



**INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

LADY CAROLINA CASAS PINILLA

**EFEITOS DA SUCESSÃO FLORESTAL EM PLANTAÇÕES DE PÍNUS SOBRE A
DIVERSIDADE DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS NO SUL DO BRASIL**

**PORTO ALEGRE
2019**

LADY CAROLINA CASAS PINILLA

**EFEITOS DA SUCESSÃO FLORESTAL EM PLANTAÇÕES DE PÍNUS SOBRE A
DIVERSIDADE DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS NO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Biodiversidade

Orientador: Dr. Lucas Augusto Kaminski

PORTO ALEGRE
2019

LADY CAROLINA CASAS PINILLA

**EFEITOS DA SUCESSÃO FLORESTAL EM PLANTAÇÕES DE PÍNUS SOBRE A
DIVERSIDADE DE BORBOLETAS FRUGÍVORAS NO SUL DO BRASIL**

Aprovada em _____ de _____ de _____

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Helena P. Romanowski (Departamento de Zoologia, UFRGS)

Profa. Dra. Luciana R. Podgaiski (Departamento de Ecologia, UFRGS)

Prof. Dr. Danilo B. Ribeiro (Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, UFMS)

“Cuando la sangre de tus venas retorne al mar
y el polvo en tus huesos vuelvan al suelo,
quizás recuerdes que esta tierra no te pertenece a ti,
sino que tú perteneces a esta tierra.”

Proverbio Sioux



Aos meus pais e irmãos.

AGRADECIMENTOS

Foram muitas as pessoas envolvidas neste trabalho, dessa forma, quero agradecer a todos aqueles que de alguma maneira direta e indireta contribuíram para o meu trabalho.

Ao meu orientador Dr. Lucas A. Kaminski pela confiança, paciência, exigência e exemplo. Além disso, pela amizade, nunca imaginei que depois daquele curso em Calí, Colômbia íamos nos encontrar novamente a uns quantos quilômetros de distância. Ao Dr. Cristiano A. Iserhard, por me dar uma oportunidade e me receber no Brasil para desenvolver este lindo projeto. A Dra. Helena P. Romanowski, pelo apoio, ajuda e por ceder um espaço no Laboratório de Ecologia de Insetos, lugar que se tornou um lar cheio de boas lembranças, aprendizados e lindas parcerias.

Á Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível superior (CAPES) pela bolsa concedida e a Xerces Society pelo financiamento da pesquisa através do prêmio “Joan Mosenthal Dewind Award 2018” para a conservação dos Lepidópteros.

As professoras Helena P. Romanowski e Luciana R. Podgaiski pelo auxílio como banca de acompanhamento e aceite juntamente com o Prof. Danilo B. Ribeiro para ser parte da banca de defesa da minha dissertação.

Aos professores e colegas do curso de Ecologia da Floresta Amazônica (EFA), que contribuíram fortemente no desenvolvimento da escrita deste trabalho e pelas vivências durante um mês no meio de um fragmento da floresta amazônica (Manaus, BR).

A FLONA e a minha colega de campo Karine Gawlinski, pela paciência e apoio nos dias de largas caminhadas, aos companheiros de campo (Lis Cavalheiro, Aline Richter, Sabrina Becker, Luan Lima, Taiane Schwantz, Ricardo Spaniol, Iury Maciel, Mariana Gallo, Yuri

Zebral) e ao Dr. Claudio A. Mondin pela ajuda na caracterização florística das áreas; sem a colaboração de vocês este projeto não haveria acontecido.

Aos meus colegas de Laboratório, Juliane (Maria) Bellaver, Luan Lima, Diego Martins (Cade o Diegoooo??), Carla Cenci, Flora Dresch, Ana Goetz, José (Zé) Lemes, Guilherme Atencio, Demitreo Machado, vocês fizeram parte importante desta etapa no meu desenvolvimento, foram uma família, foram cúmplices do processo. Adorei lhes conhecer e ser a sua organizadora oficial de comemorações e eventos. Guardo lembranças lindas de vocês.

A todos os amigos que tenho feito no meu passo pelo Brasil. Ao pessoal de Bioimagens e a Vanda Fonseca pela oportunidade de unir-me a vocês. A Itxaso Quintana e a Ramya Roopa foi uma fortuna achar vocês no caminho. A Isabela, por me levar no mundo do samba para esquecer as tristezas. A Carolina Prediger, a grande turma do Rosário (Rodrigo, Paulo, Pedro, Diego, Luís) e suas musas (Gabriela e Manoela) e demais que estiveram de perto. Assim como todos os meus amigos e colegas da Colômbia.

