilliflora</i>	33	82,5	3,54	4	40,00	1,79	0,61	1,52	6,85

<i>Myrsine umbellata</i>	20	50,0	2,15	5	50,00	2,23	0,98	2,47	6,85
<i>Myrcianthes gigantea</i>	13	32,5	1,40	6	60,00	2,68	0,84	2,12	6,19
<i>Allophylus edulis</i>	19	47,5	2,04	5	50,00	2,23	0,76	1,90	6,17
<i>Casearia sylvestris</i>	14	35,0	1,50	7	70,00	3,13	0,44	1,09	5,72
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	9	22,5	0,97	6	60,00	2,68	0,34	0,86	4,51
<i>Cordia ecalyculata</i>	10	25,0	1,07	4	40,00	1,79	0,61	1,54	4,40
<i>Citronella paniculata</i>	9	22,5	0,97	6	60,00	2,68	0,23	0,57	4,22
<i>Citharexylum montevidense</i>	9	22,5	0,97	4	40,00	1,79	0,57	1,42	4,17
<i>Diospyros inconstans</i>	6	15,0	0,64	5	50,00	2,23	0,47	1,19	4,07
<i>Cupania vernalis</i>	13	32,5	1,40	5	50,00	2,23	0,17	0,42	4,05
<i>Casearia decandra</i>	8	20,0	0,86	4	40,00	1,79	0,35	0,87	3,52
<i>Ilex brevicuspis</i>	5	12,5	0,54	3	30,00	1,34	0,55	1,38	3,26
<i>Prunus myrtifolia</i>	4	10,0	0,43	4	40,00	1,79	0,31	0,77	2,98
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	4	10,0	0,43	4	40,00	1,79	0,25	0,62	2,84
<i>Alchornea triplinervia</i>	3	7,5	0,32	3	30,00	1,34	0,44	1,10	2,76
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	4	10,0	0,43	3	30,00	1,34	0,24	0,61	2,38
<i>Zanthoxylum fagara</i>	3	7,5	0,32	3	30,00	1,34	0,26	0,66	2,32
<i>myrsine loefgrenii</i>	4	10,0	0,43	4	40,00	1,79	0,04	0,11	2,32
<i>Erythroxylum argentinum</i>	3	7,5	0,32	3	30,00	1,34	0,24	0,59	2,25
<i>Nectandra megapotamica</i>	4	10,0	0,43	2	20,00	0,89	0,37	0,93	2,25
<i>Psidium cattleianum</i>	3	7,5	0,32	3	30,00	1,34	0,03	0,07	1,73
<i>Eugenia uruguayensis</i>	5	12,5	0,54	2	20,00	0,89	0,11	0,28	1,71
<i>Cordia americana</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,45	1,12	1,68
<i>Lithraea brasiliensis</i>	3	7,5	0,32	2	20,00	0,89	0,14	0,35	1,57
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	4	10,0	0,43	2	20,00	0,89	0,08	0,19	1,51
<i>Vitex megapotamica</i>	3	7,5	0,32	1	10,00	0,45	0,26	0,65	1,42
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	3	7,5	0,32	2	20,00	0,89	0,07	0,19	1,40
<i>Randia ferox</i>	2	5,0	0,21	2	20,00	0,89	0,10	0,25	1,36
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	2	5,0	0,21	2	20,00	0,89	0,04	0,09	1,20
<i>Cedrela fissilis</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,24	0,60	1,16
<i>Styrax leprosus</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,16	0,40	0,96
<i>Quillaja lancifolia</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,15	0,38	0,93
<i>Myrsine parvula</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,02	0,04	0,60
<i>Pittosporum undulatum</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,02	0,04	0,60
<i>Symplocos uniflora</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,01	0,03	0,58
<i>Citronella gongonha</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,01	0,03	0,58
<i>Citrus sp.</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,01	0,02	0,58
<i>Aiouea saligna</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,01	0,02	0,57

<i>Dasyphyllum spinescens</i>	1	2,5	0,11	1	10,00	0,45	0,01	0,01	0,57
-------------------------------	---	-----	------	---	-------	------	------	------	------

