

**UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI  
E DAS MISSÕES  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, EXTENSÃO E PÓS-GRADUAÇÃO  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

MARCIANA BRANDALISE

**EFEITOS DE CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM NA INVASÃO DE *Hovenia  
dulcis* Thunb. EM FRAGMENTOS FLORESTAIS**

Erechim - Março, 2020

MARCIANA BRANDALISE

**EFEITOS DE CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM NA INVASÃO DE *Hovenia dulcis* Thunb. EM FRAGMENTOS FLORESTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia (Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental).

Linha de pesquisa:

Ecologia e conservação da biodiversidade

Orientadores:

Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> Vanderlei Secretti Decian

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Tanise Luisa Sausen

Erechim - Março, 2020

---

B817e Brandalise, Marciana

Efeitos de características da paisagem na invasão de *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais / Marciana Brandalise. - 2020.  
59 f.

Dissertação (mestrado) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, 2020.

“Orientação: Prof. Dr. Vanderlei Secretti Decian, Prof<sup>a</sup> Dra. Tanise Luisa Sausen.”

1. Ecologia – paisagem 2. Geoprocessamento 3. Invasão biológica  
I. Título

C.D.U.: 504.06

MARCIANA BRANDALISE

**EFEITOS DE CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM NA INVASÃO DE *Hovenia dulcis* Thunb. EM FRAGMENTOS FLORESTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia. Área de Concentração: Gestão e Conservação Ambiental.

BANCA EXAMINADORA

---

Dr. Vanderlei Secretti Decian (Orientador)

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI Campus de Erechim.

---

Dr. Tanise Luisa Sausen (Co-Orientadora)

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI Campus de Erechim.

---

Dr. Jean Carlos Budke

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI Campus de Erechim.

---

Dr. Carlos Henke de Oliveira  
Universidade de Brasília UNB

Erechim – Março, 2020

## AGRADECIMENTOS

A Deus que me concedeu o dom da vida, a capacidade e motivação para a realização desta caminhada.

Ao Professor Dr. Vanderlei Secretti Decian, não só pela excelente orientação no decorrer do estudo, mas pela transmissão do seu conhecimento, sua dedicação, seus conselhos, por confiar a mim a condução de projetos de pesquisa e por ter contribuído significativamente para o meu aprendizado e formação profissional.

A Professora Dr. Tanise Luisa Sausen pela orientação, conselhos, ensinamentos e por ter contribuído para o meu aprendizado, tanto profissional como pessoal.

A Professora Dr. Silvia Vendruscolo Milesi por todos os ensinamentos, conselhos e auxílio nas análises dos dados.

Ao Ivan Luís Rovani, colega de laboratório e de profissão, pela ajuda em todos os momentos do desenvolvimento deste estudo, pela troca de ideias, conselhos e por toda a ajuda em campo.

Ao Victor Sassi e ao Lucas Haiduki, por toda a ajuda, por aguentarem os extensos dias de calor e demais intempéries enfrentadas durante os campos.

A Dr. Franciele Rosset de Quadros, pelo auxílio na pesquisa, pela dedicação, ensinamentos e conselhos, os quais levarei por toda vida.

A toda a minha família, em especial aos meus pais Jandir e Adirse pelo imenso apoio, carinho e amor, sendo as minhas inspirações na vida.

Aos meus irmãos, Airton e Márcio, pelo apoio e incentivo.

Ao meu namorado Wagner, pelo amor, companheirismo, incentivo e compreensão em todos os momentos.

A todos os Professores do Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões pela contribuição na minha formação profissional.

A Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões por toda a infraestrutura disponibilizada na realização deste estudo.

A CAPES pela concessão da bolsa.

# EFEITOS DE CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM NA INVASÃO DE *Hovenia dulcis* THUNB. EM FRAGMENTOS FLORESTAIS

Marciana Brandalise

Dr. Vanderlei Secretti Decian

Dra. Tanise Luisa Sausen

24 de março de 2020

## RESUMO

A invasão de espécies exóticas aliada às ações antrópicas resultam em impactos negativos e são consideradas os fatores-chaves da perda de biodiversidade. A paisagem adjacente também pode ser responsável pela invasão de um habitat, devido às características e elementos da paisagem circundante. No Sul do Brasil, os remanescentes florestais estão distribuídos principalmente em ambientes com maior declividade e com matrizes do entorno caracterizadas por usos agrícolas e urbanos. O presente estudo teve por objetivo avaliar o processo de invasão da *Hovenia dulcis* (Thunb.) em áreas de borda e interior de fragmentos florestais com diferentes tamanhos (hectares) e formas (shape) verificando o comportamento da invasão diante de diferentes elementos da paisagem. Como hipóteses, esperamos que: I) a maior invasibilidade de *H. dulcis* ocorre em fragmentos pequenos, com shape  $>2$  e em áreas de borda; II) Os elementos da paisagem, (maior descontinuidade de dossel, maior declividade, uso e cobertura da terra predominante agrícola no entorno de fragmentos florestais), característicos de área de borda, favorecem a invasão da *H. dulcis* e III) Fragmentos grandes e circulares (shape  $<2$ ) e áreas de interior podem ser considerados “conservados” e serão menos suscetíveis à invasão por *H. dulcis* e serão associados com uma maior abundância e riqueza de espécies nativas. Para o desenvolvimento deste estudo foram selecionados 16 fragmentos florestais pertencentes aos limites do COREDE Norte, do estado do Rio Grande do Sul. Os fragmentos florestais foram selecionados de acordo com os seguintes critérios: tamanho ( $> 100$  ha e  $10$  a  $100$  ha), forma ( $<2$  e  $> 2$ ). Adicionalmente, os fragmentos selecionados com base nos critérios acima mencionados foram também avaliados quanto à presença de exemplares de *H. dulcis*. Nos fragmentos florestais foram instaladas 5 unidades amostrais na área de borda e 5 unidades amostrais na área de interior de cada fragmento florestal. Em cada uma das unidades amostrais instaladas, foram quantificadas a abundância de *H. dulcis* e classificados em diferentes classes de tamanho (adultos, jovens e plântulas) de acordo com a altura da parte aérea, a abundância e riqueza de espécies nativas. Os elementos de paisagem avaliados neste estudo foram descontinuidade de dossel, declividade e o uso e cobertura da terra obtido no raio de 500 metros do entorno da borda de cada fragmento florestal. Por meio das análises realizadas foi possível observar que o tamanho e a forma dos fragmentos florestais não influenciam na abundância de *H. dulcis*. Por sua vez, registrou-se uma maior abundância de *H. dulcis* em áreas de borda dos fragmentos florestais, indicando o padrão de invasão borda-interior. Em relação aos elementos da paisagem avaliados (descontinuidade de dossel, declividade e uso e cobertura do entorno) não demonstraram influência na invasão desta espécie, ressaltando assim, a sua plasticidade a fatores abióticos e sua alta capacidade de invasão da espécie exótica. Para as espécies nativas, observou-se um efeito positivo entre a abundância de *H. dulcis* e de espécies nativas, enquanto a riqueza não foi relacionada com a abundância de *H. dulcis*. Estes resultados podem estar associados ao processo de recrutamento e permitindo a coexistência de espécies nativas e exóticas. Adicionalmente, a

abundância e riqueza de espécies nativas também não foi associada a diferentes tamanhos, formas e áreas de borda e interior de fragmentos florestais. Sendo assim, foi observado que tanto exemplares adultos como jovens e plântulas concentram-se na borda dos fragmentos florestais, independente do tamanho ou forma e que as características que podem favorecer o processo de invasão é o uso antrópico agrícola no entorno, principalmente devido a matriz onde os fragmentos florestais encontram-se imersos. Porém ressalta-se a necessidade de demais estudos investigando os efeitos históricos de ações antrópicas na paisagem, características abióticas e bióticas do solo, verificando se estes fatores exercem influência na abundância de *H. dulcis*.

**PALAVRAS CHAVE:** Invasão Biológica; Comportamento Invasivo; Ecologia da Paisagem; Geoprocessamento; Planejamento Ambiental.

## ABSTRACT

The exotic species invasion combined with anthropic actions result in negative impacts and are considered the key factors of biodiversity loss. The adjacent landscape may also be responsible for the invasion of a habitat due to the characteristics and elements of the surrounding landscape, since the forest remnants in southern Brazil are distributed mainly in environments with greater slope and with arrays of the surroundings characterized by agricultural and urban uses. Therefore, the present study aimed to evaluate the invasion process of *Hovenia dulcis* (Thunb) in edge and interior areas of forest fragments with different sizes (hectares) and shapes (shape) verifying the behavior of the invasion in front of different landscape elements. As hypotheses, we hope that: I) the higher invasibility of *H. dulcis* occurs in small fragments, shape  $> 2$  and in edge areas; II) Landscape elements, such as greatest canopy discontinuity, greatest declivity, use and coverage of the predominantly agricultural land around forest fragments, characteristic of the edge area, favor the invasion of *H. dulcis* and III) Large and circular fragments (shape  $< 2$ ) and interior areas can be considered “conserved” and will be less susceptible to invasion by *H. dulcis* and will be associated with greatest abundance and richness of native species. For the development of this study, 16 forest fragments belonging to the limits of COREDE Norte, in the state of Rio Grande do Sul, were selected. The forest fragments were selected according to the following criteria: size (size classes), shape (size classes). In addition, the selected fragments based on the above mentioned criteria were also evaluated for the presence of specimens *H. dulcis*. In the forest fragments, 5 plots were installed in the edge area and 5 plots in the interior area of each forest fragment. In each of the installed plots, the abundance of *H. dulcis* was verified and classified in different size classes (adults, young and seedlings) according to the height of the aerial part, the abundance and richness of native species. The landscape elements evaluated in this study were canopy discontinuity, slope and land use and cover obtained within a radius of 500 meters around the edge of each forest fragment. Through the analyzes carried out it was possible to observe that the size and shape of the forest fragments do not influence the abundance of *H. dulcis*. In turn, there was a greater abundance of *H. dulcis* in the edge areas of forest fragments, indicating the pattern of border-interior invasion. Regarding the evaluated landscape elements (canopy discontinuity, slope and use and cover of the surroundings) they did not show any influence on the invasion of this species, thus highlighting its plasticity and other characteristics of invasive species. For native species there is a positive effect between the abundance of *H. dulcis* and native species, while the richness of native species is not related to the abundance of *H. dulcis*. These results can be associated with the recruitment and allowing the coexistence of native and exotic species. In addition, the abundance and richness of native species was not associated with different sizes, shapes and areas of edge and interior of forest fragments. Thus, it was observed that both adult and young specimens and seedlings are concentrated on the edge of forest fragments, regardless of size or shape and that the characteristics that may favor is agricultural anthropic use in the surroundings, mainly due to the arrays where the forest fragments are immersed. However, there is a need for further studies investigating the historical effects of anthropic actions on the landscape, abiotic and biotic characteristics of the soil, verifying whether these factors influence the abundance of *H. dulcis*.

**KEYWORDS:** Biological invasion; Invasive behavior; Landscape ecology; Geoprocessing; Environmental planning.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização e localização dos 16 fragmentos selecionados para este estudo no COREDE Norte do Rio Grande do Sul. ....	24
Tabela 2. Resultados estatísticos da abundância de <i>H. dulcis</i> em todas as classes analisadas em relação aos elementos da paisagem mensurados (GL: 1;30). ....	29
Tabela 3. Resultados estatísticos da abundância relativa e riqueza rarefeita das espécies nativas em relação aos critérios dos fragmentos selecionados (GL: 1;24). ....	31
Tabela 4. Índices de Ecologia da Paisagem gerados ao nível de classe por meio do Fragstats 4.2.1. ....	45
Tabela 5. Abundância e riqueza de espécies encontradas nas áreas de borda e interior em todos os fragmentos florestais avaliados nos diferentes critérios. ....	51
Tabela 6. Trajetória do Uso e Cobertura da Terra no entorno (500m) dos Fragmentos Florestais selecionados para a categoria A (Fragmentos 6;8;13;15). ....	54
Tabela 7. Trajetória do Uso e Cobertura da Terra no entorno(500m) dos Fragmentos Florestais selecionados para a categoria B (Fragmentos 4;5;11;12). ....	54
Tabela 8. Trajetória do Uso e Cobertura da Terra no entorno(500m) dos Fragmentos Florestais selecionados para a categoria C (Fragmentos 2;10;14;16). ....	55
Tabela 9. Trajetória do Uso e Cobertura da Terra no entorno(500m) dos Fragmentos Florestais selecionados para a categoria D (Fragmentos 1;3;7;9). ....	55

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo – Corede Norte, com visualização dos fragmentos florestais categorizados pelas categorias (A, B, C e D) de Forma (Shape) e Tamanho (Hectares) para o levantamento de dados. ....	23
Figura 2. Desenho amostral da instalação das unidades amostrais em Borda / Interior nos fragmentos do estudo. ....	25
Figura 3. Gráficos da análise Split-plot das abundância relativa das classes de <i>H. dulcis</i> em relação ao tamanho, forma e área de borda e interior dos fragmentos florestais. ....	28
Figura 4. Gráficos da análise de Regressão Linear Simples da abundância de <i>H. dulcis</i> nas diferentes classes em relação a abundância de espécies nativas nos fragmentos florestais. ....	30
Figura 5. Quantificação das classes de uso e cobertura da terra para o entorno dos fragmentos florestais. ....	46
Figura 6. Fragmentos florestais avaliados neste estudo, compreendo a categoria A, com a série histórica de usos e cobertura da terra do entorno de 500 m do fragmento. ....	47
Figura 7. Fragmentos florestais avaliados neste estudo, compreendo a categoria B, com a série histórica de usos e cobertura da terra do entorno de 500 m do fragmento. ....	48
Figura 8. Fragmentos florestais avaliados neste estudo, compreendo a categoria C, com a série histórica de usos e cobertura da terra do entorno de 500 m do fragmento. ....	49
Figura 9. Fragmentos florestais avaliados neste estudo, compreendo a categoria D, com a série histórica de usos e cobertura da terra do entorno de 500 m do fragmento. ....	50
Quadro 1. Categorização dos Fragmentos Florestais utilizado para o estudo de acordo com os critérios de forma (Shape), Tamanho (hectares), número dos fragmentos em cada categoria e descrição dos critérios que fazem com que os mesmos integrem as categorias A, B, C e D. ....	46

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>12</b>
<b>Interferência dos elementos da paisagem na invasão de <i>Hovenia dulcis</i> Thunb. em fragmentos florestais .....</b>	<b>16</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>19</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>22</b>
2.1 Área de estudo .....	22
2.2 Seleção dos Fragmentos Florestais .....	23
2.3 Coleta dos dados .....	25
2.4 Análise dos dados .....	26
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>27</b>
3.1 Tamanho, forma, área de borda e interior dos fragmentos florestais .....	27
3.2 Elementos da Paisagem .....	29
3.3 Abundância e Riqueza de Espécies Nativas .....	29
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>31</b>
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>36</b>
<b>6. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>38</b>
<b>7. MATERIAL COMPLEMENTAR.....</b>	<b>45</b>
<b>8. CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>56</b>
<b>9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>57</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

As ações antrópicas em ecossistemas florestais são os principais fatores de mudanças globais, reduzindo a diversidade por meio das invasões biológicas e pelo uso antropogênico da paisagem resultando em mudança climática global e comprometendo a diversidade (DIDHAM et al., 2007; LAZZARIN et al., 2015; VITOUSEK et al., 1996). Os três principais fatores relacionados com as mudanças de uso e cobertura da terra são a destruição, a fragmentação e a degradação de habitat, representando uma ameaça a diversidade (VITOUSEK et al., 1996). A intensificação dessas atividades antrópicas acelera o processo de substituição de paisagem natural por outros tipos de uso do solo, com a conversão de área de cobertura florestal em fragmentos florestais pequenos e isolados, ocasionando problemas na qualidade e disponibilidade de recursos naturais (SEOANE et al., 2010; VALENTE e VETTORAZZI, 2002).

A perturbação do habitat e fragmentação de ecossistemas são fatores que aceleram a introdução acidental ou intencional de muitas espécies em ecossistemas naturais (DELNATTE e MEYER, 2011). Quanto maior for o grau de perturbação do ecossistema natural, maior o potencial de dispersão e estabelecimento de espécies exóticas invasoras (DAVIS; GRIME; THOMPSON, 2000). Em adição, quando a perturbação humana ocasiona a fragmentação florestal, acaba por impulsionar o desenvolvimento de mudanças naturais significativas nas características estruturais da paisagem, modificando fatores abióticos, o que favorece o aparecimento de espécies exóticas invasoras (HYATT, 2008; MOLES et al., 2012).

O efeito de borda é definido como o resultado da interação de dois ecossistemas florestais adjacentes, separados por uma mudança abrupta na paisagem, alterando a composição ou abundância das espécies na parte periférica do fragmento (FORMAN e GODRON, 1986; MURCIA, 1995). A presença de área de borda ocasiona mudanças no equilíbrio do ambiente e suas relações ecológicas (PIROVANI et al., 2014), bem como causa alterações nos parâmetros estruturais da floresta (HENTZ et al., 2017). A distância que o efeito de borda percorre em direção ao interior do fragmento prediz quanto de área conservada existe nestas porções internas (LAGOS, 2017). Portanto, fragmentos que apresentam área de núcleo não recebem pressões antrópicas diretas e não apresentam efeitos de borda. Além disso, bordas florestais oferecem um excelente sistema de estudo para

explorar o efeito sinérgico da alteração de paisagem e invasão de plantas conduzida pelo homem, uma vez que a borda da floresta urbana é a frente de invasão para muitas espécies exóticas (GONZÁLEZ-MORENO, GASSO, VILÀ, 2013).