A Maria Aparecida Vidal, avó Joana Vidal, (o Greg), por ser minha família no Brasil, me cuidando e apoiando, seu amor e carinho foi fundamental, tem uma grande parte do meu coração. Ao João Pedro V. Mondin (meu cremoso) agradeço imensamente pelo apoio e ajuda, pela presença e amor, pela escuta e conselho, por tudo sempre OBRIGADO. Também, por desenvolver a parte de desenho e gráfica do trabalho, não podia ter ficado melhor.

A toda minha família, mesmo de longe ou de perto, fizeram parte do processo, são a minha raiz, a base para continuar crescendo. E aqueles que nos deixaram ao longo destes dois anos e meio (minha avó Mariana e meu tio Leonel, Miguel e minha tia Gladys).

A la parte más importante de mi vida, mis padres Julio Rodrigo y Carolina, mis hermanos Fredy Andrés y Fabián Rodrigo (y mi Nacho), ustedes son el motor, son mi energía, aunque a la distancia nos separa, el amor nos mantiene más cerca que nunca. Mis “alcahuetas”, ustedes son la fuerza para levantarme cada día para cumplir mis sueños y seguir adelante. Los amo.

E para finalizar, as borboletas que dão cor e brilho aos meus dias tem me levado para lugares que nunca imaginei, a razão deste trabalho. E a você que vai tomar um pouco de seu tempo para conhecê-lo.

Sumário

RESUMO	3
ABSTRACT	5
CAPÍTULO I	6
INTRODUÇÃO GERAL	6
1.1 Sucessão ecológica e novos ecossistemas	7
1.2 Mosaicos campo-floresta e silvicultura com <i>Pinus</i> na Floresta Atlântica	9
1.3 Borboletas como bioindicadores	11
1.4 Justificativa e hipóteses de trabalho	14
1.5 Objetivos	15
1.5.1 Objetivo geral	15
1.5.2 Objetivos específicos	16
Referências bibliográficas	17
CAPÍTULO II	28
Resumo	29
Abstract	30
1. Introdução	31
2. Materiais e métodos	34
2.1. Área de estudo	34
2.2. Amostragem	36
2.3. Coleta e identificação das borboletas frugívoras	37

2.4. <i>Análise de dados</i>	40
3. Resultados	42
4. Discussão	51
Agradecimentos	55
Referências bibliográficas	56
APENDICE A	67
APENDICE B	68
APENDICE C	70
CAPÍTULO III	77
ANEXO A	80

RESUMO

A silvicultura com espécies exóticas altera radicalmente a paisagem e a dinâmica de sucessão ecológica, constituindo novos ecossistemas. Nas áreas altas do sul do Brasil, a vegetação natural consiste em um mosaico de Floresta Atlântica com Araucária e campos de altitude. Nas últimas décadas estas áreas têm sofrido fortes impactos com a silvicultura, principalmente com *Pinus elliottii*. Estas plantações ocorrem geralmente em áreas de campos naturais, transformando os ambientes campestres em monoculturas e eventualmente em florestas secundárias. Apesar de várias espécies da fauna poderem utilizar estas áreas para alimentação e refúgio, não sabemos as consequências a longo prazo desta sucessão para espécies florestais. Assim, o objetivo do nosso trabalho foi analisar as assembleias de borboletas frugívoras em plantações de *P. elliottii* de diferentes idades (*Pinus* novo 20 anos e *Pinus* velho 70 anos) em contraste com áreas de Floresta Atlântica com Araucária. O estudo foi realizado na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP), Rio Grande do Sul, Brasil. As amostragens ocorreram mensalmente, de novembro de 2016 a março de 2017, e de outubro de 2017 a março de 2018. Quatro réplicas foram estabelecidas em cada tratamento e cada réplica com cinco armadilhas Van Someren-Rydon com isca atrativa, como unidades amostrais. Registramos 3622 indivíduos de 40 espécies de borboletas. A maior riqueza foi obtida em áreas de *Pinus* velho (33 spp.) e *Pinus* novo (30 spp.) quando comparada com a floresta nativa (20 spp.). Duas espécies de Satyrini (*Carminda paeon* e *Moneuptychia castrensis*) foram muito abundantes nas áreas de pínus. Tais, espécies comedoras de gramíneas foram dominantes nas áreas de pínus, enquanto Satyrini, comedoras de bambu, foram dominantes na floresta nativa. Análises de composição entre as áreas indicam que as assembleias de borboletas das plantações de *P. elliottii* com diferentes idades são mais parecidas entre si do que com a assembleia da floresta nativa, indicando que a idade, por si só, não é suficiente para estruturar uma comunidade típica de borboletas frugívoras de