**Apêndice E – Parâmetros fitossociológicos do estágio jovem do Fragmento Referência.**

Espécie	N	DA (ind ha-1)	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	DoA (m <sup>2</sup> ha- 1)	DoR (%)	IVI
<i>Actinostemon concolor</i>	464	4640,0	42,37	33	82,50	12,69	2,27	42,52	97,59
<i>Faramea montevidensis</i>	228	2280,0	20,82	36	90,00	13,85	1,37	25,64	60,31
<i>Sorocea bonplandii</i>	138	1380,0	12,60	31	77,50	11,92	0,52	9,82	34,34
<i>Trichilia clausenii</i>	38	380,0	3,47	15	37,50	5,77	0,12	2,16	11,40
<i>Miconia pusilliflora</i>	24	240,0	2,19	12	30,00	4,62	0,16	2,97	9,77
<i>Myrcia glabra</i>	16	160,0	1,46	11	27,50	4,23	0,13	2,51	8,20
<i>Eugenia rostrifolia</i>	12	120,0	1,10	10	25,00	3,85	0,13	2,38	7,33
<i>Cupania vernalis</i>	22	220,0	2,01	8	20,00	3,08	0,07	1,36	6,45
<i>Pittosporum undulatum</i>	24	240,0	2,19	7	17,50	2,69	0,07	1,37	6,26
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	14	140,0	1,28	8	20,00	3,08	0,06	1,06	5,42
<i>Casearia decandra</i>	14	140,0	1,28	8	20,00	3,08	0,03	0,55	4,91
<i>Banara parviflora</i>	7	70,0	0,64	6	15,00	2,31	0,06	1,19	4,14
<i>Eugenia uruguayensis</i>	8	80,0	0,73	6	15,00	2,31	0,01	0,23	3,27
<i>Myrsine loefgrenii</i>	9	90,0	0,82	4	10,00	1,54	0,05	0,89	3,25
<i>Guapira opposita</i>	7	70,0	0,64	5	12,50	1,92	0,03	0,50	3,07
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	5	50,0	0,46	5	12,50	1,92	0,02	0,37	2,75
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	5	50,0	0,46	5	12,50	1,92	0,02	0,30	2,68
<i>Ocotea pulchella</i>	5	50,0	0,46	5	12,50	1,92	0,00	0,09	2,47
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	3	30,0	0,27	3	7,50	1,15	0,04	0,75	2,18
<i>Nectandra megapotamica</i>	5	50,0	0,46	4	10,00	1,54	0,01	0,12	2,11

<i>Myrsine guianensis</i>	3	30,0	0,27	2	5,00	0,77	0,04	0,84	1,88
<i>Myrcia palustris</i>	5	50,0	0,46	3	7,50	1,15	0,01	0,13	1,74
<i>Myrcianthes gigantea</i>	4	40,0	0,37	3	7,50	1,15	0,01	0,19	1,71
<i>Citrus sp.</i>	3	30,0	0,27	3	7,50	1,15	0,01	0,20	1,63
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	4	40,0	0,37	3	7,50	1,15	0,01	0,10	1,62
<i>Trichilia elegans</i>	3	30,0	0,27	2	5,00	0,77	0,03	0,47	1,52
<i>Sloanea lasiocoma</i>	2	20,0	0,18	2	5,00	0,77	0,02	0,34	1,29
<i>Diospyros inconstans</i>	2	20,0	0,18	2	5,00	0,77	0,01	0,25	1,20
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	3	30,0	0,27	2	5,00	0,77	0,00	0,05	1,09
<i>Ocotea puberula</i>	3	30,0	0,27	2	5,00	0,77	0,00	0,04	1,09
<i>Eugenia involucrata</i>	2	20,0	0,18	2	5,00	0,77	0,00	0,05	1,00
<i>Ilex brevicuspis</i>	2	20,0	0,18	1	2,50	0,38	0,01	0,16	0,72
<i>Myrsine umbellata</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,07	0,55
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,06	0,54
<i>Eriobotrya japonica</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,06	0,53
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,04	0,51
<i>Syzygium jambos</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,04	0,51
<i>Symplocos tetrandra</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,03	0,51
<i>Symplocos uniflora</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,02	0,50
<i>Casearia sylvestris</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,02	0,50
<i>Luehea divaricata</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,02	0,50
<i>Allophylus edulis</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,02	0,49
<i>Aiouea saligna</i>	1	10,0	0,09	1	2,50	0,38	0,00	0,01	0,49