Uma espécie exótica é considerada como espécie que não ocorre naturalmente em uma região geográfica, mas pelas atividades antrópicas podem ser disseminadas tanto acidentalmente como intencionalmente (MORO et al., 2012). Espécies invasoras são definidas como plantas exóticas que além de conseguir se reproduzir, mantendo uma população viável, conseguem dispersar e se estabelecer para áreas distantes invadindo assim nova área geográfica, sendo capazes de competir com as espécies nativas (MORO et al., 2012). A história de vida da espécie (massa corporal, taxa reprodutiva, dieta, área de vida e comportamento) e características dos habitats nativos ou receptores (diversidade de recursos, presença de predadores, competidores e parasitas e clima) complementam o sucesso ou fracasso da invasão (MOONEY et al., 2005; PRENTER et al., 2004; ZENNI e NUÑEZ, 2013). Por sua vez, essas características atuam em todas as etapas do processo de invasão (transporte, liberação/escape, estabelecimento e disseminação) com efeitos na sobrevivência e nas taxas de reprodução de populações invasoras (BLACKBURN et al., 2011; ZENNI et al., 2016a).

O processo de invasão biológica é caracterizado pela introdução e adaptação de espécies que não fazem parte, naturalmente, de um ecossistema, mas que se naturalizam adquirindo vantagens competitivas a fim de se proliferar e provocar mudanças em sua estrutura e funcionamento (VALÉRY et al., 2008; ZILLER, 2000). A invasão de espécies causa modificações gradativas no meio natural, ameaçando a estrutura e funcionamento dos ecossistemas e causando prejuízos econômicos (PETERSON et al., 2008; GUREVITCH et al., 2011). As consequências de invasões em ambientes naturais fazem com que elas sejam consideradas a segunda maior causa de extinção de espécies nativas, as quais acarretam prejuízos à biodiversidade, a economia e a saúde humana (BLUM; BORGIO; SAMPAIO, 2008; ZILLER, 2001).

A introdução de espécies exóticas está aliada a fatores históricos, associados a intensidade e frequências de atividades antrópicas (KUEFFER, 2013). A introdução de espécies exóticas é descrita por Richardson et al. (2000) e Lambers et al. (2008) como um processo gradual que envolvem o sucesso no estabelecimento após uma série de barreiras ou filtros. A primeira barreira (filtro), denominada geográfica, é ultrapassada quando a espécie consegue alcançar um limite geográfico que naturalmente limita sua distribuição e que só é

ultrapassado em decorrência de ação humana. A espécie passa então a ser chamada de introduzida ou exótica uma vez que à ultrapassa. A segunda barreira, denominada barreira de estabelecimento ou naturalização, é transposta quando fatores bióticos e abióticos limitantes à sobrevivência e à reprodução são superados. Espécies que ultrapassam esta segunda barreira, são ditas naturalizadas ou estabelecidas.

Dentre as principais espécies exóticas invasoras no Sul do Brasil destaca-se a *Hovenia dulcis* Thunb. (popularmente conhecida como uva-do-japão), pertencente à família Rhamnaceae. Esta espécie é nativa do Japão, Coreia e leste da China (CARVALHO, 1994; KOPACHON et al., 1996). Fora da área de ocorrência natural, *H. dulcis* encontra-se como espontânea ou cultivada no sudeste da Ásia, desde o Nepal até a Índia, no norte da Argentina e no Paraguai chegando na região sul do Brasil, onde é utilizada por atividade ornamental e em propósitos florestais (ZENNI E ZILLER, 2011). No Sul do Brasil, a introdução de *H. dulcis* caracterizou-se em propriedades rurais para fins madeireiros, para o sombreamento para agricultura e pastagem, bem como produção de energia e quebra de vento (CARVALHO, 1994).

Na região Sul do Brasil, as características estruturais da paisagem na região do COREDE Norte são marcadas pela matriz de produção agrícola associando-se a processos econômicos, tais como a mecanização agrícola e o êxodo rural e promovendo a fragmentação florestal de áreas naturais. A paisagem (fragmentação florestal e matriz de uso agrícola), bem como os processos econômicos (mecanização agrícola, êxodo rural e Legislações ambientais vigentes) (DECIAN et al., 2010; PRANDEL et al., 2018; ROVANI et al., 2019), são os principais fatores que propiciaram a atual fragmentação florestal. Os estudos que visam o mapeamento de áreas invadidas por espécies exóticas, bem como a compreensão das ações antrópicas na paisagem, são essenciais para se obter o diagnóstico da área e poder estabelecer medidas cautelares visando minimizar a expansão de espécies exóticas e até mesmo erradicá-las, buscando a estabilização do ecossistema natural (ALVES et al., 2018; HAILU et al., 2017; MANZOOR et al., 2018).

Por meio da utilização de técnicas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Sensoriamento Remoto (SR), é possível calcular índices espaciais utilizados em ecologia da paisagem, sendo capazes de prever o nível de uniformidade ou fragmentação da paisagem (FERNANDES et al., 2017). Este tipo de análise permite a realização de estudos da paisagem relacionados a biodiversidade, uma vez que, sem o auxílio destas técnicas esses estudos seriam impossíveis de se realizar somente em campo (SOUZA et al., 2014). Sendo assim, as

métricas da paisagem são consideradas bases para análises que visam quantificar a estrutura da paisagem, fornecendo suporte científico para evidenciar quantidade e qualidade das manchas, principalmente o tamanho do fragmento, a área central, a forma e o grau de seu isolamento (SILVA e SOUZA, 2014).

Essa dissertação está estruturada em um artigo científico intitulado “Interferência dos elementos da paisagem na invasão de *Hovenia dulcis* (Thumb) em fragmentos florestais” e será submetido para publicação na revista Anais da Academia Brasileira de Ciências (A2). O objetivo deste estudo consiste em avaliar o processo de invasão da *Hovenia dulcis* (Thumb) em fragmentos florestais com diferentes tamanhos (hectares) e formas (shape) e em áreas de borda e interior, a fim de relacionar a dinâmica de invasão com diferentes elementos da paisagem.

As hipóteses avaliadas neste estudo consistem em verificar se: I) A maior invasibilidade de *H. dulcis* ocorre em fragmentos pequenos, shape >2 e em áreas de borda; II) Os elementos da paisagem, como a maior descontinuidade de dossel, maior declividade, uso e cobertura da terra predominante agrícola no entorno de fragmentos florestais, característicos de área de borda, favorecem a invasão da *H. dulcis* e III) Fragmentos grandes e circulares (shape <2) e áreas de interior podem ser considerados em melhor estado de conservação e serão menos suscetíveis a invasão por *H. dulcis*, associados com uma maior abundância e riqueza de espécies nativas.

## **Interferência dos elementos da paisagem na invasão de *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais**

Marciana Brandalise<sup>1\*</sup>; Silvia Vendruscolo Milesi<sup>1,2</sup>; Tanise Luísa Sausen<sup>1,2</sup>; Vanderlei Secretti Decian<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões URI Erechim, Av. Sete de Setembro, 1621, 99709-910, Erechim, RS, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões URI Erechim, Av. Sete de Setembro, 1621, 99709-910, Erechim, RS, Brasil.

**Palavras-chave:** Conservação ambiental; Fragmentação florestal; Invasão biológica; Planejamento ambiental.

**Título em Execução:** Invasão de *Hovenia dulcis* em fragmentos florestais.

\* Marciana Brandalise, Av. Sete de Setembro, 1621, 99709-910, Erechim, RS, Brasil, 54 – 9.9633-8153, e-mail: marcianabrandalise@hotmail.com.

**Resumo:** As alterações nas características da paisagem adjacente a fragmentos florestais devido a ações antrópicas resulta em aumento da invasão de espécies exóticas e perda de biodiversidade. O objetivo deste estudo consiste em avaliar o processo de invasão da *Hovenia dulcis* (Thunb). em áreas de borda e interior de fragmentos florestais com diferentes tamanhos e formas, a fim de relacionar o comportamento da invasão a diferentes elementos da paisagem. Foram selecionados fragmentos florestais com presença de *H. dulcis* e com diferentes características de tamanho (10 a 100 ha e >100 ha) e shape (<2 e >2). Foram avaliados, a abundância de exemplares adultos, jovens e plântulas de *H. dulcis*, abundância e riqueza de espécies arbóreas nativas e os elementos da paisagem, descontinuidade de dossel, declividade e uso da terra no entorno. A forma e o tamanho dos fragmentos florestais avaliadas não influenciam na abundância de *H. dulcis*. Porém, nas áreas de borda concentra-se um maior número de exemplares de *H. dulcis*. A descontinuidade de dossel, declividade, uso da terra do entorno e a riqueza de espécies nativas não foram associados a abundância de *H. dulcis*. Todavia, observou-se uma relação positiva entre abundância de *H. dulcis* com a abundância de espécies arbóreas nativas. Os resultados obtidos ressaltam o comportamento invasivo e a plasticidade da espécie, bem como indicam, o recrutamento e a coexistência de espécies nativas e exóticas. A alta abundância na borda de fragmentos florestais resalta a dinâmica do uso da paisagem na área de estudo, marcada pela matriz agrícola no entorno, e destaca que o processo de invasão ocorre independente do tamanho e forma dos fragmentos florestais.

**Palavras-chave:** Conservação Ambiental; Fragmentação florestal; Invasão biológica e Planejamento ambiental.

**Abstract:** The invasion of exotic species combined with anthropic actions generating changes in adjacent landscapes of forest fragments result in negative impacts and are considered the factors of biodiversity loss. The aim of this study is to evaluate the invasion process of *Hovenia dulcis* (Thunb) in edge and interior areas of forest fragments with different sizes and shapes, in order to relate the behavior of the invasion to different elements of the landscape. Forest fragments were selected with the presence of *H. dulcis* and with different characteristics of area (10 to 100 ha and > 100 ha) and shape (<2 and > 2). Were evaluated abundance of adult, young and seedlings of *H. dulcis*, abundance and richness of native tree species and the landscape elements, canopy discontinuity, slope and land use in the surroundings. The shape and size of the forest fragments evaluated do not influence the abundance of *H. dulcis*. However, a greatest number of *H. dulcis* is concentrated in the edge areas. The discontinuity of canopy, slope, use of the surrounding land and the richness of native species were not associated with the abundance of *H. dulcis*. However, there was a positive relationship between the abundance of *H. dulcis* and the abundance of native tree species. The results obtained highlight the invasive behavior and plasticity of the species, as well as indicate recruitment and the coexistence of native and exotic species. The high abundance at the edge of forest fragments highlights the dynamics of the landscape use in the study area, marked by the agricultural arrays in the surroundings and emphasizes that the invasion process occurs regardless of the size and shape of the forest fragments.

**Keywords:** Environmental Conservation; Forest fragmentation; Biological invasion; Environmental planning.

## 1. INTRODUÇÃO

O Bioma Mata Atlântica possui uma longa história de conversão de áreas (Ribeiro et al. 2009; SOS Mata Atlântica 2019), restando atualmente 12,4% de sua cobertura original (SOS Mata Atlântica 2019). A alta taxa de conversão de habitat aliada ao alto grau de endemismo, diversidade e ameaça, caracteriza este bioma como um *hotspot* mundial de biodiversidade (Myers et al. 2000; Mittermeier 2004). As atividades antrópicas estão entre os principais fatores responsáveis pela invasão de espécies exóticas, gerando aumento no número de distúrbios em comunidades ecológicas (Guirado et al. 2006; Hobbs & Huenneke 1992; With 2004). Em adição, as espécies exóticas invasoras são consideradas grandes ameaça global para a conservação do meio ambiente (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Pysek et al. 2012; Roiloa 2015), representando ameaças a qualidade dos serviços ecossistêmicos (Foley et al. 2005, Harrison et al. 2014) e ao bem-estar humano (Bennett et al. 2015).

A fragmentação florestal é caracterizada pelo processo de interrupção, por meio de barreiras antrópicas ou naturais, de áreas de vegetação natural contínua, influenciando na conservação da fauna e flora do fragmento (Ganem et al. 2008). Como resultado do processo de fragmentação, a paisagem é caracterizada por fragmentos de vários tamanhos, formas, idades e padrões de conectividade e sua dinâmica e taxas de modificação, juntamente com o fitness das espécies a esses fatores, determinará o sucesso ecológico de comunidades biológicas (Trindade et al. 2008). Conseqüentemente, a fragmentação florestal é associada com a invasão por espécies exóticas, devido ao aumento de disponibilidade de recursos, tais como luminosidade e temperatura, especialmente nas bordas criadas entre áreas naturais e modificadas (Denslow & Dewalt 2008; Fine 2002; Hobbs 2011).

Os principais efeitos da fragmentação estão relacionados com o aumento do isolamento dos fragmentos, diminuição do tamanho, aumento da suscetibilidade a distúrbios externos, como invasão de espécies exóticas (Geneletti 2003). Dentre as principais conseqüências da fragmentação está o tamanho e a forma dos fragmentos, sendo o tamanho e a distância relacionados com a biodiversidade, enquanto o efeito de borda está associado a forma do fragmento florestal e diminui à medida em que avança para o interior do remanescente (Tabarelli et al. 2004). Diversos fatores podem promover a variabilidade do efeito de borda, incluindo a idade da borda, os efeitos combinados de múltiplas bordas próximas (forma), o tamanho do remanescente, o tipo de matriz da paisagem, a sazonalidade climática, o fluxo de

dispersores ou de propágulos de plantas vizinhas de áreas degradadas, afetando a composição dos fragmentos e os processos ecossistêmicos (Laurance et al. 2007; Magnago et al. 2014; Rigueira et al. 2012).

A paisagem adjacente de áreas florestais, influencia no nível de invasão biológica, principalmente em áreas de borda de fragmentos florestais (Harper et al. 2005; Vilà & Ibáñez 2011), uma vez que estas áreas oferecem maior número de propágulos de espécies exóticas (Gonzales-Moreno et al. 2013). Outras características da paisagem que influenciam positivamente a invasão de espécies exóticas, estão a proximidade com estradas (Ibáñez et al. 2009), diversidade de uso e cobertura da terra (Pino et al. 2005; Kumar et al. 2006).

Além disso, fatores bióticos e abióticos podem atuar de maneira isolada ou combinada favorecendo o sucesso da invasão (Dechoum et al. 2015). Os principais fatores abióticos associado ao sucesso na invasão são, a descontinuidade do dossel, que podem alterar a qualidade e a intensidade da luz, disponível para a regeneração de plantas associadas ao banco de sementes (Reinhart et al. 2006; Fajardo & Gundale 2017). Uma grande variedade de microhabitats nas florestas pode ser formada e observada por meio da variação da luz, em decorrência da formação de clareiras (Bianchini et al. 2001). Essas variações podem explicar as diferenças de composição nas comunidades vegetais, determinar a dinâmica de regeneração e o recrutamento de novas plantas (Reinhart et al. 2006; Fajardo & Gundale 2017; Torella et al. 2013).

Fatores abióticos como serapilheira, pode apresentar efeito positivo e negativo na germinação e recrutamento de sementes (Baskin & Baskin, 2014). Como efeito positivo, pode ser destacado o aumento da umidade do solo, por meio da redução da amplitude de temperatura do solo e evaporação da água (Eriksson 1995; Scariot, 2000). Como efeito negativo, a serapilheira pode reduzir a germinação e o estabelecimento de plântulas por meio da interação química antagônica da alelopatia, a qual, reduz a incidência de luz nas sementes ou age como uma barreira física à penetração na raiz das plântulas (Eriksson 1995; Scariot 2000; Baskin & Baskin 2014). Por sua vez, os efeitos bióticos, tais como, menor cobertura do sub-bosque (distúrbios) e, uma porcentagem maior de solo sem cobertura, facilita o estabelecimento de plantas exóticas invasoras (Dechoum et al. 2015; Fridley 2011).

Em fragmentos florestais da região Sul do Brasil se observa o aumento na presença da espécie exótica invasora *Hovenia dulcis* Thunb. A espécie foi utilizada durante muitos anos na arborização e para demandas agrícolas. A principal característica ecológica que permite o estabelecimento da espécie em fragmentos nativos no Sul do Brasil consiste na tolerância a

geadas (Carvalho 1994; Dechoum et al. 2015; Lazzarin et al. 2015; Padilha et al. 2015). Atualmente a Portaria nº 79 de 2013 da Secretária Estadual de Meio Ambiente (SEMA), reconhece a lista de espécies exóticas invasoras do Estado do Rio Grande do Sul. Nesta lista consta a proibição de qualquer forma de propagação da *H. dulcis* (dentre outras espécies), seja por transporte, criação, cultivo, comércio, doação ou aquisição intencional.

Dechoum et al. (2015) e Lazzarin et al. (2015) avaliaram a capacidade de estabelecimento da *H. dulcis* em diferentes estágios sucessionais e concluíram que fragmentos florestais em estágios sucessionais iniciais, ou seja, com maior abertura de dossel, menor diversidade e ausência de estruturação da comunidade, são mais suscetíveis ao processo inicial de invasão de *H. dulcis*, visto que uma maior taxa de germinação é observada nessas condições. Além disso, *H. dulcis* se adapta e cresce principalmente em lugares com grande incidência de luz (Carvalho 1994) e a maior capacidade de estabelecimento e crescimento foi observada em estágios sucessionais iniciais e médios (Dechoum et al. 2015). Já estágios avançados apresentam maior dificuldade de invasão devido a estrutura florística e maior sombreamento existente no fragmento (Dechoum et al. 2015).

O sucesso na invasão de *H. dulcis* tem sido explorado com base nas condições abióticas e bióticas dos fragmentos florestais. Todavia, estudos realizados em diferentes ecossistemas florestais (por exemplo invasão de pinheiros na África do Sul), destacam que os elementos da paisagem, como tamanho e forma dos fragmentos florestais, associados a invasão de espécies exóticas são menos explorados e portanto, se torna difícil concluir a influência da paisagem na invasão de espécies exóticas (Vilà & Ibáñez 2011). Por sua vez, Padilha et al. (2015) observaram que o tamanho do fragmento teve pequeno efeito na abundância de *H. dulcis*, mas a ocorrência da espécie foi associada com fragmentos recortados e com maior luminosidade. Além disso, uma maior abundância de *H. dulcis* foi observada próximo a fonte de propágulos (indivíduos adultos) (Padilha et al. 2015).