florestas nas plantações de pínus. Os perfis de diversidade α e β mostram que o pínus contém assembleias simplificadas com alta dominância e acentuada substituição de espécies generalistas que podem estar utilizando estas paisagens como corredores biológicos. As plantações de pínus geram um novo habitat para uma nova comunidade típica de pínus, que pode contribuir com a conservação de algumas espécies, mas é restritiva para muitas espécies de florestas. Assim, as plantações de pínus devem ser planejadas de maneira que consiga preservar a dinâmica natural da floresta-campo e suas comunidades de borboletas.

Palavras chave: assembleias de borboletas, conservação, Lepidoptera, monocultura, Nymphalidae.

ABSTRACT

The silviculture with exotic species drastically alters the landscape and the dynamic of ecological succession, constituting new ecosystems. In the highlands in Southern Atlantic Forest, the vegetation is composed by a natural mosaic of Atlantic Forest with Araucaria and campos de altitude. In the last decades, these areas have suffered high impacts due to the silviculture, mainly with *Pinus elliottii*. These plantations occur generally in areas of natural fields, transforming the grasslands in monocultures and eventually in secondary forests. Although several fauna species can use these areas to feed and shelter, we do not know the long-term consequences of this succession for the forest species. Thus, this study aimed to assess the communities of fruit-feeding butterflies in *Pinus elliottii* plantations of different ages: 20 years (young pine) and 70 years (old pine) with Atlantic Forest areas with Araucaria. The study was performed at the National Forest (FLONA-SFP) of São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul state, Brazil. The samplings occurred monthly from November 2016 to March 2017, and from October 2017 to March 2018. Four replicas were established in each treatment and each replica with five Van Someren-Rydon traps containing baits as sample units. We recorded 3622 individuals of 40 butterfly species. The greatest richness was obtained in old pine areas (33 spp.) and young pine (30 spp.) when compared with native forest (20 spp.). Two Satyrini species (*Carminda paeon* and *Moneuptychia castrensis*) were very abundant in pine areas. These species that feed on grasses were dominant in pine areas, whereas Satyrini species that feed on bamboo were dominant in the native forest. Composition analysis between the areas suggest the butterfly assemblages of *P. elliottii* plantations with different ages are more similar to each other than the native forest assemblage, indicating that age solely is not sufficient to structure a typical community of fruit-feeding butterflies of forests in pine plantations. The profiles of α and β diversity show

that pine areas have simplified communities with the dominance of a few species, but with a high exchange of generalist species that can be using these landscapes as biological corridors. Pine plantations offer a possible habitat for a typical new community of pine that can contribute to the conservation of some species, but it is restrictive to several forest species. Thus, pine plantations must be thought and planned to be able to preserve the natural dynamic of forest-field and their butterfly communities.

Key words: butterfly assemblages, conservation, Lepidoptera, monoculture, Nymphalidae.

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO GERAL

“La vida no es sino una continua sucesión de oportunidades para vivir.”

Gabriel García Márquez (1927-2014)

O aumento da população humana e a crescente necessidade de sustentar suas demandas de energia e de serviços tem caracterizado o período chamado de Antropoceno (Smith & Zeder, 2013; Moore, 2017). Esta necessidade tem provocado impactos negativos sobre a biodiversidade (Hobbs et al. 2006). Nos últimos anos, a velocidade destes impactos aumentou drasticamente de maneira insustentável, levando a perda de processos e serviços essenciais para o funcionamento dos ecossistemas e do bem-estar humano (Cardillo et al. 2008; Dirzo et al. 2014). O objetivo principal das sociedades humanas contemporâneas tem sido atingir níveis mais elevados de desenvolvimento econômico mesmo que isto resulte em danos ambientais irreversíveis (Arraes et al. 2012). Essa postura tem consequências drásticas para a biodiversidade, os danos vão desde a diminuição da disponibilidade de recursos naturais, a fragmentação e perda de habitat que altera a dinâmica dos ecossistemas, aumentando as taxas de declínio de populações até a extinção (McKinney & Lockwood, 1999; Kruess & Tsharntke, 1994; Cardillo et al. 2008). A biologia da conservação visa entender estes fenômenos, fornecendo ferramentas e estratégias racionais para reduzir, mitigar ou prevenir os efeitos antrópicos sobre os ecossistemas, reconciliando a relação com a natureza e favorecendo a conservação da biodiversidade em diferentes escalas, principalmente em áreas vulneráveis ao impacto junto com as suas espécies (Primack & Rodrigues, 2008).