**Apêndice F – Parâmetros fitossociológicos do estágio regenerante do Fragmento Referência.**

Espécie	N	DA (ind ha <sup>-1</sup> )	DR (%)	Nparc	FA (%)	FR (%)	IVI
<i>Faramea montevidensis</i>	332	13280,0	23,95	35	87,50	10,39	34,34
<i>Sorocea bonplandii</i>	294	11760,0	21,21	38	95,00	11,28	32,49
<i>Actinostemon concolor</i>	315	12600,0	22,73	30	75,00	8,90	31,63
<i>Cupania vernalis</i>	71	2840,0	5,12	32	80,00	9,50	14,62
<i>Trichilia clausenii</i>	93	3720,0	6,71	26	65,00	7,72	14,43
<i>Guapira opposita</i>	38	1520,0	2,74	22	55,00	6,53	9,27
<i>Eugenia uruguayensis</i>	24	960,0	1,73	17	42,50	5,04	6,78
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	29	1160,0	2,09	12	30,00	3,56	5,65
<i>Allophylus edulis</i>	22	880,0	1,59	10	25,00	2,97	4,55
<i>Miconia pusilliflora</i>	17	680,0	1,23	10	25,00	2,97	4,19
<i>Nectandra megapotamica</i>	16	640,0	1,15	10	25,00	2,97	4,12
<i>Casearia decandra</i>	15	600,0	1,08	10	25,00	2,97	4,05
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	13	520,0	0,94	8	20,00	2,37	3,31
<i>Matayba elaeagnoides</i>	13	520,0	0,94	7	17,50	2,08	3,02
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	12	480,0	0,87	6	15,00	1,78	2,65
<i>Ocotea puberula</i>	10	400,0	0,72	6	15,00	1,78	2,50
<i>Cordia ecalyculata</i>	7	280,0	0,51	6	15,00	1,78	2,29
<i>Eugenia rostrifolia</i>	6	240,0	0,43	6	15,00	1,78	2,21
<i>Myrcia glabra</i>	10	400,0	0,72	5	12,50	1,48	2,21
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	6	240,0	0,43	5	12,50	1,48	1,92
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	5	200,0	0,36	5	12,50	1,48	1,84
<i>Myrcianthes gigantea</i>	4	160,0	0,29	4	10,00	1,19	1,48
<i>Ocotea pulchella</i>	5	200,0	0,36	3	7,50	0,89	1,25
<i>Citronella gongonha</i>	3	120,0	0,22	3	7,50	0,89	1,11
<i>Diospyros Inconstans</i>	3	120,0	0,22	2	5,00	0,59	0,81
<i>Styrax leprosus</i>	3	120,0	0,22	2	5,00	0,59	0,81
<i>Myrsine sp.</i>	3	120,0	0,22	2	5,00	0,59	0,81
<i>Eriobotrya japonica</i>	3	120,0	0,22	2	5,00	0,59	0,81
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	2	80,0	0,14	2	5,00	0,59	0,74
<i>Banara parviflora</i>	2	80,0	0,14	2	5,00	0,59	0,74
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	80,0	0,14	2	5,00	0,59	0,74
<i>Aiouea saligna</i>	2	80,0	0,14	1	2,50	0,30	0,44
<i>Myrsine parvula</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,30	0,37
<i>Citrus sp.</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,30	0,37

<i>Myrcia palustris</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,30	0,37
<i>Sloanea lasiocoma</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,30	0,37
<i>Prunus myrtifolia</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,30	0,37
<i>Eugenia involucrata</i>	1	40,0	0,07	1	2,50	0,30	0,37