A invasão de um habitat pode também ser determinada pelo contexto espacial (Fons 2014), onde fatores como clima, topografia e paisagem circundante, apresentam relação com a invasão de habitats (Deutschewitz et al. 2003; Pino et al. 2005; Bartuszevige et al. 2006; Vilà & Ibáñez 2011; Gassó et al. 2012; González-Moreno et al. 2013). No Sul do Brasil, os remanescentes florestais estão distribuídos principalmente em ambientes com maior declividade e com matrizes do entorno caracterizadas por usos agrícolas e urbanas (Decian et al. 2010), proporcionando pouca conectividade dos fragmentos florestais. Sendo assim, o objetivo deste estudo consiste em avaliar o processo de invasão da *Hovenia dulcis* (Thunb).

em fragmentos florestais com diferentes tamanhos e formas e em áreas de borda e interior, a fim de relacionar a dinâmica de invasão com diferentes elementos da paisagem. As hipóteses avaliadas neste estudo consistem em verificar se: I) A maior invasibilidade de *H. dulcis* ocorre em fragmentos pequenos, shape >2 e em áreas de borda; II) Os elementos da paisagem, como a maior descontinuidade de dossel, maior declividade, uso e cobertura da terra predominante agrícola no entorno de fragmentos florestais, característicos de área de borda, favorecem a invasão da *H. dulcis* e III) Fragmentos grandes e circulares (shape <2) e áreas de interior podem ser considerados em melhor estado de conservação e serão menos suscetíveis a invasão por *H. dulcis*, associados com uma maior abundância e riqueza de espécies nativas.

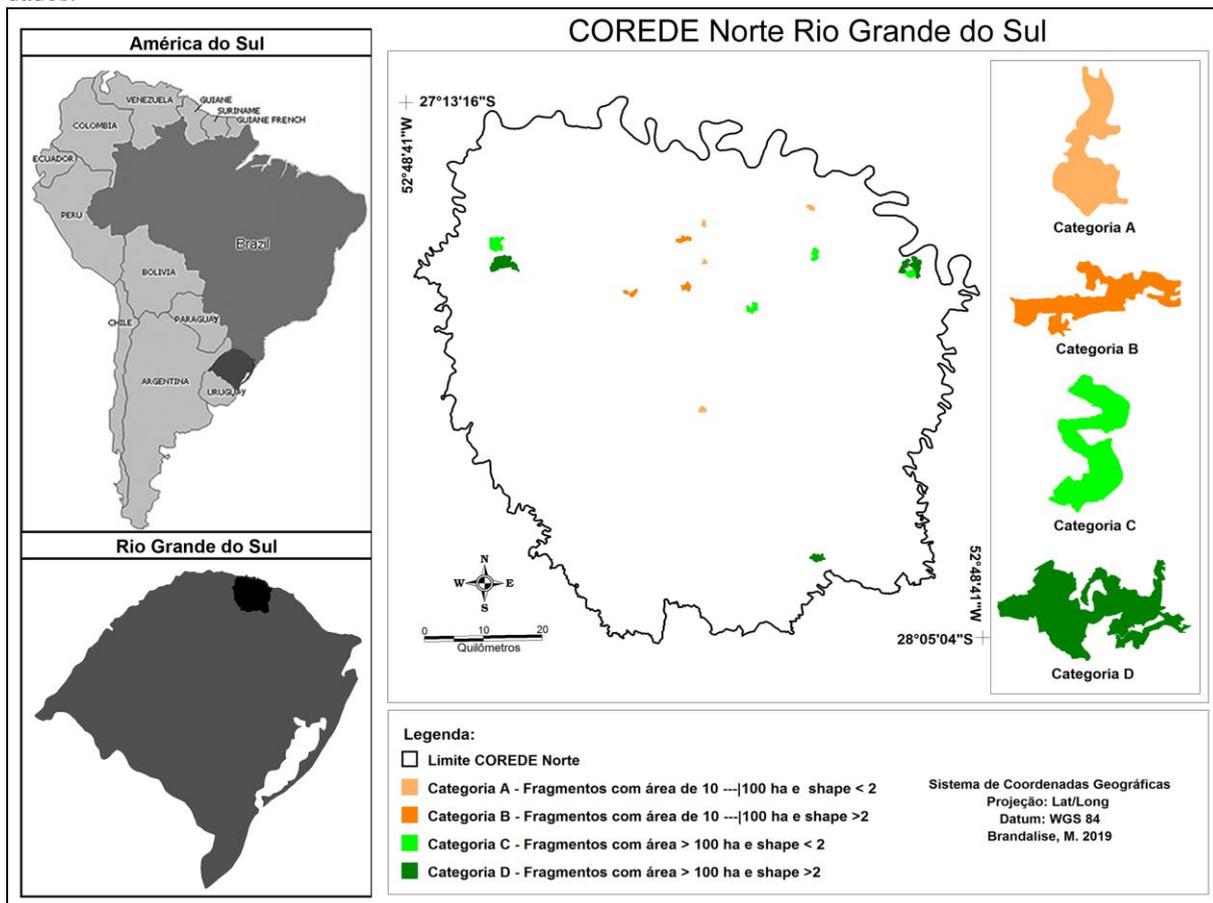
## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### ***2.1 Área de estudo***

A área de estudo compreende 16 fragmentos florestais inseridos no território político-administrativo do Conselho Regional de Desenvolvimento Norte (COREDE Norte) (Figura 1 e Tabela 1 e 4 – material complementar). O COREDE Norte, foi criado em 1994 (Lei 10.283 de 17 de outubro de 1994) com área de 636.420,00 hectares e integra 32 municípios da região.

A economia da região em estudo está centrada na agricultura, principalmente com o cultivo de soja, milho e trigo, e na pecuária, com a criação de aves, suínos e bovinos (Decian et al. 2010). O clima da região é caracterizado como subtropical úmido do tipo temperado (tipo Cfa e Cfb de Köppen-Geiger), com temperatura média anual de  $17\pm 1^{\circ}\text{C}$ , com quatro estações do ano bem definidas e precipitação média anual que varia entre 1900 e 2200mm, com regime pluviométrico regular e as chuvas são bem distribuídas durante o ano (Alvares et al. 2013). A formação geológica e edáfica é constituída por basalto, o solo é composto predominantemente pela classe dos latossolos, predominantemente o Latossolo Vermelho Aluminoférrico típico (LVaf) (Streck et al. 2008). A região faz parte do Bioma Mata Atlântica, sendo caracterizada por Floresta Atlântica com Araucárias e Floresta Estacional Semidecidual (Oliveira-Filho et al. 2015). Por sua vez, a paisagem é principalmente antropogênica, onde os fragmentos de vegetação arbórea nativa, encontra-se isolados em mosaicos imersos em matriz agropecuária.

**Figura 1.** Localização da área de estudo – Corede Norte, com visualização dos fragmentos florestais categorizados pelas categorias (A, B, C e D) de Forma (Shape) e Tamanho (Hectares) para o levantamento de dados.



Fonte: Brandalise, 2019.

## 2.2 Seleção dos Fragmentos Florestais

A seleção dos 16 fragmentos florestais foi realizada por meio de um banco de dados oriundo de uma cena do satélite Landsat 8 (bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7 e 9), sensor OLI, órbitas 222 e ponto 79 com data de outubro de 2016. A seleção dos fragmentos florestais foi baseada em critérios, tais como: i) Localização do fragmento, interno aos limites topográficos do COREDE Norte; ii) Presença de exemplares da espécie *Hovenia dulcis*; iii) Tamanho do fragmento, com duas classes de área, 10---|100 ha e > 100 ha, sendo selecionados oito fragmento para cada classe de área; iv) índice de forma do fragmento (*shape*), com duas classes,  $\leq 2$  e  $> 2$ . Conforme a análise obtida via Fragstats (métricas de fragmentação florestal), foram selecionados quatro fragmento, sendo dois fragmentos para a classe de área, e mais dois fragmentos para cada classe de *shape* (Tabela 1 e 4 – material complementar).

A forma de um fragmento é obtida pelo *Shape*, o qual, quanto menor for o valor indica fragmentos de formatos simples, ou seja, benéficos para a conservação. Os valores próximos a 1, indicam fragmentos com formas que se assemelham a um quadrado e conforme o valor aumenta, indica fragmentos com formas recortadas/alongadas (Oliveira Rodrigues 2011). Sendo assim, os fragmentos com formas alongadas tendem a servir como corredores para espécies e fragmentos com forma circular tendem a apresentar uma diversidade de espécies (Forman & Godron, 1986). Para o cálculo de métricas relacionadas à forma (*Shape*) e tamanho estabeleceu-se de maneira arbitrária uma distância de raio de 50 metros, utilizando metodologia proposta por Murcia (1995); Young & Mitchell (1994); Metzger (2009), e considerando esta área como área de borda dos fragmentos florestais. A análise da forma (*Shape*) e tamanho (Hectares) dos fragmentos florestais utilizados para o estudo foi realizada utilizando o programa FRAGSTATS v4.2.1.

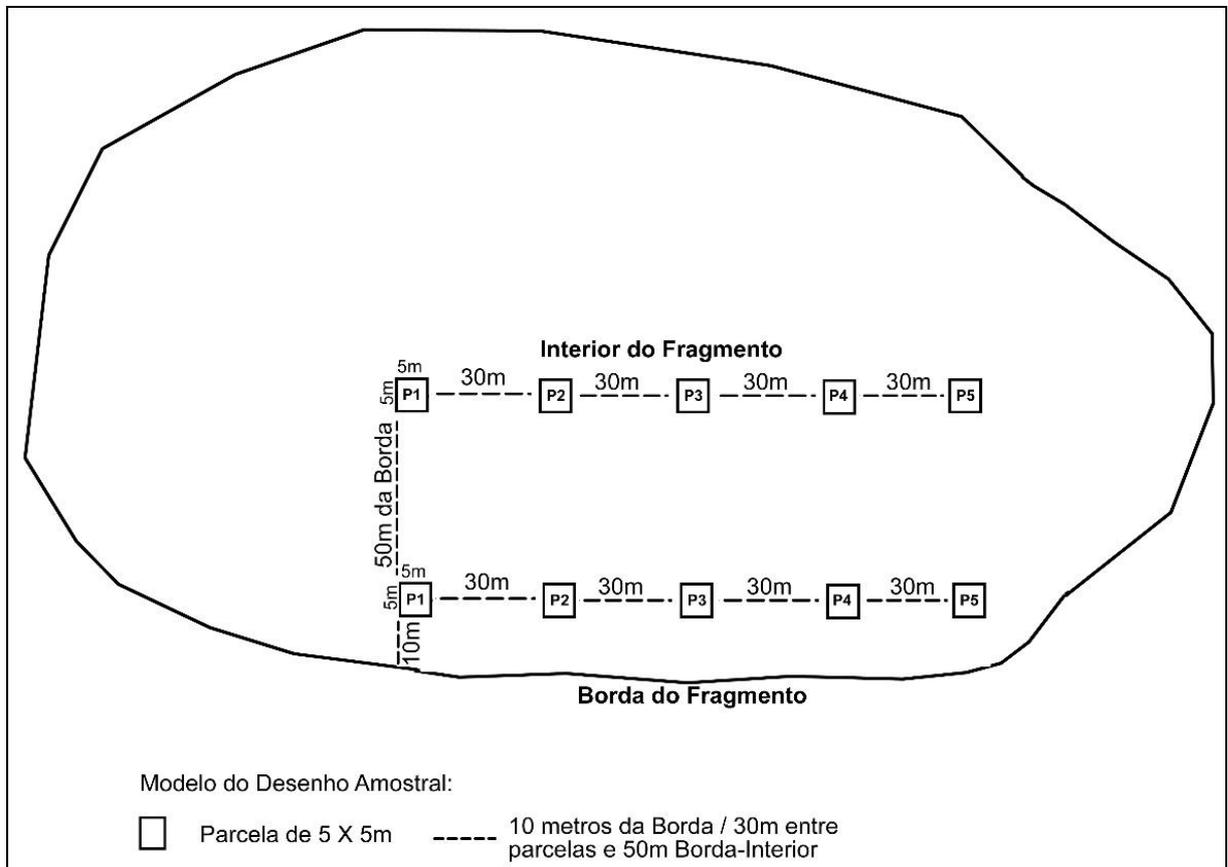
Tabela 1. Caracterização e localização dos 16 fragmentos selecionados para este estudo no COREDE Norte do Rio Grande do Sul.

<b>ID</b>	<b>Área (hectares)</b>	<b>Shape</b>	<b>Critério</b>	<b>Coord. Lat/Long</b>	<b>Município</b>
<b>1</b>	145	2,31	D	27°29'11.60"S - 51°57'11.52"O	Marcelino Ramos/RS
<b>2</b>	158	1,15	C	27°30'11.50"S - 51°56'40.98"O	Marcelino Ramos/RS
<b>3</b>	257	2,54	D	27°29'29.11"S - 51°56'14.20"O	Marcelino Ramos/RS
<b>4</b>	71,5	3,40	B	27°31'8.34"S - 52°19'57.92"O	Erechim/RS
<b>5</b>	87,3	2,83	B	27°26'46.81"S - 52°20'12.40"O	Aratiba/RS
<b>6</b>	26	1,94	A	27°25'10.16"S - 52°18'9.25"O	Aratiba/RS
<b>7</b>	135	3,17	D	27°57'24.26"S - 52° 6'44.51"O	Sertão/RS
<b>8</b>	61,9	1,30	A	27°43'1.39"S - 52°18'28.49"O	Erechim/RS
<b>9</b>	613	2,81	D	27°28'47.34"S - 52°38'58.52"O	Bejamin Constante do Sul/RS
<b>10</b>	333	1,82	C	27°26'52.80"S - 52°39'40.16"O	Bejamin Constante do Sul/RS
<b>11</b>	36	3,08	B	27°31'46.46"S - 52°25'22.36"O	Barão de Cotegipe/RS
<b>12</b>	16,3	2,10	B	27°31'46.90"S - 52°26'11.68"O	Barão de Cotegipe/RS
<b>13</b>	18,7	1,96	A	27°28'53.91"S - 52°18'1.35"O	Aratiba/RS
<b>14</b>	136	1,91	C	27°33'31.45"S - 52°13'4.39"O	Três Arroios/RS
<b>15</b>	48,5	1,56	A	27°23'49.96"S - 52° 6'58.53"O	Severiano de Almeida/RS
<b>16</b>	117	1,94	C	27°28'21.31"S - 52° 6'38.63"O	Severiano de Almeida/RS

Após a seleção, com o auxílio dos *software* MapInfo 8.5 e Idrisi Selva 17.0 projetados em Sistema de Coordenadas Geográficas (GMS) e Datum WGS 84, os fragmentos selecionados, foram verificados em campo se cumpriam com os critérios estabelecidos. Para cada fragmento foram estabelecidas 10 unidades amostrais com distância mínima de 30 metros as mesmas, sendo 5 unidades amostrais em área de borda e 5 unidades amostrais em

área de interior dos fragmentos com tamanho 5 x 5m (25m<sup>2</sup>) (Figura 2). Para área de interior foi estipulado a distância de 50 metros a partir do início da borda do fragmento, conforme adotado por Murcia (1995) (Figura 2).

**Figura 2.** Desenho amostral da instalação das unidades amostrais em Borda / Interior nos fragmentos do estudo.



### 2.3 Coleta dos dados

Os indivíduos de *H. dulcis*, foram classificados de acordo com a altura da parte aérea em três diferentes classes. A Classe 1 corresponde a exemplares adultos, com altura superior a 2,5 metros; Classe 2, corresponde a exemplares jovens com altura entre 0,5 até 2,5 metros de altura e Classe 3, a exemplares classificados como plântulas com altura < 0,5 metros. Em todas as unidades amostrais, foram contabilizados todos os exemplares de *H. dulcis* nas diferentes classes conforme o critério acima. Nas unidades amostrais, foram contabilizadas também a abundância e riqueza de espécies arbóreas nativas.

Nas unidades amostrais foram coletadas as variáveis ambientais, como descontinuidade de dossel, declividade e posteriormente classificado, via Sistemas de

Informações Geográficas, o uso e cobertura da terra do entorno (500 metros) do fragmento florestal.

Para avaliar a descontinuidade do dossel foi obtido 3 fotografias hemisféricas no centro de cada unidade amostral na data de coleta dos dados de campo, em tomada perpendicular (90°) utilizando câmera digital de alta resolução Sony DSC30, acoplada em lente olho de peixe Rainox 180°. As imagens, posteriormente, foram analisadas em programa Gap Light Analyzer (GLA) (Frazer et al. 1999) determinando o percentual (%) de descontinuidade do dossel. Os dados de declividade foram processados via *software* MapInfo Profissional 8.5 e Idrisi Selva 17.0 gerando o Modelo Numérico do Terreno (MNT) para toda a região de estudo e posteriormente selecionando o valor de declividade médio para as áreas de borda e de interior dos fragmentos florestais avaliados.

Em relação a avaliação de uso e cobertura da terra, foi obtida em uma cena de imagem de fevereiro de 2018, satélite Landsat 8 (bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7 e 9), sensor OLI, órbitas 222 e ponto 79 adquirida junto ao catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Com auxílio do *software* IDRISI Selva, foi realizado a atenuação dos efeitos atmosféricos, composição RGB (bandas 4, 5 e 6) e o tratamento digital das imagens (realce de cor, brilho e contraste).

Com base no Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE 2012) e no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE 2013) foram estabelecidas 9 classes de uso e cobertura da Terra: área urbanizada, agricultura, pastagem, silvicultura, solo exposto, rede viária, área úmida, lâmina d'água e vegetação arbórea nativa. Após a coleta dos padrões amostrais, foi realizado a classificação supervisionada da imagem de satélite "pixel a pixel", seguindo o método de Máxima Verossimilhança (MaxVer), proposto por (Lee & Grunes 1992). Para avaliar a acurácia das classificação deste estudo foi utilizado o Coeficiente Kappa (Cohen 1960), obtido por meio da aplicação do módulo Errmat do IDRISI.