1.1 Sucessão ecológica e novos ecossistemas

As comunidades biológicas não são entidades estáticas, estas são dinâmicas e apresentam propriedades emergentes que mudam no tempo e no espaço. O estudo da sucessão ecológica visa compreender a dinâmica destes processos, seja por causas naturais ou antrópicas. O conceito de sucessão ecológica foi inicialmente proposto em 1860, por Henry D. Thoreau, no seu ensaio intitulado "*The Succession of Forest Trees*" (ver McIntosh, 1999). Neste ensaio, o naturalista americano explica como as florestas podem se regenerar, após fogo ou intervenção humana, mediante dispersão direta ou indireta de sementes (Thoreau, 1860). A partir desta publicação alguns botânicos desenvolveram o termo, principalmente em pesquisas realizadas em ecossistemas temperados, e incluíram algumas variáveis abióticas no conceito. Posteriormente, no começo do século passado, foram realizadas as primeiras pesquisas em ecossistemas tropicais (e.g., Cook, 1909; Standley, 1928; Kenoyer, 1929). Nesta época, a comunidade vegetal era entendida como uma entidade previsível, progressiva e unidirecional. Contudo, em 1947, Alexander Watt, utilizou o conceito de sucessão para processos de regeneração natural, propondo que o processo é um conjunto integrado, no qual seus diferentes membros podem fazer parte de diferentes fases. Estas fases geralmente são desenvolvidas de maneira similar, mas não exatamente iguais e as mudanças são dirigidas pelo ciclo de vida de cada indivíduo (Watt, 1947; Crawley, 1989). Dessa forma, ao longo dos anos, tem se intensificado estudos baseados neste processo ecológico considerando diferentes variáveis, tais como: tipo de ecossistema, tipo de distúrbio e os fatores ambientais envolvidos. Estas são variáveis determinantes para a formulação dos diferentes modelos propostos, tais como o modelo de facilitação, modelo de tolerância e modelo de inibição (ver Connell & Slatyer, 1977).

Do ponto de vista de manejo e conservação é importante considerar a dinâmica natural de sucessão dos ecossistemas. Em áreas que eram utilizadas para plantações e foram

abandonadas, por exemplo, a regeneração pode ser mais eficiente se considerarmos as potencialidades locais (Lee et al. 2005). A condição de abandono da atividade produtiva pode favorecer o retorno da diversidade local, mas em geral, apenas uma parte daquela que existia originalmente (Smith et al. 2013). O tempo de sucessão para chegar ao estado de “clímax” vai depender do histórico, do tempo de uso do solo e da distância das áreas em sucessão com áreas de florestas nativas circundantes (Longworth et al. 2014). Em ecossistemas florestais, o corte seletivo ou desmatamento propiciam condições semelhantes às iniciais. Estas condições favorecem a colonização de espécies pioneiras e típicas das primeiras etapas da sucessão. A intensidade do desmatamento e conversão de habitat influenciam a velocidade da regeneração, sendo que este processo não é determinístico, principalmente em casos onde o ecossistema original foi substituído por completo. No caso de ecossistemas campestres, o sobrepastoreio e/ou substituição das áreas naturais por monoculturas causa extinção da maior parte das espécies, provocando estresse biótico e, principalmente, abiótico (Chapin et al. 2008; Steffen et al. 2011). Ambas condições de estresse podem acontecer isoladas ou concomitantemente. Quanto mais extremas forem as condições de estresse abiótico, como intensidade do uso da terra e nível de nutrientes no solo, poluição, variações na temperatura e umidade, maiores serão as possibilidades de desencadear condições de estresse biótico.

O estresse abiótico pode limitar a dispersão e reestabelecimento das assembleias de espécies pré-existentes, restringindo o processo de regeneração do ecossistema (Vitousek et al. 1997; Ewel, 1999; Levine et al. 2003). Condições de estresse biótico podem incluir a extinção ou declínio de espécies chave, como predadores topo e parceiros mutualistas, ou propiciar condições para a colonização de novas espécies (nativas e exóticas) que podem chegar naturalmente ou de maneira acidental ou intencionalmente pelo homem (McKinney & Lockwood, 1999). Desta forma, a presença de espécies nativas remanescentes juntamente com as novas, nativas ou não nativas, formarão uma comunidade híbrida (Milton, 2003; Hobbs et