#### **2.4 Análise dos dados**

Para avaliar se a invasibilidade de *H. dulcis* está associada a fragmentos pequenos (forma >2) e com áreas de borda, as características dos fragmentos selecionados (tamanho, forma e área de borda/interior), juntamente com os dados de abundância de exemplares de *H. dulcis* (classes I, II e III) foram analisados por meio de Split-plot. Para avaliar se os elementos da paisagem, como descontinuidade de dossel, declividade, uso e cobertura da terra do

entorno do fragmento florestal influenciam na invasão da *H. dulcis*, foi realizado uma análise de variância e regressões lineares, verificando assim a abundância de *H. dulcis* em relação aos elementos da paisagem analisados (descontinuidade de dossel, declividade e uso e cobertura da terra). Destaca-se que para a análise da descontinuidade de dossel, utilizou-se somente os exemplares adultos de *H. dulcis*, pois em nem todos as unidades amostrais avaliadas foram encontrados exemplares jovens e plântulas.

Os dados de abundância e riqueza das espécies nativas foram padronizados em abundância relativa e riqueza rarefeita, a fim de evitar interferências de locais com dominância de poucas espécies. Assim, para avaliar se os fragmentos com maior abundância relativa e riqueza rarefeita de espécies nativas são menos suscetíveis a invasão de *H. dulcis*, foram realizadas regressões lineares e uma análise de Split-plot para avaliar se as características dos fragmentos florestais selecionados, influenciam na abundância relativa e riqueza rarefeita de espécies nativas.

Todos os testes foram realizados no ambiente estatístico R, utilizando o pacote vegan e considerando o nível de significância  $<0,05$  (R Core Team 2018; Oksanen et al. 2018).

### **3. RESULTADOS**

#### ***3.1 Tamanho, forma, área de borda e interior dos fragmentos florestais***

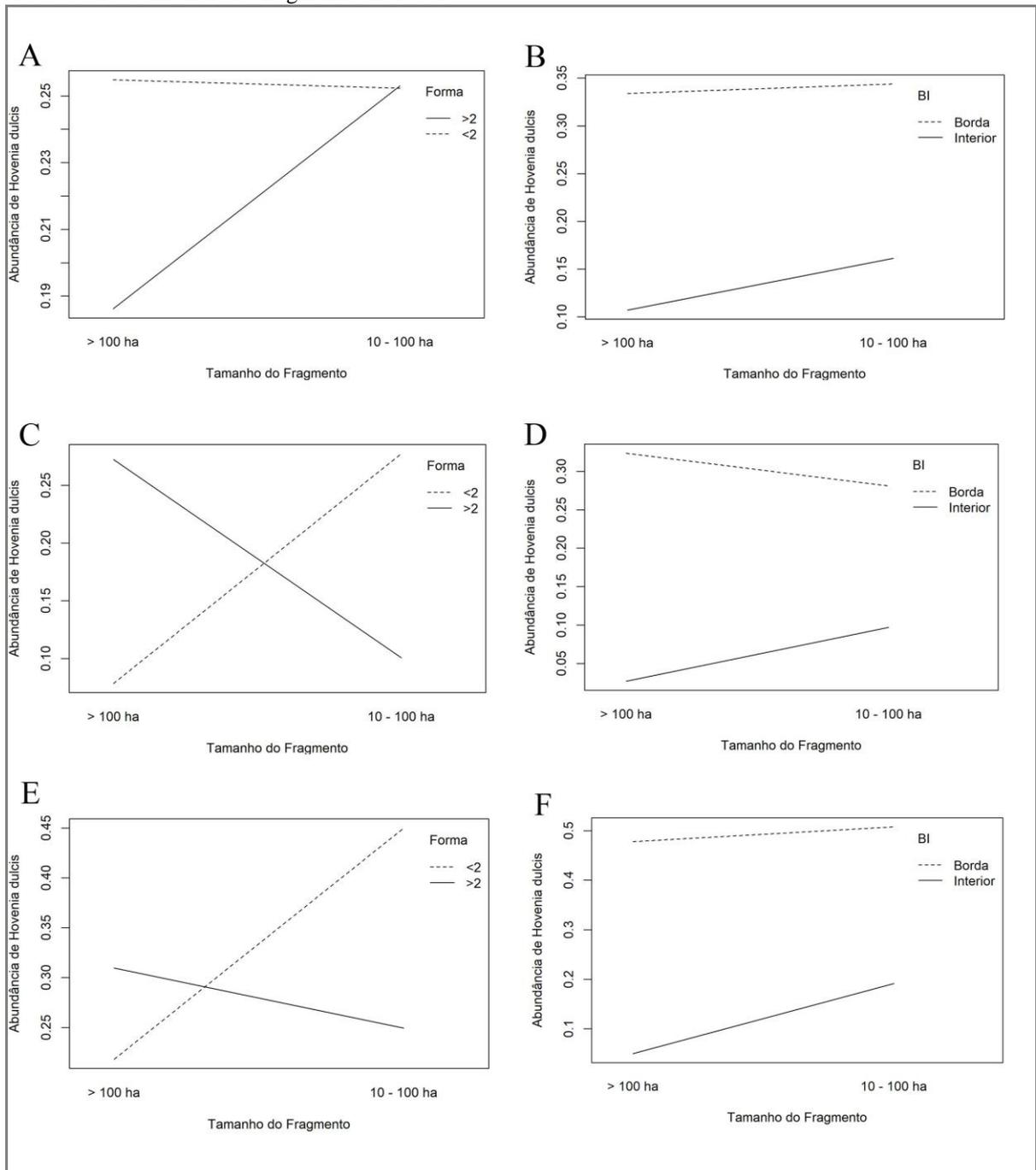
No total, foram amostrados 1.708 indivíduos de *H. dulcis*, distribuídos nos 16 fragmentos avaliados. Deste total, 299 indivíduos são adultos (classe 1), enquanto 1.409 são indivíduos jovens e plântulas (Classe 2 e 3). Destes, 1.438 indivíduos de *H. dulcis* estão localizados nas áreas de bordas e 270 indivíduos nas áreas de interior dos fragmentos florestais.

A abundância relativa de indivíduos adultos de *H. dulcis* (Classe 1) não foi influenciada pelo tamanho ( $F_{(1;24)} = 0,463$ ;  $p=0,503$ ) e pela forma ( $F_{(1;24)} = 0,358$ ;  $p=0,555$ ) (Figura 3 A) dos fragmentos florestais. As áreas de borda e de interior dos fragmentos diferem na abundância relativa de indivíduos da classe 1 ( $F_{(1;24)} = 39,482$ ;  $p < 0,005$ ) (Figura 3 B), sendo observada uma maior abundância na área de borda dos fragmentos florestais.

Para os indivíduos jovens de *H. dulcis* (Classe 2) e plântulas (Classe 3), a abundância relativa não difere em relação ao tamanho ( $F_{(1;24)} = 1,038$ ;  $p=0,318$ ;  $F_{(1;24)} 0,142$   $p=0,709$ ) e forma ( $F_{(1;24)} = 0,270$ ;  $p=0,608$ ;  $F_{(1;24)} 0,257$   $p=0,616$ ) do fragmento florestal (Figura 3 C e 3

E). Porém, observou-se diferença na abundância relativa de ambas as classes entre a área de borda e interior dos fragmentos ( $F_{(1;24)} = 18,880$ ;  $p=0,0002$ ) e ( $F_{(1;24)} 6,336$   $p=0,018$ ) respectivamente, sendo maior em área de borda dos fragmentos florestais (Figura 3 D e Figura 3 F).

**Figura 3.** Relação entre abundância relativa das classes de *H. dulcis* em relação ao tamanho, forma e área de borda e interior dos fragmentos florestais. \* A: Abundância relativa da Classe 1 de *H. dulcis* em relação ao tamanho e forma dos fragmentos florestais. B: Abundância da Classe 1 de *H. dulcis* em relação ao tamanho e área de borda e interior dos fragmentos florestais. C: Abundância relativa da Classe 2 de *H. dulcis* em relação ao tamanho e forma dos fragmentos florestais. D: Abundância da Classe 2 de *H. dulcis* em relação ao tamanho e área de borda e interior dos fragmentos florestais. E: Abundância relativa da Classe 3 de *H. dulcis* em relação ao tamanho e forma dos fragmentos florestais. F: Abundância da Classe 3 de *H. dulcis* em relação ao tamanho e área de borda e interior dos fragmentos florestais.



### 3.2 Elementos da Paisagem

Em relação aos elementos da paisagem analisados, observa-se que a declividade, descontinuidade do dossel e os usos e cobertura da terra não influenciam na abundância relativa de *H. dulcis* das diferentes classes avaliadas (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados estatísticos da abundância de *H. dulcis* em todas as classes analisadas em relação aos elementos da paisagem mensurados (GL: 1;30).

Elementos da Paisagem	Classes <i>H. dulcis</i>	F	p	R <sup>2</sup>
Uso e Cobertura da Terra	Classe 1	0,453	0,717	-
	Classe 2	0,767	0,522	-
	Classe 3	1,264	0,306	-
Declividade	Classe 1	1,593	0,216	0,018
	Classe 2	1,070	0,309	0,002
	Classe 3	2,911	0,098	0,058
Descontinuidade de dossel	Classe 1	3,585	0,068	0,076

### 3.3 Abundância e Riqueza de Espécies Nativas

Para as espécies nativas, foi possível contabilizar uma abundância de 2066 indivíduos, distribuídos em 76 espécies e 32 famílias botânicas (Tabela 5 – Material Suplementar). As espécies mais abundantes foram *Nectandra megapotamica* (Canela-preta) com 224 indivíduos, *Cupania vernalis* (Camboatá-vermelho) com 178 indivíduos e *Allophylus edulis* (Chal-Chal) com 119 indivíduos, *Helietta apiculata* (Canela-de-veado) com 105 indivíduos e *Actinostemon concolor* (Laranjeira-do-mato) com 103 indivíduos.

A abundância relativa de espécies nativas e a abundância de *H. dulcis*, em todas as classes avaliadas, estão correlacionadas (Classe 1:  $F_{(1;30)} 13,150$   $p = 0,001$   $R^2 = 0,281$  - Figura 4 A), (Classe 2:  $F_{(1;30)} 7,548$   $p = 0,010$   $R^2 = 0,174$  - Figura 4 C), (Classe 3:  $F_{(1;30)} 5,957$   $p = 0,020$   $R^2 = 0,137$  - Figura 4 E). Por sua vez, observa-se que a riqueza rarefeita de espécies nativas não influencia a abundância de *H. dulcis* nas diferentes classes analisadas (Classe 1:  $F_{(1;30)} 3,022$   $p = 0,092$   $R^2 = 0,061$ ), (Classe 2:  $F_{(1;30)} 1,442$   $p = 0,239$ ;  $R^2 = 0,014$ ), (Classe 3:  $F_{(1;30)} 0,641$   $p = 0,523$   $R^2 = 0,019$ ) (Figura 4 B, D e F, respectivamente).

A abundância relativa e a riqueza rarefeita de espécies nativas, em todas as classes amostradas não apresentou dependência das características dos fragmentos (tamanho, forma e área de borda/interior) (Tabela 3).

**Figura 4.** Gráficos da análise de Regressão Linear Simples da abundância de *H. dulcis* nas diferentes classes em relação a abundância de espécies nativas nos fragmentos florestais. \* A: Abundância da Classe 1 de *H. dulcis* em relação a abundância relativa de espécies nativas nos fragmentos florestais. B: Abundância da Classe 1 de *H. dulcis* em relação a riqueza rarefeita de espécies nativas. C: Abundância da Classe 2 de *H. dulcis* em relação a abundância relativa de espécies nativas. D: Abundância da Classe 2 de *H. dulcis* em relação a riqueza rarefeita de espécies nativas. E: Abundância da Classe 3 de *H. dulcis* em relação a abundância relativa de espécies nativas. F: Abundância da Classe 3 de *H. dulcis* em relação a riqueza rarefeita de espécies nativas nos fragmentos florestais.

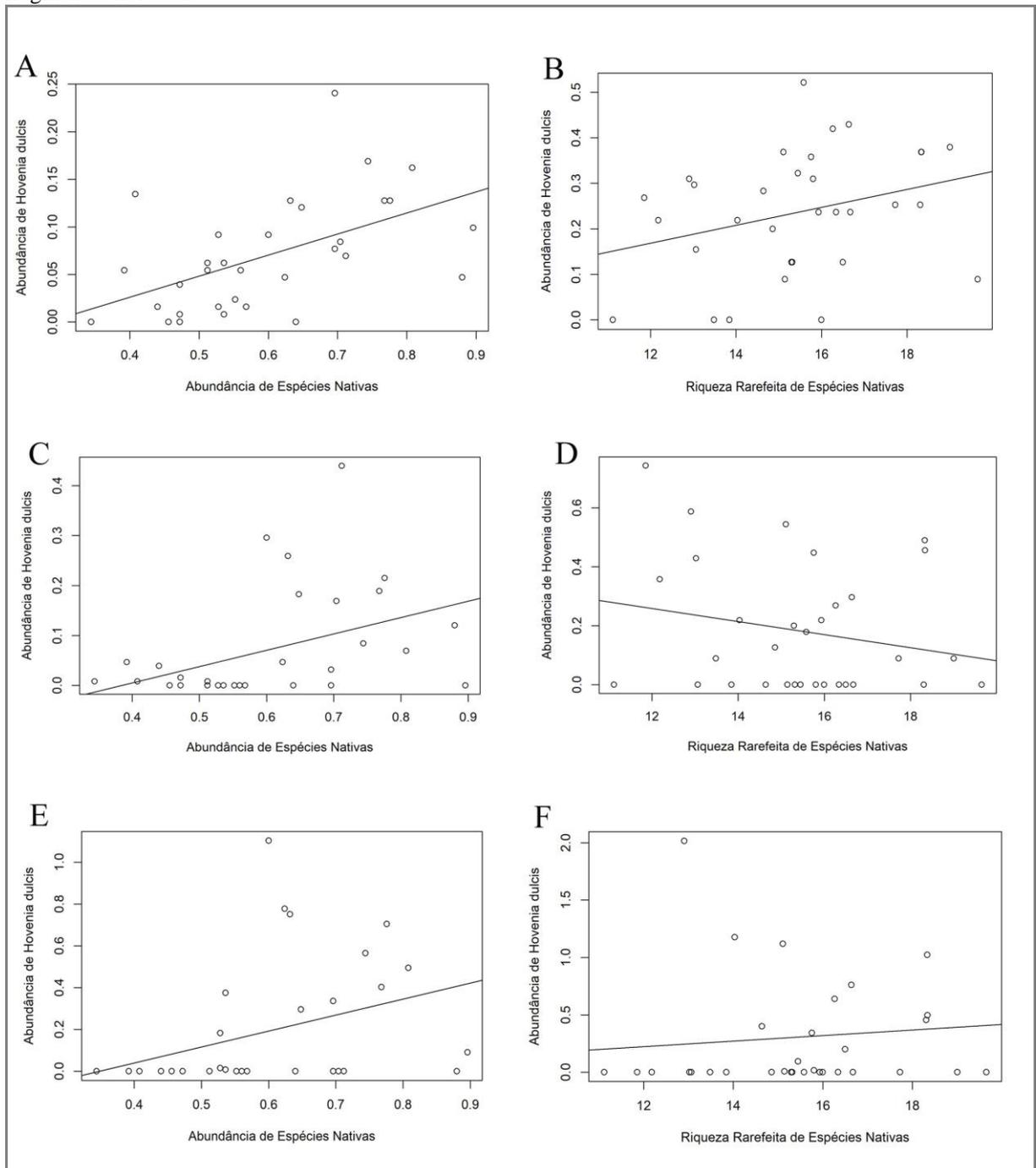


Tabela 3. Resultados estatísticos da abundância relativa e riqueza rarefeita das espécies nativas em relação aos critérios dos fragmentos selecionados (GL: 1;24).

<b>Abundância e Riqueza de Espécies Nativas</b>	<b>Critérios dos Fragmentos Florestais</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Abundância Relativa	Tamanho	0,012	0,9137
	Forma	0,161	0,6916
	Borda / Interior	3,376	0,0786
	Interação	3,557	0,0714
Riqueza Rarefeita	Tamanho	0,880	0,358
	Forma	0,642	0,431
	Borda / Interior	2,015	0,169
	Interação	0,045	0,833

#### 4. DISCUSSÃO

As características da paisagem, tamanho e forma dos fragmentos florestais não foram associadas com a abundância de exemplares de *H. dulcis*, nas diferentes classes de tamanho avaliadas neste estudo (classes 1, 2 e 3), refutando parcialmente primeira hipótese do estudo. Os resultados referentes ao tamanho e forma dos fragmentos em relação a invasão, corroboram com o fato da espécie ser invasora e estabelecer-se em diferentes locais, sem seguir um padrão estabelecido, devido sua grande plasticidade em relação as características bióticas e abióticas (Carvalho 1994, Dechoum et al. 2015, Lazzarin et al. 2015; Padilha et al. 2015; Schmidt et al. 2019).

Todavia, uma maior proporção de indivíduos ocorre nas bordas dos fragmentos, independente da classe e do tamanho ou forma, corroborando parcialmente a primeira hipótese deste estudo. A presença de uma maior abundância de *H. dulcis* nas áreas de borda deve-se ao fato destas áreas apresentarem condições ambientais bióticas e abióticas favoráveis (Harper et al. 2005; Vilà & Ibáñez 2011). A interferência da fragmentação (tamanho e forma dos fragmentos florestais) impulsiona o efeito de borda, resultando em uma redução da floresta por meio da vulnerabilidade da riqueza e abundância de espécies adultas e plântulas (Tabanez & Viana 2000; Portela & Santos 2007; Ribeiro et al. 2009). É importante ressaltar que o *shape* com valor 1 é considerado uma forma padrão e equivalente a um quadrado. Sendo assim, quanto mais irregulares (*shape* >2) são os fragmentos florestais mais suscetíveis

a apresentar maior efeito de borda, principalmente aqueles de menor tamanho, devido à maior interação com o entorno (Saunders et al. 1991; Forman 1997; Nascimento et al. 2006; Malinowski et al. 2008; Cemin et al. 2009). Neste estudo, o critério de forma dos fragmentos florestais estudados (shape <2 e >2), não está associado a invasão e abundância de *H. dulcis*, entretanto, observa-se influência da área de borda e interior dos fragmentos florestais na abundância desta espécie, sendo que nas áreas de borda encontra-se uma maior abundância de *H. dulcis*.

É importante salientar que quando as classes de tamanho dos exemplares de *H. dulcis* foram analisados separadamente observou-se um padrão de invasão no sentido borda-interior. Neste estudo, uma maior proporção de adultos (81,6%), jovens (90,4%) e plântulas (83%) foi observado nas bordas dos fragmentos florestais avaliados sugerindo a dinâmica de invasibilidade desta espécie a partir das bordas. De maneira geral, em áreas de borda são encontradas árvores com menores diâmetros (Alves et al. 2006; Malchow et al. 2006; Oliveira et al. 2008; Silva et al. 2015), e dificilmente são encontradas árvores de grande porte (Laurance et al. 2000; Paula et al. 2011). Na borda observa-se uma dinâmica acelerada da vegetação (Laurance et al. 1998), devido a interação das espécies com o ambiente diferenciado. Observa-se também que na borda ocorre uma elevada regeneração, assim como alta mortalidade (Laurance et al. 1998; Harper et al. 2005). Devido a essa dinâmica diferenciada, em muitos casos a floresta na borda é direcionada para os estágios iniciais de sucessão (Tabarelli et al. 2008).

Ressalta-se também que a alta proporção de exemplares das classes jovens e plântulas pode sugerir o sucesso no recrutamento de *H. dulcis* nas bordas, ou seja, nestes ambientes, a espécie em estudo está encontrando condições ambientais favoráveis ao seu estabelecimento e desenvolvimento. Os indivíduos jovens/plântulas (Classes 2 e 3) de *H. dulcis* ainda não formam frutos e não atingiram o dossel, momento no qual irão obter luz suficiente para formação de flor e fruto, representando aumento na invasibilidade da espécie no fragmento florestal (Gerber 2018).

No interior dos fragmentos florestais, independentemente do tamanho e forma também observa-se a presença de *H. dulcis* (18,3%, 9,5% e 16,9% para as classes 1, 2 e 3, respectivamente). Esses resultados destacam que os indivíduos de *H. dulcis* (principalmente adultos) estão estabelecidos também em ambientes com condições ambientais conservadas, como é o caso de áreas de interior dos fragmentos florestais. Em termos de biodiversidade e dentre as características dos fragmentos avaliados, observa-se que os fragmentos grandes e

com  $shape < 2$ , são fragmentos florestais com menor influência da área de borda e com grandes áreas de interior, sendo considerados fragmentos florestais com características conservadas e prioritários para a conservação da biodiversidade (Ribeiro et al. 2009). Os resultados observados neste estudo evidenciaram um menor número de indivíduos de *H. dulcis*, nesta categoria de fragmentos.

Alguns estudos mostraram evidências de que espécies invasoras não dependem de perturbação nem se restringem a estágios iniciais sucessórios das comunidades vegetais (Webb et al. 2000; Martin et al. 2009) ou áreas de borda, mostrando tolerância tanto à sombra, como capacidade de invadir florestas de dossel fechado (Gilbert & Lechowicz 2005; Martin & Marks 2006; Major et al. 2013). O sucesso no estabelecimento e desenvolvimento da espécie em estudo parece estar associado com suas características ecológicas, tais como: forma de dispersão, a qual aumenta a distância em que os propágulos podem alcançar; fonte de alimento para a fauna aumentando a dispersão das sementes (Padilha et al. 2015); caráter heliófito desenvolvendo-se bem em áreas abertas e com alta incidência de luz (Carvalho 1994; Lorenzi et al. 2003; Dechoum et al. 2015; Gerber 2018). Porém neste estudo, a descontinuidade de dossel não apresentou relação com a abundância de *H. dulcis*. Ressalta-se que a região Sul do Brasil, possui florestas formadas em parte por Floresta Semidecidual, permitindo a perda de cerca de 50% das folhas de copa e árvores emergentes entre maio e setembro (Klein 1972; IBGE 2012; Vibrans et al. 2012a). Devido à presença da *H. dulcis*, espécie com hábito foliar caducifólio, esta característica é alterada (Schmidt et al. 2019). Assim, durante determinado período do ano, com a abscisão foliar ocorre um aporte maior de luminosidade no sub-bosque de fragmentos com a presença marcante desta espécie. Essas condições ambientais podem permitir o aumento na taxa de estabelecimento e desenvolvimento de espécies exóticas, principalmente *H. dulcis* no interior de fragmentos florestais. A ausência de uma relação entre a descontinuidade do dossel e a abundância de *H. dulcis* pode estar associada com a plasticidade da espécie em se adaptar a diferentes características fisiológicas e a entrada de luminosidade nos fragmentos florestais, nas diferentes estações do ano (Schmidt et al. 2019).

Nos fragmentos florestais estudados os elementos da paisagem (descontinuidade do dossel, declividade e uso e cobertura da terra do entorno dos fragmentos florestais) não foram associados com a abundância de *H. dulcis*, refutando a segunda hipótese deste estudo e indicando que estes elementos da paisagem não estão associados a um padrão de invasão. Apesar do estudo analisar uma combinação de tamanho e forma de fragmentos florestais, com

fragmentos grandes ( $> 100$ ) e pequenos (10 e 100), alongados ( $> 2$ ) e recortados ( $< 2$ ), a paisagem na região Sul do Brasil reflete a dinâmica de processos econômicos, tais como o aumento da matriz agrícola impulsionado pela mecanização e tecnologia agrícola. Ou seja, os fragmentos florestais encontrados na região, concentram-se em áreas que apresentam maior declividade e conseqüentemente inadequadas para a produção agrícola em grandes escalas. Além destes fatores, o Código Florestal Federal, pode ser associado como um dos fatores responsáveis pelo considerável aumento de pequenos fragmentos, principalmente observados em áreas declivosas, porém com continuidade da matriz agrícola da região (Prandel et al., Dados não publicados).

A ausência de um efeito do uso e cobertura da terra do entorno pode estar associado com a maior concentração de fragmentos florestais localizados em uma matriz agrícola. Os dados do mapeamento de uso e cobertura da terra atual do entorno dos fragmentos florestais indicam que em média, 32% do entorno dos fragmentos florestais é ocupado por vegetação nativa. Já para o uso antrópico agrícola observa-se que 26,11% do entorno é ocupado por solo exposto, 21,54% por pastagem e 13,90% por agricultura. Assim, cabe ressaltar que o entorno dos fragmentos florestais avaliados é composto de aproximadamente 61% por matriz agropecuária (Figura 5 Material Suplementar).

Porém, quando a trajetória dos usos e cobertura da terra do entorno foram analisados em um período de 32 anos (material suplementar), observou-se um padrão temporal de aumento de entorno com vegetação nativa acompanhado por um redução de entorno com uso antrópico agrícola (solo exposto, pastagem e agricultura). Essas modificações temporais de uso e cobertura da terra estão associadas, principalmente com a conversão de áreas que eram ocupadas por solo exposto (uso antrópico) para vegetação nativa (uso natural) e pastagem (uso antrópico) (Figuras 6, 7, 8, 9 e Tabelas 6, 7, 8, 9 – Material Suplementar). Apesar desta dinâmica temporal, todos os fragmentos avaliados neste estudo possuem seu entorno com mais de 50% de uso agrícola (agricultura, pastagem e solo exposto).

De fato, essa análise temporal da dinâmica da paisagem pode refletir o processo de invasão por *H. dulcis*, principalmente, quando os fragmentos florestais são analisados individualmente. Uma alta proporção de plântulas de *H. dulcis* (classe 3) foi observada em um fragmento florestal pertencente a categoria A (tamanho de 10 a 100 ha e shape  $< 2$ ). Neste fragmento com essas características da paisagem a maior representatividade de plântulas ocorre na área de interior do fragmento. Por outro lado, em um fragmento florestal pertencente a categoria D (tamanho superior a 100 ha e shape  $> 2$ ) uma proporção elevada de

exemplares de plântulas de *H. dulcis* (classe 3) foi observada na borda do fragmento florestal. É importante destacar que a principal característica da paisagem deste fragmento é a presença da atividade de avicultura, o que pode estar relacionada ao elevado número de indivíduos de *H. dulcis*. No Sul do Brasil, a introdução de *H. dulcis* foi associada ao uso para sombreamento, proteção e corta-vento de atividades de avicultura, além de estar associada à atividades econômicas.

Espécies exóticas também são associadas com modificações na estrutura e composição das comunidades vegetais em florestas ombrófilas mistas e densas (Bardall et al. 2004; Schaff et al. 2006; Boeni 2011). Porém, nesse estudo não foi observado um efeito da abundância de *H. dulcis* na riqueza de espécies arbóreas nativas, refutando parcialmente a terceira hipótese deste estudo. Porém, observou-se um efeito positivo entre a abundância de *H. dulcis* e de espécies nativas. Adicionalmente, a abundância e riqueza de espécies nativas não foi associada a diferentes tamanhos, formas e áreas de borda e interior de fragmentos florestais.

Estes resultados podem estar associados ao processo de recrutamento e coexistência entre espécies nativas e exóticas em mesmo local (Torella et al. 2013, Gómez et al. 2019, Yu et al. 2018). A heterogeneidade do habitat ou a variabilidade espacial de recursos ou condições em larga escala promove a coexistência de espécies nativas e exóticas (Yu et al. 2018). Ao comparar áreas invadidas e não invadidas por *H. dulcis*, Schmidt et al. (2019) observaram uma tendência de diminuição da riqueza em áreas invadidas por *H. dulcis*. Todavia, os resultados deste estudo não observaram relação com a riqueza, mas destacam que a maior abundância de *H. dulcis* é associada a espécies nativas, e essa relação ocorre independentemente do tamanho, forma e borda-interior dos fragmentos florestais.

Com os resultados encontrados neste estudo e devido aos fatores impulsionadores da invasão de *H. dulcis* nos fragmentos florestais no Sul do Brasil estar relacionado, principalmente a atividades econômicas, paisagens agrícolas e com o crescente número de pequenos fragmentos florestais na paisagem, justifica-se a ausência da interferência das características e elementos da paisagem no processo de invasão biológica, mas ressalta-se o padrão de invasão, encontrado neste estudo, no sentido-borda interior dos fragmentos florestais.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As características avaliadas dos fragmentos florestais, tais como: tamanho e forma, não apresentaram influência significativa na abundância atual de *H. dulcis*. Porém, ao analisar a influência do fator borda e interior dos fragmentos florestais, observa-se resultado significativo, indicando a maior abundância em áreas de borda (maior influência antrópica) do que em áreas de interior dos fragmentos florestais (ambientes conservados). Este resultado remete a característica invasiva e a plasticidade da espécie em estudo, onde instala-se em habitats com diferentes características.

Os elementos da paisagem, não indicaram resultados significativos. Entretanto, por meio dos mapeamentos realizados, observa-se grandes alterações na paisagem ao decorrer do período avaliado (32 anos). Por meio da quantificação do uso e cobertura da terra do entorno, é possível inferir que as alterações podem ter influenciado na abundância atual de *H. dulcis*, principalmente os exemplares que perfazem a classe 3 (exemplares adultos). Os resultados obtidos por este estudo, demonstram a necessidade de outros estudos envolvendo a espécie exótica invasora (*H. dulcis*), principalmente avaliando a história de vida de exemplares adultos, a fim de comprovar se a paisagem influencia na invasão biológica.

Por sua vez, quando avaliado as espécies nativas, não observa-se diferença significativas entre as características dos fragmentos florestais em relação a abundância relativa e riqueza rarefeita, encontradas neste estudo. Verifica-se relação significativa entre a abundância relativa de espécies nativas e a abundância de *H. dulcis* nas diferentes classes avaliadas, indicando que conforme aumenta a abundância de *H. dulcis* aumenta também a abundância de espécies nativas. Entretanto a riqueza rarefeita de espécies nativas não possui relação significativa com a abundância de *H. dulcis*. Este resultado além de estar associado as características invasivas da espécie em estudo, indica que os fragmentos florestais avaliados apresentam condições de coexistência e sobrevivência para comportar espécie nativas e exóticas.

Devido à grande preocupação com as consequências que a invasão acarreta na paisagem e em seu funcionamento, está em vigor a portaria nº 79 de 2013 da Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA) onde reconhece a lista de espécies exóticas invasoras do Estado do Rio Grande do Sul. Nesta lista consta a proibição de qualquer forma de propagação da *H. dulcis* (dentre outras espécies), seja ela por transporte, criação, cultivo, comércio, doação ou aquisição intencional. Além disso, o estado do Rio Grande do Sul, publicou

recentemente a resolução CONSEMA nº369/2017, a qual estabelece normas gerais para a implantação de Programa Estadual para o controle de espécies exóticas invasoras a fim de combater ou minimizar os efeitos de sua expansão. Por meio dos resultados aqui obtidos e pela grande quantidade de exemplares de pequeno porte, ressalta-se a necessidade da fiscalização acerca da Portaria nº 79 de 2013 e a Resolução CONSEMA nº 369/2017, bem como a conscientização da população das consequências oriundas pela invasão desta espécie exótica. Com a conscientização da população, principalmente com educação ambiental em escolas, praças e parques acredita-se que aos poucos, ocorra um manejo seletivo, conservador e promissor para as demais espécies nativas. Em adição, ressalta-se que os resultados encontrados neste estudo serve de subsídio para tomada de decisões e políticas públicas, voltadas a conservação da biodiversidade e bem-estar humano.

## 6. REFERÊNCIAS

- ALVARES CA, STAPE JL, SENTELHAS PC, GONÇALVES JLM & SPAROVEK G. 2013. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Z* 22: 711-728.
- ALVES C, ZENNI R, ZILLER SR, ALMEIDA N & PASSAMANI M. 2018. Assessing the risk of invasion of species in the pet trade in Brazil. *Perspect Ecol Conser* 16: 38-42.
- BASKIN C & BASKIN JM. 2014. *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press 150-162.
- BARDALL ML, RODERJAN CV, GALVÃO F & CURCIO GR. 2004. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. *Ci Fl* 14: 37-50.
- BARTUSZEVIGE AM, GORCHOV DL & RAAB L. 2006. The relative importance of landscape and community features in the invasion of an exotic shrub in a fragmented landscape. *Ecography* 29: 213-222.
- BENNETT AC, MCDOWELL, NG, ALLEN CD, & ANDERSON-TEIXEIRA KJ. 2015. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature Plants*.
- BIANCHINI E, PIMENTA JA & SANTOS FAM. 2001. Spatial and temporal variation in a tropical semi-deciduous forest. *Braz Arch Biol Technol* 4: 269–276.
- BOENI BO. 2011. Riqueza, estrutura e composição de espécies em floresta secundária invadida por *Hovenia dulcis* Thunb., caracterização do seu nicho de regeneração e efeitos alelopáticos. Thesis, Vale dos Sinos University, Brazil.
- CAPERS RS, SELSK R, BUUGBEE GJ & WHITE GC. 2007. Aquatic plant community invasibility and scale-dependent patterns in native and invasive species richness. *Ecology* 88: 3135–3143.
- CARVALHO PER. 1994. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). EMBRAPA-CNP Florestas, Circular Técnica, 24p.
- CEMIN G, PERICO E & REMPEL C. 2009. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. *Revista Árvore* 33: 705-711.
- COHEN JA. 1960. Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *J Educ Meas* 20: 37-46.
- DECHOUM MS, CASTELLANI TT, ZALBA SM, REJMÁNEK M, PERONI N & TAMASHIRO JY. 2015. Community structure, succession and invasibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Biol Invasions* 17:1697-1712.
- DECIAN VS, ZANIN EM, OLIVEIRA CH & ROSSET F. 2010. Diagnóstico Ambiental do Corede Norte, RS: mapeamento do uso da terra na região Alto Uruguai e obtenção de banco

de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. Santa Maria – RS. Ciênc Nat 32: 119-134.

DENSLOW JS & DEWALT SJ. 2008. Exotic plant invasion in tropical forests: patterns and hypothesis. In: Carson W, Schnitzer S (eds) Tropical forest community ecology. Wiley, New York, p. 409-426.

DEUTSCHEWITZ K, LAUSCH A, KÜHNM I & KLOTZ S. 2003. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. Glob Ecol Biogeogr 12: 299-311.

EASTMAN JR. 2012. IDRISI Selva Manual. Clark Labs. Clark University. Worcester, MA. 322p.

ERIKSSON, O. 1995. Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. Flora 190:65–70

FAJARDO A & GUNDALE MJ. 2017. Canopy cover type, and not fine-scale resource availability, explains native and exotic species richness in a landscape affected by anthropogenic fires and posterior land-use change. Biol Invasions 20: 385–398.

FINE PVA. 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. J TROP ECOL, 18: 687-705.

FONS MC. 2014. Effects of past landscape and habitat changes in plant invasion provide evidence of an invasion credit. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Universitat Autònoma de Barcelona (UAB).

FOLEY JA, DEFRIES R, ASNER GP, BARFORD C, BONAN G, CARPENTER SR, CHAPIN FS, COE MT, DAILY GC, GIBBS HK et al. 2005. Global Consequences of Land Use. Science 509: 570-574.