al. 2006; 2009). Quanto maior for a proporção destas novas espécies, maior é a transformação no ecossistema. Portanto, quanto mais transformado está o ecossistema, mais difícil será a sobrevivência e regeneração das comunidades locais (Hobbs, et al. 2013; 2014). Neste caso, não estaríamos frente a um ecossistema em processo de sucessão, e sim poderia se tratar do desenvolvimento de um “novo” ecossistema. Hobbs et al. (2006) propõem esse termo para um ecossistema no qual a composição e/ou funcionalidade das espécies foi completamente transformada a partir do ecossistema original histórico. Este ecossistema pode ser composto quase inteiramente por espécies nativas, que não ocorriam originalmente nesta localização, ou espécies que podem exibir propriedades funcionais diferentes, ou ambos. Embora alguns dos serviços ecossistêmicos possam ser reduzidos ou insubstituíveis, estes novos ecossistemas podem apresentar o potencial para gerar novos serviços ecossistêmicos futuros (Reyer et al. 2015; Seidl et al. 2015).

1.2 Mosaicos campo-floresta e silvicultura com *Pinus* na Floresta Atlântica

No sul do Brasil, o cenário é particular, pois a vegetação nas áreas altas é composta por mosaicos de campos naturais e capões de Floresta Ombrófila mista (Luza et al. 2014; Oliveira-Filho et al. 2013). Os campos apresentam uma vegetação dominada principalmente por espécies nativas de gramíneas, asteráceas e leguminosas (Lopes, 2009) e são considerados um dos ecossistemas campestres com maior riqueza de espécies no mundo (Wilson et al. 2012). A Floresta Atlântica é do tipo Floresta Ombrófila Mista e se caracteriza pela dominância de indivíduos da espécie *Araucaria angustifolia*, um sub-bosque composto por árvores, arbustos, ervas, epífitas e lianas, que variam segundo o local e tempo de desenvolvimento (Lindman, 1906; Klein, 1960). Atualmente, só resta 12,6% da Floresta Atlântica original (Ribeiro et al. 2009) e de acordo com a IUCN, se encontra em estado *crítico* de ameaça junto com a sua principal espécie, *A. angustifolia*, que faz parte da lista vermelha

de espécies ameaçadas que é protegida pela lei do código florestal 4771/65 (Fonseca et al. 2009a).

Estas áreas de Floresta Atlântica possuem uma combinação singular de latitude e elevação que proporcionam refúgios para a evolução de uma biota endêmica (Leite & Klein, 1990; Indrusiak & Monteiro, 2009; Iserhard et al. 2010). Após séculos de uso extensivo, a chegada de colonos europeus trouxe consigo um novo modo de produção e muitas espécies exóticas (Reis et al. 2014). No início do século passado as Florestas com Araucária foram exploradas intensamente e nas últimas décadas as áreas de campos naturais têm sido convertidas em silvicultura com espécies exóticas, como o *Eucalyptus* spp, *Pinus taeda* e o *Pinus elliottii* (Richardson, 1998; Geary, 2001; Souza, 2007). Estas plantações alteram o equilíbrio hídrico e os processos ecológicos deste ecossistema, e ocasionam a descaracterização da paisagem (Cerqueira et al. 2003; Overbeck et al. 2007). *Pinus elliottii* é originário do Sudeste dos Estados Unidos. O crescimento rápido e fácil propagação fez esta espécie chegar a diferentes lugares do mundo com fins de reflorestamento, incluindo o Brasil. Suas plantações são homogêneas, as árvores podem chegar a ter de 25 – 30 m de altura e a idade do corte para fins comerciais pode ser entre 5 e 8 anos, embora alguns possam durar até 12 anos (Shimizu, 2006). O sub-bosque de florestas de pínus é pobre, mesmo com boa quantidade de entrada de luz, o que seria propício para o crescimento de herbáceas. Isto ocorre porque as árvores produzem metabólitos secundários com atividade alelopática que inibe o crescimento de outras plantas. Os pínus liberam estes metabólitos, principalmente, através das acículas que se depositam no solo e geram uma capa de serapilheira, afetando a comunidade microbiana e alterando propriedades químicas e físicas do solo (Bais et al. 2006; Bonanomi et al. 2006)

A Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP) é uma unidade de conservação de uso sustentável federal e apresenta uma mistura de vegetação florestal nativa e exótica. Atualmente tem como objetivo promover o manejo dos recursos naturais, com ênfase na produção madeireira, e fomentar o desenvolvimento da pesquisa (SNUC, 2002). A partir de 1946, supostamente com o fim de reestabelecer as áreas desmatadas desde a época da colonização (ICMBio, 2019), foram plantados indivíduos de pinheiro brasileiro (*A. angustifolia* Bert. (O.) Kuntze) e *Pinus* spp. em áreas que originalmente eram campos naturais ou em áreas de agricultura itinerante onde a vegetação original havia sido removida. Com o passar dos anos, estes talhões entraram em processo de sucessão e começaram a apresentar uma maior complexidade estrutural e um aumento de diversidade de espécies florestais, característicos de floresta secundária (Margalef, 1968; Walker, 2005). Estas florestas, junto com as florestas nativas, constituem uma paisagem com mosaicos de floresta de diferentes idades e fases de sucessão. Embora os mosaicos de florestas nativas e florestas secundárias contenham parte da biodiversidade florestal, que fornece serviços complementares para a conservação de espécies (Lindenmayer & Franklin, 2002; Barlow et al. 2007; Aide et al. 2012), estas afetam as espécies raras ou com baixa capacidade de dispersão, que requerem grandes extensões de território (Cerqueira et al. 2003; Fontana et al. 2003; Kruess & Tschardt, 1994), no caso de espécies florestais. No caso das espécies especializadas em campos, estas foram deslocadas ou extintas localmente (Quadros, 2009), pois este “novo” ecossistema não possui as características de campo naturais originais.

1.3 Borboletas como bioindicadores

Identificar métricas e ferramentas que permitam acessar perturbações ambientais com rapidez e precisão tem sido um tema de grande interesse para cientistas e tomadores de decisão. As perturbações ambientais, muitas vezes, não são óbvias ou perceptíveis ao homem nem são suficientes para serem medidos por equipamentos sem gerar um viés. Nestes casos,

um bom parâmetro de resposta pode ser fornecido pelo componente biótico. Existem organismos, que devido suas relações ecológicas ou sua diversidade podem refletir medidas de diversidade para outros organismos em determinado habitat (Gaston & Blackburn, 1995; McGeoch, 1998). Estes grupos são chamados de indicadores biológicos ou bioindicadores e, se denominam desta maneira porque apresentam parâmetros mensuráveis de endemismo, genéticos, de populações e comunidades ou de paisagem que permitem monitorar alterações ou perturbações (McGeoch, 1998; Duelli & Obrist, 2003). Estes táxons devem apresentar também uma série de critérios, (i) alta diversidade de espécies, com taxonomia bem conhecida e associação estreita com os recursos ou outras espécies, (ii) devem ser espécies com baixa taxa de dispersão, (iii) possuir amostragem rápida e fácil, (iii) especificidade de habitat, com amplo conhecimento da sua história natural, genética, biologia e ecologia (Brown 1991; Pearson, 1994; Freitas et al. 2005). Alguns grupos de insetos cumprem com estes critérios (Zonneveld, 1983), incluindo besouros, formigas, abelhas, libélulas e borboletas (*e.g.* Grimbacher & Catterall, 2007; Paolucci et al. 2017; Lourenço et al. 2019).

Em ambientes tropicais e subtropicais, a guilda de borboletas frugívoras tem sido reconhecida como um bom grupo indicador por permitir identificar respostas em nível de comunidade frente a perturbações e ao longo de gradientes ambientais (Hartley, 2002; Barlow et al. 2007a, Gardner et al. 2008; Bonebrake et al. 2010; Freitas et al. 2003; Andrade et al. 2017). As alterações podem estar relacionadas com a diminuição de espécies especialistas e a chegada ou aumento de outras mais generalistas (New, 1995). A guilda de borboletas frugívoras, cujos adultos se alimentam de frutas em decomposição, fezes e exsudato de plantas (DeVries, 1987), faz parte de quatro subfamílias dentro de Nymphalidae: Nymphalinae (tribos Coeini e Nymphalini), Biblidinae (Biblidini, Catonephelini, Ageroniini, Epiphelini e Callicorini), Charaxinae (Anaeini, e Preponini), e Satyrinae (Satyrini, Brassolini

e Morphini). Estas representam entre 50 e 75% da diversidade total da família no Neotrópico (Brown, 2005).