FORMAN TT. 1997. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. New York: Cambridge University 632 p.

FRAZER GW, CANHAM CD & LERTZMAN KP. 1999. Gap light analyzer (GLA), version 2.0: imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.

FRIDLEY JD. 2011. Biodiversity as bulwark against invasions: conceptual threads since Elton. In: Richardson DM (ed) Fifty Years of Invasion Ecology. The legacy of Charles Elton Oxford: Wiley-Blackwell: 121-130.

GANEM RS, DRUMMOND JA & FRANCO JLA. 2008. Políticas públicas de controle do desmatamento e da fragmentação de habitats. In: Encontro Nacional da Anppas, 4., Brasília, Brasil, p.1-17.

- GASSÓ N, PINO J, FONT X & VILÀ M. 2012. Regional context affects native and alien plant 540 species richness across habitat types. *Appl Veg Sci* 15: 4-13.
- GENELETTI D. 2003. Biodiversity impact assessment of road: an approach based on ecosystem rarity. *EIA Review*, 23: 343-365.
- GERBER D, O'CONNOR PHP, MENDONÇA HV, BRIZOLA GP, FREDDO AR & BECHARA FC. 2018. Invasion of *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) in Southern Brazilian subtropical forest. *Acta Biológica Catarinense* 5.
- GILBERT B & LECHOWICZ MJ. 2005. Invasibility and abiotic gradients: the positive correlation between native and exotic plant diversity. *Ecology* 86:1848–1855.
- GÓMEZ P, MURÚA M, SAN MARTÍN J, GONÇALVES E & BUSTAMANTE RO. 2019. Maintaining close canopy cover prevents the invasion of *Pinus radiata*: Basic ecology to manage native forest invasibility. *PLoS ONE* 14.
- GONZÁLES-MORENO P, GASSÓ JPN & VILÀ M. 2013. Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges. *Biol. Invasions* 15: 547 - 557.
- GUIRADO M, PINO J & RODA F. 2006. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecol Biogeogr* 15: 50 - 62.
- HARPER KA, MCDONALD SE, BURTON PJ, CHEN J, BROSOFSKE K, SANDERS SC, EUSKIRCHEN E, ROBERTS D, JAITEH M & ESSEEN P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Biol Conserv* 19: 768 – 782.
- HARRISON PA, BERRY PM, SIMPSON G, HASLETT JR, BLICHARSKA M, BUCUR M, DUNFORD R, EGOH B, GARCIA-LLORENTE M, GEAMĂNĂ N et al. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: a systematic review *Ecosyst. Serv.*, 9: 191-203.
- HOBBS RJ. 2011. Land use. In: Simberloff D, Rejmánek R (Eds) *Encyclopedia of biological invasions*, University of California Press, Berkeley, p. 425-427.
- HOBBS RJ & HUENNEKE LF. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implication for conservation. *Biol. Conserv* 6: 324-337.
- IBÁÑEZ I, SILANDER JAJR, ALLEN JM, TREANOR SA & WILSON A. 2009. Identifying hotspots for plant invasions and forecasting focal points of further spread. *J Appl Ecol*, 46: 1219–1228.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Segunda edição. Rio de Janeiro.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2013. *Manual técnico de uso da terra*. Terceira edição. Rio de Janeiro.

- KLEIN RM. 1972. Árvores nativas da floresta subtropical do Alto Uruguai. *Sellowia* 24: 6–62.
- KUMAR S, STOHLGREN TJ & CHONG GW. 2006. Spatial heterogeneity influences native and nonnative plant species richness. *Ecology* 87: 3186–3199.
- LAURANCE WF, DELAMONICA P, LAURANCE SG, VASCONCELOS HL, LOVEJOY TE. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: p. 836.
- LAURANCE WF, NASCIMENTO HEM, LAURANCE SG, ANDRADE A, EWERS RM, HARMS KE, LUIZÃO RCC & RIBEIRO JE. 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS ONE* 2.
- LAURANCE WF, FERREIRA LV, RANKIN-DE MERONA J & LAURANCE SG. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032–2040.
- LAZZARIN LC, SILVA AC, HIGUCHI P, SOUZA K, PERIN JE & CRUZ AP. 2015. Invasão biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na região do Alto Uruguai, Brasil. *Rev Árvore* 39: 1007-1017.
- LEE, JS & GRUNES MR. 1992. Classification of multi-look polarimetric SAR data based on complex Wishart distribution. *IEEE Telesystems Conference*, p. 21-24.
- LORENZI H, SOUZA HM, BACHER LB & TORRES MAV. 2003. Árvores exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas. Nova Odessa: Instituto Plantarum 368 p.
- MAGNAGO LFS, EDWARDS DP, EDWARDS FA, MAGRACH A, MARTINS SV & LAURANCE WF. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Open J Ecol* 102: 475-485.
- MAJOR KC, NOSKO P, KUEHNE C, CAMPBELL D, BAUHUS J. 2013. Regeneration dynamics of non-native northern red oak (*Quercus rubra* L.) populations as influenced by environmental factors: a case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. *Forest Ecol Manag* 291:144-153.
- MALCHOW E, KOEHLER AB & PÉLLICO NETTO S. 2006. Efeito de borda em um trecho da floresta ombrófila mista, em fazenda Rio Grande - PR. *Revista Acadêmica* 4: 85-94.
- MALINOWSKI R, OLIVEIRA CH, ZANIN EM, ROVANI IL, SLAVIEIRO LB & GALIANO D. 2008. Perda e fragmentação de habitat em paisagens rural e urbana da bacia hidrográfica do Rio Tigre (RS). *Revista Perspectiva* 32.
- MARTIN PH & MARKS PL. 2006. Intact forests provide weak resistance to a shade-tolerant invasive Norway maple (*Acer platanoides* L.) *J Ecol* 94: 1070-1079.
- MARTIN PH, CANHAM CD & MARKS PL. 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Front Ecol Environ* 7: 142-149, 2009.

- METZGER JP. 2009. Editorial conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biol Conserv* 142: 1138-1140.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group* Island Press.
- MITTERMEIER RA, GIL PR, HOFFMANN M, PILGRIM J, BROOKS J, MITTERMEIER C.G, LAMOURUX J & FONSECA G.A.B. 2004. *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Cemex. Washington, DC.
- MURCIA C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol Evol* 10: 58-62.
- MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, FONSECA GAB, KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NASCIMENTO MC, SOARES VP, RIBEIRO CAÁS & SILVA E. 2006. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da Bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do Satélite IKONOS II. *Revista Árvore* 30: 389-398.
- OLIVEIRA MA, SANTOS AMM, TABARELLI M. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic Forest. *For Ecol Manag* 256: 1910-1917.
- OLIVEIRA-FILHO AT, BUDKE JC, JARENKOW JA, EISENLOHR PV & NEVES DRM. 2015. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *J Plant Ecol* 8:242-260.
- OLIVEIRA RODRIGUES G. 2011. Análise de métricas da paisagem utilizando o Fragstats 3.3. INPE- Programa de Pós-graduação em Ciência do Sistema Terrestre. Documento técnico 8p.
- OKSANEM J, BLANCHET FG, FRIENDLY M, KINDT R, LEGENDRE P, MCGLINN D, MINCHIN PR, O'HARA RB, SIMPSON GL, SOLYMOS P, STEVENS MHH, SZOEC S & WAGNER HH. 2018. *Vegan: Community Ecology Packag*. R Package Version 2.5-1.
- PADILHA DL, LOREGIAN AC & BUDKE JC. 2015. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. *Biodivers Conserv* 24: 2293-2304.
- PAULA MD, COSTA CPA & TABARELLI M. 2011. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. *Trop Conserv Sci* 4: 349–358.
- PINO J, FONT X, CARBÓ J, JOVÉ M & PALLARÉS L. 2005. Large-scale correlates of alien plant invasion in Catalonia (NE of Spain). *Biol Conserv*., 122: 339–350.
- PORTELA RCQ & SANTOS FAM. 2007. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. *Rev bras Bot* 30: 271-280.

- PYŠEK P, JAROŠIK V, HULME PE, PERGL J, HEJDA M, SCHAFFNER U, VILÀ M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18:1725-1737.
- R CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.2018.
- REINHART KO, GURNEE J, TIRADO R & CALLAWAY RM. 2006. Invasion through quantitative effects: intense shade drives native decline and invasive success. *Ecol Appl* 16: 1821–1831.
- RIBEIRO MC, METZGER JP, MARTENSEN AC, PONZONI F & HIROTA M. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.*, 142: 1141-1153.
- RIGUEIRA DMG, MOLINARI ALM, MARIANO DLS, REIS RM, PORTUGUAL AB, SANTANA NS, SANTOS RA. 2012. Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). *Acta Bot Bras* 26: 197-202.
- RIO GRANDE DO SUL. Resolução CONSEMA nº369/2017. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.
- RIO GRANDE DO SUL. Portaria SEMA nº79/2013. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.
- ROILOA SR, CAMPOY JG & RETUERTO R. 2015. Importancia de la integración clonal en las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 24: 76-83.
- ROVANI IL, DOS SANTOS JE, DECIAN VS, ZANIN EM. 2019. Assessing Naturalness Changes Resulting from a Historical Land Use in Brazil South Region: An Analysis of the 1986-2016. *J Environ Prot Sci* 10: 149-163.
- SAUNDERS DA, HOBBS RJ & MARGULES CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation:a review. *Conserv Biol* 5: 18-35.
- SCARIOT A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 32:662–669.
- SCHMIDT AC, CASTELLANI TT & DECHOUM MS. Biotic and abiotic changes in subtropical seasonal deciduous forest associated with invasion by *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae). *Biol Invasions* 22: 293-306.
- SCHAFF LB, FILHO AF, GALVÃO F, SANQUETTA CR, LONGHI SJ. 2006. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana no período de 1979 e 2000. *Ci Fl* 16: 271- 291.

SILVA MAM, ALENCAR PGAM, GUERRA TNF, MELO AL, LINS-e-SILVA ACB & RODAL MJ. 2015. Edge effects on the structure and dynamics of an Atlantic Forest fragment in northeastern Brazil. *Agrária* 10: 538-543.

SOS MATA ATLÂNTICA. 2019. Disponível em <https://www.sosma.org.br/causas/>. Acesso em 02 nov. 2019.

SOUZA L, BUNN WA, SIMBELOFF D, LAWTON RM & SANDERS NJ. 2011. Biotic and abiotic influences on native and exotic richness relationship across spatial scales: favourable environments for native species are highly invasible. *Funct Ecol* 25: 1106–1112.

STRECK EV, KÄMPF N, DALMOLIN RSD, KLAMT E & NASCIMENTO PC. 2008. *Solos do Rio Grande do Sul*. 2ª ed. Porto Alegre: Emater/RS- Ascar.

TABANEZ AAJ & VIANA VM. 2000. Patch structure within Brazilian Atlantic Forest fragments and implications for conservation. *Biotropica* 32: 925-933.

TABARELLI M, SILVA JMC & GASCON C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodivers Conserv* 13: 1419- 1425.

TABARELLI M, LOPES FREITAS AV & PERES C. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40: 657-661.

TORRELLA SA, GINZBURG RG, ADÁMOLI JM & GALETTO L. 2013. Change in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. *For Ecol Manag* 307: 147-154.

TRINDADE MB, LINS SILVA ACB, SILVA HP, FIGUEIRA SB & SCHESSL M. 2008. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent Changes and Implications for Conservation. *Bioem Biodiv Bioavail* 2: 5-13.

VIBRANS AC, SEVEGNANI L, GASPER AL & LINGNER DV. 2012. Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina—Floresta Estacional Decidual, Edifurb 2.

VILÀ M & IBÁÑEZ I. 2011. Plant invasions in the landscape. *Landscape ecology*. 26: 461-472.

WEBB CO. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *Am Nat* 156: 145–155.

WITH KA. 2004. Assessing the risk of invasive spread in fragmented landscapes. *Risk Analysis* 24: 803-815.

YOUNG A, MITCHELL N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biol Conserv* 67: 63–72.

YU H, WANG L, FAN S. 2018. Coverage of Native Plants Is Key Factor Influencing the Invasibility of Freshwater Ecosystems by Exotic Plants in China. *Front Plant Sci* 9: 250.

## 7. MATERIAL COMPLEMENTAR

Tabela 4. Índices de Ecologia da Paisagem gerados ao nível de classe por meio do Fragstats 4.2.1.

Parâmetros métricos	Descrição dos parâmetros métricos	Unidade	Observação
AREA_MN	Área média dos fragmentos	Hectares (Ha)	Tamanho dos fragmentos
SHAPE_MN	Média do Índice de forma	$\geq 1$ (Adimensional)	Quanto menor o valor indica fragmentos de formatos mais simples, benéficos para conservação.

Quadro 1. Categorização dos Fragmentos Florestais utilizado para o estudo de acordo com os critérios de forma (Shape), Tamanho (hectares), número dos fragmentos em cada categoria e descrição dos critérios que fazem com que os mesmos integrem as categorias A, B, C e D.

Categoria	Critério Tamanho (ha)	Critério Forma (Shape)	Nº dos Fragmentos	Descrição
<b>A</b>	10--- 100 ha	< 2	6, 8, 13, 15	Fragmentos pequenos e com formas mais arredondadas, com menores recortes em suas bordas.
<b>B</b>	10--- 100 ha	> 2	4, 5, 11, 12	Fragmentos pequenos e com formas mais recortadas, ou seja com maiores recortes em suas bordas aumentando o seu perímetro e efeito de borda.
<b>C</b>	> 100 ha	< 2	2, 10, 14, 16	Fragmentos grandes, e com formatos mais arredondados, menores recortes em suas bordas.
<b>D</b>	> 100 ha	> 2	1, 3, 7, 9	Fragmentos grandes e com formas mais recortadas, ou seja com maiores recortes em suas bordas aumentando o seu perímetro e efeito de borda

Figura 5. Quantificação das classes de uso e cobertura da terra para o entorno dos fragmentos florestais.

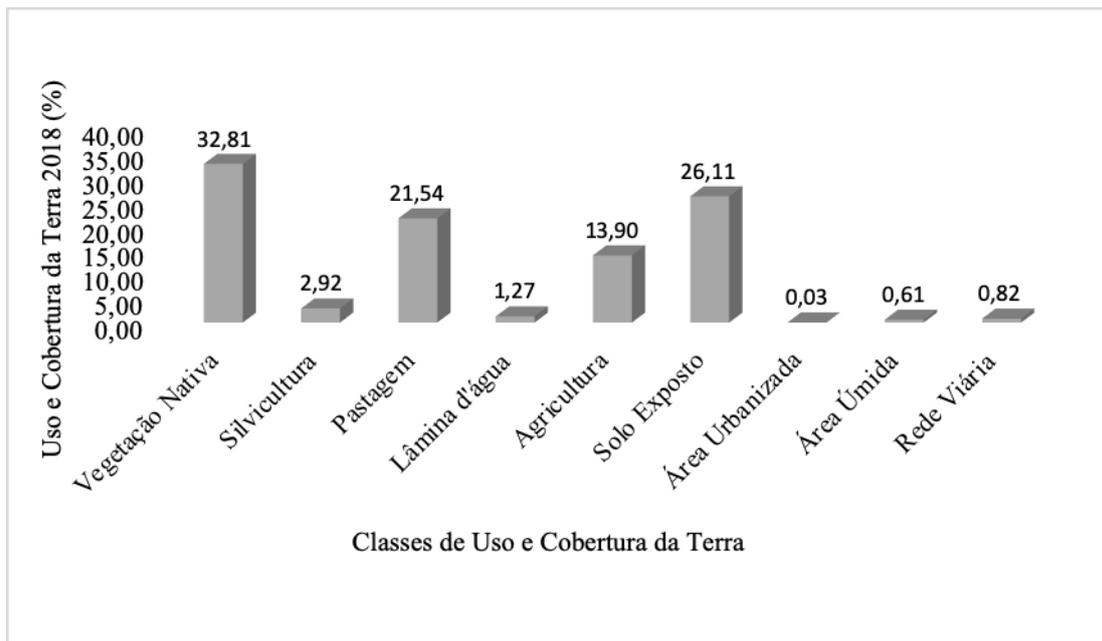


Figura 6. Fragmentos florestais avaliados neste estudo, compreendo a categoria A, com a série histórica de usos e cobertura da terra do entorno de 500 m do fragmento.