As borboletas frugívoras apresentam vários dos critérios necessários para um bom indicador biológico de ambientes terrestres. Dentre as características, destaca-se a relativa facilidade de identificação por sua taxonomia bem estudada, são conspícuas, tem um ciclo de vida curto e seu tamanho é relativamente grande (Freitas et al. 2005). Além disso, a guilda pode ser coletada de maneira simultânea, com esforço amostral padronizado, mediante o uso de armadilhas com iscas atrativas contendo frutas fermentadas (DeVries, 1987; Brown, 1991; Brown & Freitas, 2000b; Freitas et al. 2014). São também consideradas grupo “guarda-chuva”, pois a sua conservação pode assegurar a conservação de outras espécies que podem viver no mesmo lugar ou depender de recursos similares (New, 1997; Freitas et al. 2003). Este grupo possui relações estreitas com suas plantas hospedeiras, variando localmente de acordo com a disponibilidade de recursos alimentares e condições do habitat (Munguira et al. 2009; Dennis et al. 2014). Elas respondem também a sutis variações na estrutura da vegetação em áreas com manejo, e são encontradas em áreas de sucessão florestal em diferentes etapas de desenvolvimento (Uehara et al. 2007, Ribeiro & Freitas 2012, Ribeiro et al. 2012; Sant’Anna et al. 2014; Silva-Brandão et al. 2016). Outra vantagem é o seu monitoramento, que pode ser realizado de modo não destrutivo com um bom conhecimento sobre a comunidade local, sem ser necessária a coleta de todos os indivíduos, podendo-se utilizar marcações nas asas. Adicionalmente, o fácil manuseio e atratividade permite integrar a sociedade com a sua conservação, incluindo as populações humanas tradicionais que podem participar de modo cidadão dos processos de monitoramento (Brown & Freitas, 2002; Raimundo et al. 2003, Santos et al. 2014a, 2014b).

A guilda de borboletas frugívoras na Mata Atlântica é bastante conhecida e vários trabalhos já foram desenvolvidos com este grupo, comparando as comunidades em diferentes ambientes com diversos tipos de perturbação (*e.g.* Uehara- Prado et al. 2003; Barlow et al. 2007; 2007b; Filgueiras et al. 2016; Santos et al. 2019) e em áreas florestais que foram substituídas por monocultura. Vasconcelos et al. (2019) compararam assembleias de borboletas frugívoras em plantações de eucalipto, fragmentos florestais imersos em plantações de eucalipto e floresta contínua. As áreas com plantações de eucalipto obtiveram maiores registros de indivíduos, seguido pelos fragmentos florestais. A maior parte das espécies coletadas nestas áreas com maior abundância não foram coletadas em áreas de floresta contínua. Cambui et al. (2017) avaliaram o efeito das plantações de seringueiras em borboletas frugívoras da floresta Atlântica brasileira. Eles compararam as assembleias das borboletas de um mosaico de paisagem de florestas primárias, plantações de seringueiras sob dois regimes de manejo e em fragmentos florestais imersos em matriz com seringais. A maior riqueza foi encontrada em áreas de plantações sem supressão de vegetação rasteira e menor em florestas primárias. Segundo os autores, a perda de vegetação do sub-bosque resulta em comunidades simplificadas. Além disso, a variação na abundância de borboletas nos diferentes tratamentos pode estar relacionada com o fluxo de indivíduos ao longo deste mosaico, contribuindo com a conservação da diversidade do local.

1.4 Justificativa e hipóteses de trabalho

O fato da Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP) ter abrigado originalmente um mosaico floresta-campo combinado com existência de plantios experimentais de *P. elliottii* com diferentes idades oferece uma oportunidade única de testar o efeito da sucessão florestal no pínus sobre a biodiversidade. Esta área já tem sido estudada sobre diversos aspectos, Fonseca et al. (2009b) em uma abordagem multitaxa comparou áreas

de florestas nativas e diferentes monoculturas de árvores exóticas (*Pinus*, *Eucalyptus*) e nativas (*Araucaria*). Neste estudo, as borboletas frugívoras foram o grupo mais bem representado, principalmente nas plantações de *Pinus*. A maior parte das espécies de floresta nativa foi registrada nas plantações indicando que as silviculturas não são intrinsecamente pobres em biodiversidade. Por outro lado, não conhecemos o efeito do pínus a longo prazo para a conservação da biodiversidade, principalmente em áreas onde a silvicultura tem modificado a dinâmica do mosaico campo-floresta e substituído ambientes campestres por florestas secundárias. Essa lacuna indica a necessidade de estudos que avaliem o impacto da silvicultura ao longo do tempo. Tais estudos podem gerar informação relevante para estabelecer plantações mais sustentáveis e ações de manejo em ecossistemas complexos como os mosaicos campo-floresta. Para tal, amostramos borboletas em áreas de plantios de *P. elliotii* com diferentes idades (20 e 70 anos) e áreas nativas com Floresta Ombrófila Mista. Nossa hipótese é que áreas de *P. elliotii* com maior tempo de sucessão florestal conterão maior parte da diversidade de borboletas frugívoras das florestas nativas. Prevemos que áreas de *Pinus* com menor tempo de sucessão apresentarão menor riqueza e abundância de borboletas especialistas e baixa similaridade quando comparadas com *Pinus* com maior tempo de sucessão e a floresta nativa. Esperamos que a diversidade varie de acordo com a estrutura da vegetação e as variáveis ambientais baseado no tempo de sucessão florestal, sendo que áreas com menor tempo de sucessão terão uma maior abertura de dossel, maiores médias de temperatura e menores médias de umidade.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo geral