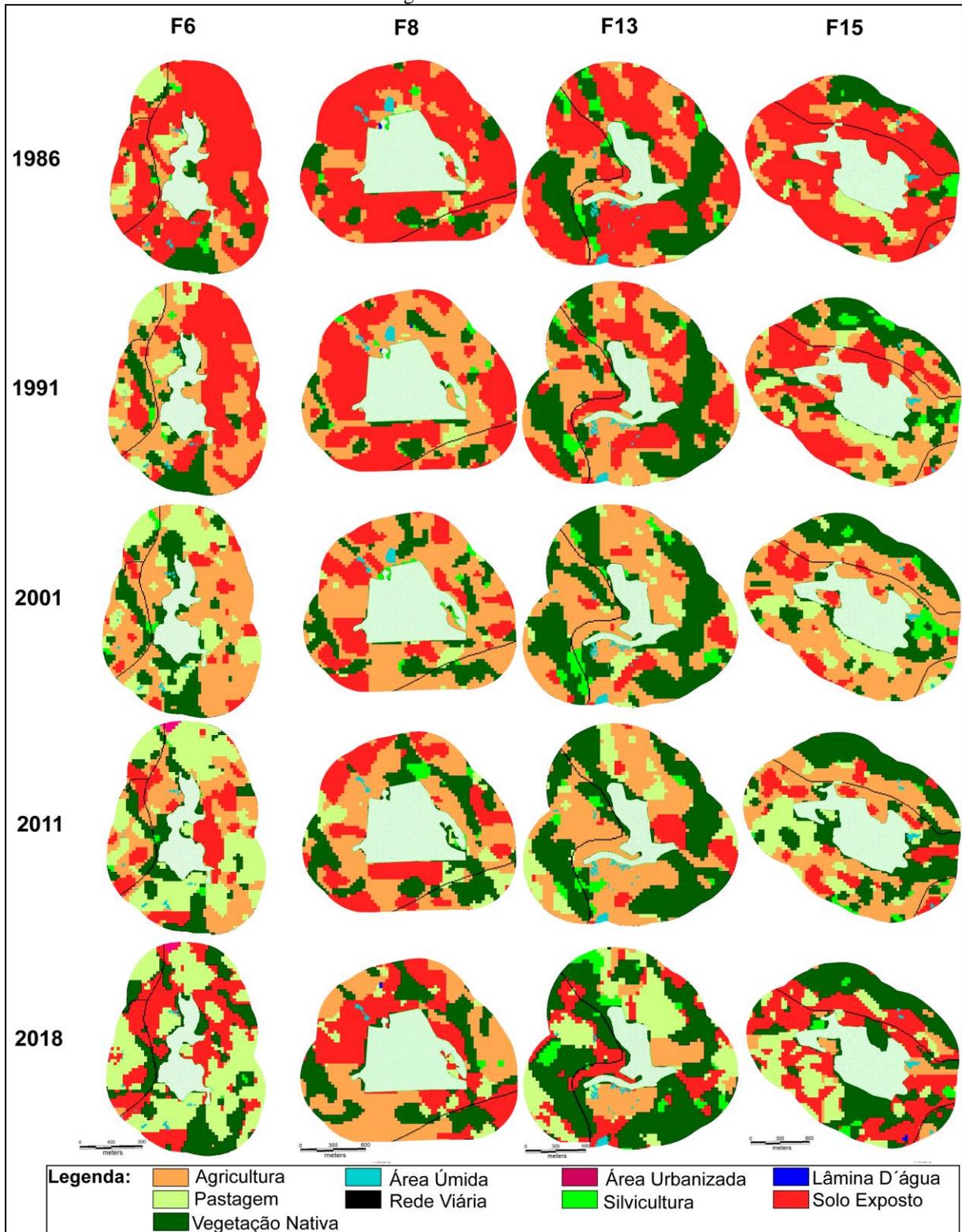


Figura 7. Fragmentos florestais avaliados neste estudo, compreendo a categoria B, com a série histórica de usos e cobertura da terra do entorno de 500 m do fragmento.

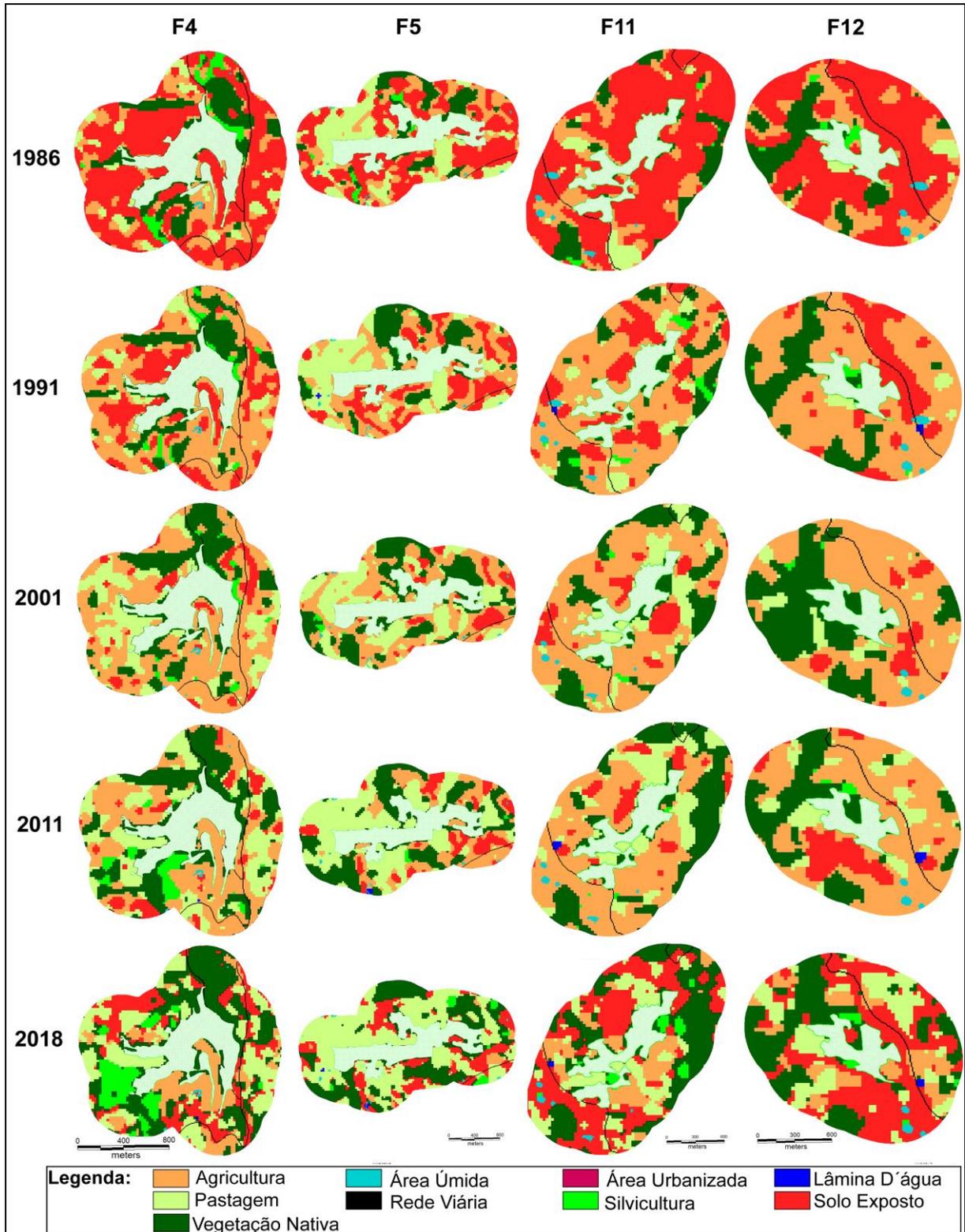


Figura 8. Fragmentos florestais avaliados neste estudo, compreendo a categoria C, com a série histórica de usos e cobertura da terra do entorno de 500 m do fragmento.

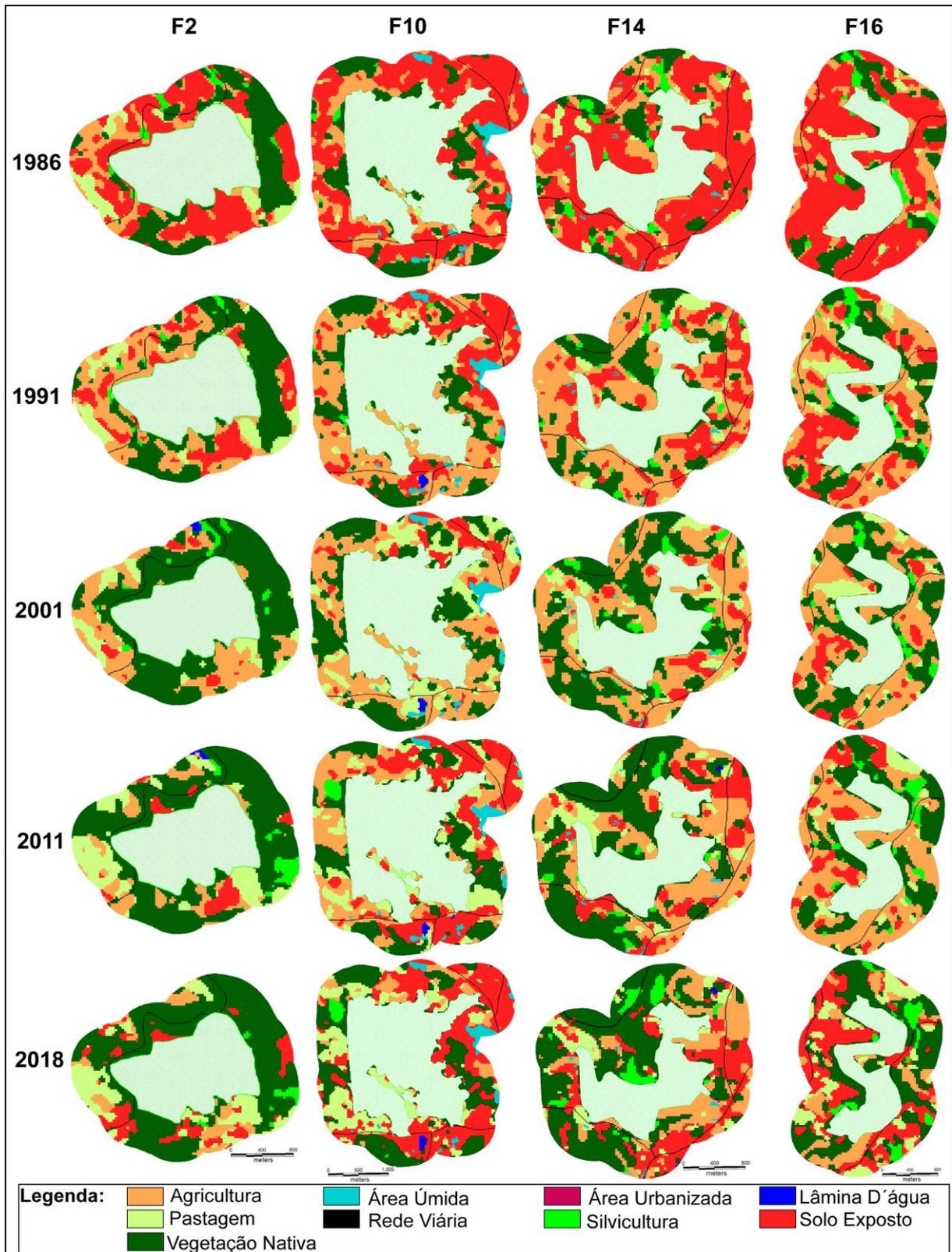


Figura 9. Fragmentos florestais avaliados neste estudo, compreendo a categoria D, com a série histórica de usos e cobertura da terra do entorno de 500 m do fragmento.

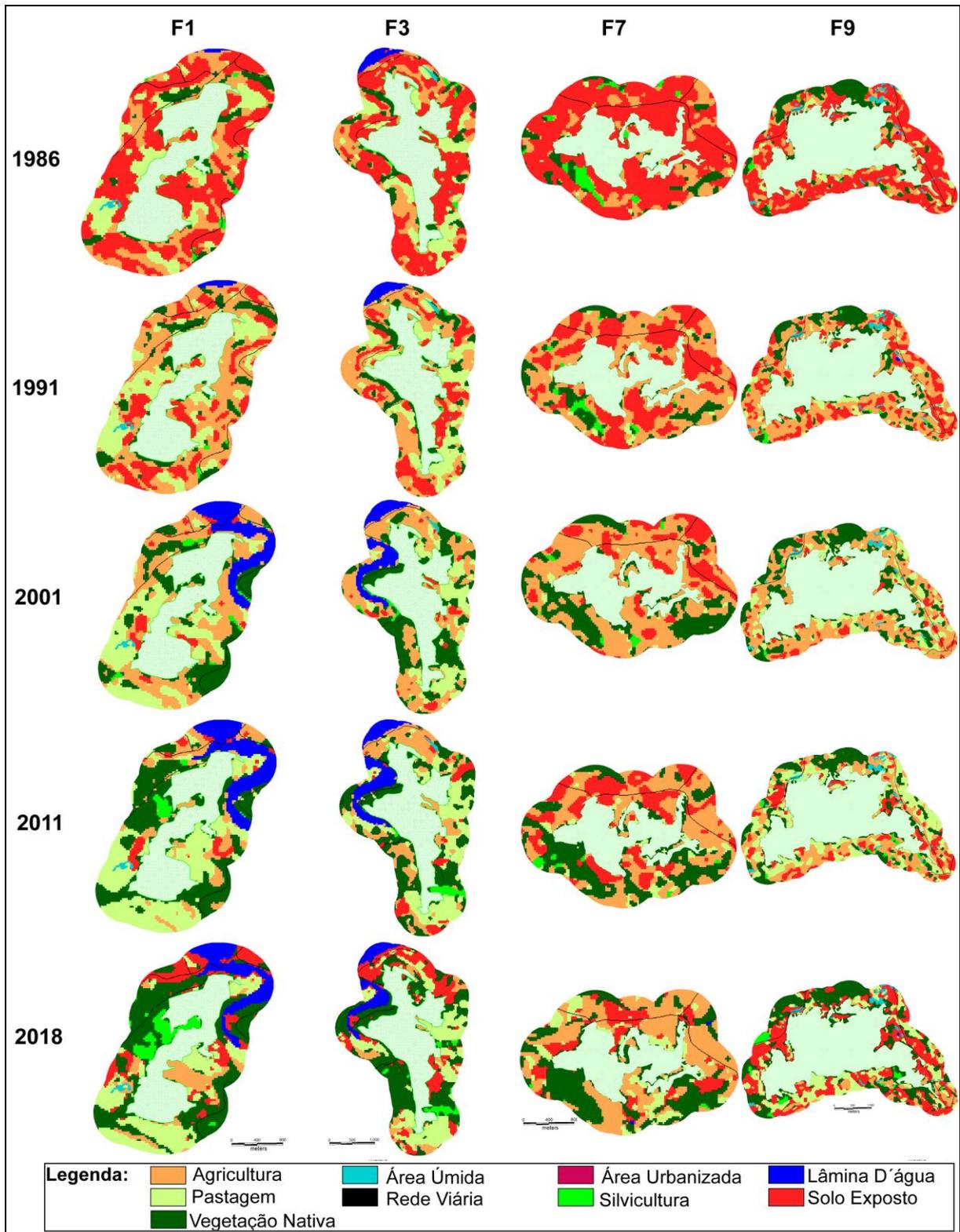


Tabela 5. Abundância e riqueza de espécies encontradas nas áreas de borda e interior em todos os fragmentos florestais avaliados nos diferentes critérios.

Família	Nome científico	Nome Popular	Critério A		Critério B		Critério C		Critério D	
			Borda	Interior	Borda	Interior	Borda	Interior	Borda	Interior
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus praecox</i> Griseb.	Quebra-machado	3	0	0	0	0	0	0	0
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-vermelha	8	0	0	0	0	5	8	0
	<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	Umbuzeiro	0	0	0	0	0	2	1	2
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	Araticum	4	4	6	3	6	1	5	0
Apocynaceae	<i>Plumeria lanceolata</i> L.	Agoniada	0	2	0	0	0	7	0	0
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Erva-mate	2	0	0	0	0	20	0	0
	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Caúna	0	5	1	1	0	6	0	0
Araliaceae	<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J. Wen	Carobão	0	1	0	1	0	0	0	0
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucária	5	0	0	6	0	0	1	1
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	4	0	0	0	2	2	5	6
Asteraceae	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	Vassourão-branco	3	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G.Lohmann	Unha-de-gato	0	0	2	1	1	1	0	1
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Mart.) Mattos	Ipê-roxo	2	1	0	1	0	0	0	0
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	Jacaranda	0	0	1	0	0	0	0	0
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	Guajuvira	6	6	0	0	6	3	24	3
Cannabaceae	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	Esporão-de-galo	1	0	0	1	4	1	2	1
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Grandiúva	3	1	3	0	7	1	0	0
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	Espinheira-santa	0	0	0	0	0	0	1	0
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Sapopema	0	1	0	0	0	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Mull.Arg.	Laranjeira-do-mato	1	10	3	12	0	45	1	31
	<i>Manihot</i> spp.	Mandioca-brava	0	0	1	0	3	0	0	0
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Leiteiro	2	2	6	3	4	5	3	2
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Branquilho	0	9	0	0	3	0	0	4
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Angico-branco	5	9	2	8	3	8	4	4
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Grápia	13	7	1	4	0	3	6	5

	<i>Ateleia glazioveana</i> Baillon	Timbó	1	0	1	2	0	0	2	0
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	1	4	6	6	0	0	1	1
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timbaúva	0	0	2	1	0	0	0	0
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	0	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	Rabo-de-bugiu	2	4	9	6	12	13	3	6
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Cabreúva	0	1	2	4	0	3	0	1
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico-vermelho	6	4	0	1	4	0	0	5
	<i>Phanera microstachya</i> (Raddi) L.P. Queiroz	Escada-de-macaco	0	2	6	1	3	5	1	2
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Canela-amarela	9	1	4	10	15	3	3	6
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-preta	34	30	15	29	36	29	39	12
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Canela-sassafrás	0	0	0	0	6	1	1	1
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-guaicá	10	13	18	8	4	10	19	14
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Canela-do-brejó	10	3	1	4	0	3	3	2
	<i>Persea americana</i> Mill.	Abacateiro	2	0	0	0	1	0	0	0
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Louro-branco	0	0	0	1	1	0	0	0
	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	0	0	0	4	0	1	0	0
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	7	19	8	7	15	5	15	4
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Mixirica	0	0	0	1	0	0	0	0
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Cangerana	3	1	6	8	5	2	3	1
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	6	8	1	7	2	3	2	1
	<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	Catiguá	0	0	2	14	1	11	0	12
Moraceae	<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott	Figueira	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Morus nigra</i> L.	Amorerira	2	1	1	0	6	1	2	0
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	Guabiroba	0	0	2	4	0	7	4	5
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg.	Sete-capotes	0	1	1	1	3	5	3	2
	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	Guabiroba	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitangueira	5	1	0	1	3	3	1	2
	<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	-	0	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Myrciaria cuspidata</i> O.Berg	Camboim	3	14	4	1	5	4	2	9

	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	Araça	0	0	0	0	0	0	1	1
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D. Legrand	Guabiju	0	0	0	3	0	0	1	0
Poaceae	<i>Merostachys multiramea</i> Hack.	Taquara	1	0	0	0	0	0	0	0
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Capororoca	6	1	2	2	8	3	30	9
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb	Uva-do-japão	428	183	226	48	196	30	588	9
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Ameixa-amarela	1	0	1	0	1	0	3	0
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-do-mato	8	10	2	2	8	8	5	0
Rubiaceae	<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Limoeiro-do-mato	0	0	1	0	0	0	0	0
Rutaceae	<i>Citrus reticulata</i> Blanco	Tangerina	1	1	0	0	0	0	1	1
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	Cutia	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Canela-de-veado	22	28	17	16	10	4	2	6
	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	Mamica-de-cadela	0	0	0	0	0	0	0	4
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela	8	1	3	4	2	4	3	1
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	Farinha-seca	18	14	4	3	5	15	2	3
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Chá-de-bugre	16	6	7	3	15	14	11	6
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Chal-chal	29	17	14	13	20	6	10	10
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-vermelho	21	49	27	16	15	20	18	12
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco	9	2	1	4	2	6	1	6
Simaroubaceae	<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	Pau-amargo	0	0	1	0	0	0	0	0
Solanaceae	<i>Datura stramonium</i> L.	Figueira-brava	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Coerana	4	0	4	0	1	0	6	0
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Fumo-bravo	3	3	1	0	0	1	0	0
	<i>Solanum compressum</i> L.B. Sm. & Downs	Coerana	0	1	0	0	0	0	0	0
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urtigão	0	1	1	3	1	0	1	3
<b>Total</b>			<b>739</b>	<b>483</b>	<b>429</b>	<b>279</b>	<b>446</b>	<b>331</b>	<b>849</b>	<b>218</b>

Tabela 6. Trajetória do Uso e Cobertura da Terra no entorno (500m) dos Fragmentos Florestais selecionados para a categoria A (Fragmentos 6;8;13;15).

Uso e Cobertura da Terra	CRITÉRIO A (Fragmentos 6-8-13-15)									
	1986		1991		2001		2011		2018	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação Nativa	131,77	13,85	182,7	19,20	243,74	25,62	262,79	27,62	287,26	30,19
Silvicultura	16,84	1,77	17,04	1,79	23,8	2,50	16,11	1,69	16,17	1,70
Pastagem	40,69	4,28	60,16	6,32	100,37	10,55	166,98	17,55	208,8	21,95
Lâmina d'água	0,14	0,01	0,14	0,01	0	0,00	0	0,00	0,45	0,05
Agricultura	139,45	14,66	337,71	35,49	455,35	47,86	336,26	35,34	138,43	14,55
Solo Exposto	609,14	64,02	340,28	35,77	114,77	12,06	155,96	16,39	287,19	30,19
Área Urbanizada	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1,19	0,13	0,99	0,10
Área Úmida	5,87	0,62	5,87	0,62	5,87	0,62	4,61	0,48	4,61	0,48
Rede viária	7,53	0,79	7,53	0,79	7,53	0,79	7,53	0,79	7,53	0,79
<b>Total:</b>	<b>951,43</b>	<b>100,00</b>	<b>951,43</b>	<b>100,00</b>	<b>951,43</b>	<b>100,00</b>	<b>951,43</b>	<b>100,00</b>	<b>951,43</b>	<b>100,00</b>

Tabela 7. Trajetória do Uso e Cobertura da Terra no entorno(500m) dos Fragmentos Florestais selecionados para a categoria B (Fragmentos 4;5;11;12).

Uso e cobertura da terra	CRITÉRIO B (Fragmentos 4-5-11-12)									
	1986		1991		2001		2011		2018	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação Nativa	160,38	12,60	210,46	16,53	307,46	24,15	319,07	25,06	361,33	28,38
Silvicultura	23,42	1,84	21,77	1,71	11,46	0,90	32	2,51	51,78	4,07
Pastagem	145,91	11,46	170,74	13,41	244,22	19,18	332,75	26,13	390	30,63
Lâmina d'água	0	0,00	1,17	0,09	0	0,00	2,14	0,17	1,48	0,12
Agricultura	233,95	18,37	580,79	45,61	594,97	46,73	454,51	35,70	134,19	10,54
Solo Exposto	694,97	54,58	273,69	21,50	102,5	8,05	119,64	9,40	321,33	25,24
Área Urbanizada	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
Área Úmida	6,32	0,50	6,32	0,50	4,34	0,34	4,84	0,38	4,84	0,38
Rede viária	8,32	0,65	8,33	0,65	8,32	0,65	8,32	0,65	8,32	0,65
<b>Total:</b>	<b>1.273,27</b>	<b>100,00</b>	<b>1.273,27</b>	<b>100,00</b>	<b>1.273,27</b>	<b>100,00</b>	<b>1.273,27</b>	<b>100,00</b>	<b>1.273,27</b>	<b>100,00</b>

Tabela 8. Trajetória do Uso e Cobertura da Terra no entorno(500m) dos Fragmentos Florestais selecionados para a categoria C (Fragmentos 2;10;14;16).

Uso e Cobertura da Terra	CRITÉRIO C (Fragmentos 2-10-14-16 )									
	1986		1991		2001		2011		2018	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação Nativa	328,33	18,35	452,84	25,31	678,55	37,93	630,01	35,22	685,91	38,34
Silvicultura	43,43	2,43	37,29	2,08	40,69	2,27	52,29	2,92	59,28	3,31
Pastagem	71,04	3,97	110,14	6,16	208,51	11,66	232,77	13,01	270,46	15,12
Lâmina d'água	0	0,00	2,43	0,14	3,7	0,21	3,75	0,21	3,22	0,18
Agricultura	312,3	17,46	708,3	39,59	682,06	38,13	516,29	28,86	233,18	13,03
Solo Exposto	994,69	55,60	438,79	24,53	137,08	7,66	315,48	17,64	500,03	27,95
Área Urbanizada	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
Área Úmida	21,67	1,21	21,67	1,21	20,86	1,17	20,86	1,17	19,37	1,08
Rede viária	17,45	0,98	17,45	0,98	17,46	0,98	17,46	0,98	17,46	0,98
<b>Total:</b>	<b>1788,91</b>	<b>100,00</b>	<b>1788,91</b>	<b>100,00</b>	<b>1788,91</b>	<b>100,00</b>	<b>1788,91</b>	<b>100,00</b>	<b>1788,91</b>	<b>100,00</b>

Tabela 9. Trajetória do Uso e Cobertura da Terra no entorno(500m) dos Fragmentos Florestais selecionados para a categoria D (Fragmentos 1;3;7;9).

Uso e Cobertura da Terra	CRITÉRIO D (Fragmentos 1-3-7-9)									
	1986		1991		2001		2011		2018	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetação Nativa	266,38	10,88	358,33	14,64	627,21	25,63	637,58	26,05	775,05	31,67
Silvicultura	39,04	1,60	25,16	1,03	28,64	1,17	45,61	1,86	67,73	2,77
Pastagem	233,29	9,53	315,57	12,89	373,25	15,25	602,33	24,61	530,04	21,66
Lâmina d'água	19,81	0,81	27,46	1,12	125,54	5,13	139,96	5,72	102,15	4,17
Agricultura	475,78	19,44	1044,85	42,69	1049,41	42,88	666,97	27,25	352,34	14,40
Solo Exposto	1368,35	55,91	631,28	25,79	198,6	8,11	309,61	12,65	578,39	23,63
Área Urbanizada	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
Área Úmida	25,4	1,04	25,4	1,04	25,4	1,04	25,99	1,06	22,35	0,91
Rede viária	19,49	0,80	19,49	0,80	19,49	0,80	19,49	0,80	19,49	0,80
<b>Total:</b>	<b>2447,54</b>	<b>100,00</b>	<b>2447,54</b>	<b>100,00</b>	<b>2447,54</b>	<b>100,00</b>	<b>2447,54</b>	<b>100,00</b>	<b>2447,54</b>	<b>100,00</b>

## 8. CONCLUSÃO GERAL

Por meio dos resultados obtidos neste estudo, conclui-se que o tamanho e a forma dos fragmentos florestais, não influenciam no processo de invasão da espécie de *H. dulcis*. Porém, por meio dos resultados é possível observar uma influência das áreas de borda dos fragmentos florestais, na invasão de *H. dulcis*. As áreas de borda, apresentam condições favoráveis para o estabelecimento e sobrevivência de espécies exóticas, devido a ampla influência dos fatores associados ao entorno de suas áreas.

Ao avaliar a paisagem do entorno, observa-se que os fragmentos florestais estão inseridos em uma matriz agropecuária. As ações antrópicas, concentradas na matriz agropecuária geram pressão na manutenção dos serviços ecossistêmicos oriundos das áreas de vegetação. Os elementos da paisagem (declividade, descontinuidade de dossel e uso e cobertura da terra do entorno), bem como a riqueza rarefeita de espécies nativas não demonstraram influencia na invasão de *H. dulcis*. Porém, conforme aumenta a abundância de *H. dulcis*, aumenta também a abundância relativa de espécies nativas. Por meio da contagem das plântulas, é possível destacar também o processo de recrutamento de indivíduos de *H. dulcis*. Ou seja, estes ambientes possuem condições de estabelecimento e sobrevivência tanto para espécies nativas quanto para exóticas.

Devido a invasão cada vez maior da *H. dulcis* em ambientes naturais, principalmente no Sul do Brasil, encontra-se em vigor resoluções prevendo penalidades para transportes, comercialização, cultivo, doação ou até mesmo aquisição intencional da espécie em estudo. Ressalta-se a necessidade de fiscalização acerca das resoluções existentes, bem como demais estudos que visam analisar demais características relacionadas ao solo, banco de sementes, recursos hídricos e a fauna dispersora, visando minimizar sua expansão. Além disso, este estudo serve de subsídio para tomadas de decisões, relacionadas ao manejo da espécie invasora e monitoramento das áreas invadidas, a fim de verificar as características do ambiente em relação a competição de espécies.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, C.; ZENNI, R.; ZILLER, S. R.; ALMEIDA, N.; PASSAMANI, M. Assessing the risk of invasion of species in the pet trade in Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 38-42, 2018.
- BLACKBURN, Tim M.; PYSEK, P.; BACHER, S.; CARLTON, J. T.; DUNCAM, R. P.; JAROSIK, V.; WILSON, J. R. U.; RICHARDSON, D. M. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.
- BLUM, C. T.; BORGIO, M.; SAMPAIO, A. C. F. Espécies exóticas invasoras na arborização de vias públicas de Maringá-PR. **Revista Brasileira de Arborização Urbana**, v. 3, n. 2, p. 78-97, 2008.
- CARVALHO, P. E. R. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). EMBRAPA-CNP Florestas, **Circular Técnica**, v. 23. 24p. 1994.
- DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 528-534, 2000.
- DECIAN, V.S.; ZANIN, E.M.; OLIVEIRA, C.H.; ROSSET, F. Diagnóstico Ambiental do Corede Norte, RS: mapeamento do uso da terra na região Alto Uruguai e obtenção de banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. Santa Maria – RS. **Ciência e Natura** v. 32, p.119-134, 2010.
- DELNATTE, C.; MEYER J. Plant introduction, naturalization, and invasion in French Guiana (South America). **Biological Invasions**, v. 14, n. 5, p. 915-927, 2011.
- DIDHAM, R. K.; TYLIANAKIS J. M.; GEMMELL N. J.; RAND T. A.; EWERS R. M. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 9, p. 489-496, 2007.
- FERNANDES, M.; FERNANDES, M.; ALMEIDA, A.; GONZAGA, M. I. S.; GONÇALVES, F. Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.
- FORMAN, R. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley, 1986. p. 619.
- GONZÁLES-MORENO, P.; GASSÓ, J.P.N.; VILÀ, M. Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges. **Biological Invasions**, v.15, p.547 – 557, 2013.
- GUREVITCH, J.; FOX, G. A.; WARDLE, G. M.; TAUB, D. Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. **Ecology Letters**, v. 14, p. 407-418, 2011.
- HAILU, B. T.; SILIJANDER, M., MAEDA, E. E.; PELLIKKA, P. Assessing spatial distribution of *Coffea arabica* L. in Ethiopia's highlands using species distribution models and geospatial analysis methods. **Ecological Informatics**, v. 42, p. 79-89, 2017.

HENTZ, A. M. K.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R.; BLUM, C. T.; PÉLLICO NETTO, S. Efeito de borda sobre a distribuição diamétrica em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Brasileira de Biomas**, v. 35, n. 4, p. 732-752, 2017.

HYATT, L. A. Does seedling ecology matter for biological invasions? In: Leck MA, Parker T, Simpson RL (eds) **Seedling ecology and evolution**. Cambridge University Press, Cambridge, 2008. p. 295-306.

KLEUNEN, M. V.; WEBER, E.; FISCHER, M. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. **Ecology Letters**, v. 13, p. 235-245, 2010.

KOPACHON, S.; SURIYA, K.; HARDWICK, K.; PAKAAD, G.; MAXWELL, J. F.; ANUSARNSUNTHORN, V.; BLAKESLEY, D.; GARWOOD, N. C.; ELLIOTT, S. Forest restoration research in northern Thailand, 1. The fruits, seeds and seedlings of *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae). **Natural History Bulletin of the Siam Society**, v. 44, p. 41-52, 1996.

KUEFFER, C. **Integrating natural and social sciences for understanding and managing plant invasions**. In: Larrue, S. (ed.). *Biodiversity and Societies in the Pacific Islands*. Canberra: Presses Universitaires de Provence, Marseille & ANU ePress, 2013. p. 71-95.

LAGOS, M. C.C. **Efeito de borda de fragmentos do bioma cerrado e mata atlântica**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017.

LAMBERS, H; CHAPIN III, ST.; PONS, TJ. **Plant Physiological Ecology**. New York: Springer-Verlag, 2008. 540p.

LAZZARIN, L. C.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; SOUZA, K.; PERIN, J. E.; CRUZ, A. P. Invasão biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na região do Alto Uruguai, Brasil. **Revista Árvore**, v. 39, n. 6, p. 1007-1017, 2015.

MANZOOR, S. A.; GRIFFITS, G.; LIZUKA, K.; LUKAC, M. Land Cover and Climate Change May Limit Invasiveness of *Rhododendron ponticum* in Wales. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, 2018.

MOLES, A. T.; FLORES-MORENO, H.; BONSER, S. P.; WARTON, D. I.; HELM, A.; WARMAN, L.; ELDRIDGE, D. J.; JURADO, E.; HEMMINGS, F. A.; REICH, P. B.; CAVENDER-BARES, J.; SEABLOOM, E. W.; MAYFIELD, M. M.; SHEIL, D.; DJIETROR, J. C.; PERI, P. L.; ENRICO, L.; CABIDO, M. R.; SETTERFIELD, S. A.; LEHMANN, C. E.; THOMSON, F. J. Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. **Journal of Ecology**, v. 100, p. 116-127, 2012.

MOONEY, H. **Invasive alien species: A new synthesis**. Island Press, Washington, 2005.

MORO, M. F.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; QUEIROZ, L. P.; FRAGA, C. N.; RODAL, M. J. N.; ARAUJO, F. S.; MARTINS, F. R. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botânica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

PRANDEL, J. A. **Dinâmica da Fragmentação Florestal como Estratégia de Conservação da Biodiversidade no Sul do Brasil**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões URI Erechim. 2018.

PETERSON, A. T.; STEWART, A.; MOHAMED, K. I.; ARAÚJO, M. B. Shifting global invasive potential of European plants with climate change. **PLoS ONE**, v. 3, n. 6, 2008.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.

PRENTER, J. MACNEIL, C.; DICK, J. T.; DUNN, A. M. Roles of parasites in animal invasions. **TRENDS in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 7, p. 385 – 390. 2004.

RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, F.; PANETTA, F. R.; WEST, C. J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, v. 6, p. 93-107, 2000.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução CONSEMA nº369/2017. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, RS, 21 dez. 2017.

RIO GRANDE DO SUL. Portaria SEMA nº79/2013. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, RS, 31 out. 2013.

ROVANI, I.L.; DOS SANTOS, J.E.; DECIAN, V.S.; ZANIN, E.M. Assessing Naturalness Changes Resulting from a Historical Land Use in Brazil South Region: An Analysis of the 1986-2016. **Journal of Environmental Protection**, v.10, p. 149-163, 2019.

SEOANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-216, 2010.

SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M.; Spatial patterns of forest fragmentation in the Flona Ibura - Sergipe. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014.

SOUZA, G. C.; ZANELLA, L.; BORÉM, R. A. T.; CARVALHO, L. M. T.; ALVES, H. M. R.; VOLPATO, M. M. L. Análise da fragmentação florestal da Área de Proteção Ambiental Coqueiral, Coqueiral – MG. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 631-644, 2014.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Florestalis**, n. 62, p. 114-129, 2002.

VALÉRY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J.C.; SIMBERLOFF, D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**, v. 10, p. 1345–1351, 2008.

VITOUSEK, P. M.; ANTONIO, C.; LOOPE, L. L.; WESTBROOKS, R. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist**, v. 84, p. 468-478, 1996.

ZILLER, S. R. **A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2000. 268 f. Tese. (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

ZILLER, S. R. Plantas Exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, v. 178, n. 12, p. 77-79, 2001.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.

ZENNI, R. D.; DICKIE, I. A.; WINGFIELD, M. J.; HIRSCH, H. CROUS, C. J.; MEYERSON, L. A.; BURGESS, T. I.; ZIMMERMANN, T. G.; KLOCK, M. M.; SIEMANN, E.; ERFMEIER, A.; ARAGON, R.; MONTTI, L.; LE ROUX, J. J. Evolutionary dynamics of tree invasions: complementing the unified framework for biological invasions. **AoB Plants**, v. 9, n. 1, 2016.

ZENNI, R.D.; NUÑEZ, M. A. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. **Oikos**, v. 122, p. 801 – 815, 2013.