Comparar a diversidade de borboletas frugívoras em monoculturas de *P. elliotii* com diferentes idades com áreas de Floresta nativa com Araucária e avaliar o efeito da sucessão florestal nestas monoculturas com a diversidade local.

1.5.2 Objetivos específicos

- Avaliar a riqueza, abundância e composição das espécies de borboletas frugívoras presentes em áreas de *P. elliotti* de 20 e 70 anos com áreas de Floresta nativa com Araucária;
- Comparar os padrões de diversidade de borboletas frugívoras em cultivos de *Pinus elliottii* de 20 e 70 anos com áreas de floresta nativa com Araucária;
- Caracterizar as áreas de estudo mediante a medição de variáveis ambientais bióticas e abióticas;
- Avaliar a influência de plantios de *P. elliottii* com diferentes idades de sucessão florestal para a diversidade de borboletas frugívoras na Floresta Atlântica no sul do Brasil.

Referências bibliográficas

Revista *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*

Normas aos autores:

<https://www.elsevier.com/journals/forest-ecology-and-management/0378-1127/guide-for-authors>

- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, H. R., López- Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., ... & Muñiz, M. (2013). Deforestation and Reforestation of Latinamerica and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262-271. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>
- Arraes, R. D. A., Mariano, F. Z., & Simonassi, A. G. (2012). Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 50(1), 119-140. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-20032012000100007>
- Andrade, R. B., Balch, J. K., Carreira, J. Y., Brando, P. M., & Freitas, A. V. (2017). The impacts of recurrent fires on diversity of fruit-feeding butterflies in a south-eastern Amazon forest. *Journal of Tropical Ecology*, 33(1), 22-32.
- Bais, H. P., Weir, T. L., Perry, L. G., Gilroy, S., & Vivanco, J. M. (2006). The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 57, 233-266. DOI: 10.1146/annurev.arplant.57.032905.105159.
- Barlow, J. O. S., Overal, W. L., Araujo, I. S., Gardner, T. A., & Peres, C. A. (2007a). The value of primary, secondary and plantation forests for fruit- feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology*, 44(5), 1001-1012.
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., ... & Hoogmoed, M. S. (2007b). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18555-18560.
- Barlow, J., Araujo, I. S., Overal, W. L., Gardner, T. A., da Silva Mendes, F., Lake, I. R., & Peres, C. A. (2007c). Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations. In *Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity?* (pp. 165-180). Springer, Dordrecht.

- Bonebrake, T. C., Ponisio, L. C., Boggs, C. L., & Ehrlich, P. R. (2010). More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological conservation*, 143(8), 1831-1841.
- Bonanomi, G., Caporaso, S., & Allegrezza, M. (2006). Short-term effects of nitrogen enrichment, litter removal and cutting on a Mediterranean grassland. *Acta Oecologica*, 30(3), 419-425.
- Brown Jr, K. S. (2005). Geologic, evolutionary, and ecological bases of the diversification of neotropical butterflies: implications for conservation. *Tropical rainforest: past, present, and future*. The University of Chicago Press, Chicago, 166-201.
- Brown Jr, K. S., & Freitas, A. V. L. (2000). Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation 1. *Biotropica*, 32(4b), 934-956.
- Brown Jr, K. S. (1991). Conservation of neotropical environments: insects as indicators. *The conservation of insects and their habitats*, 349, 404.
- Cambui, E. C. B., de Vasconcelos, R. N., Mariano-Neto, E., Viana, B. F., & Cardoso, M. Z. (2017). Positive forestry: The effect of rubber tree plantations on fruit feeding butterfly assemblages in the Brazilian Atlantic forest. *Forest ecology and management*, 397, 150-156. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.043>
- Cardillo, M., Mace, G. M., Gittleman, J. L., Jones, K. E., Bielby, J., & Purvis, A. (2008). The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1641), 1441-1448. doi: DOI: 10.1098/rspb.2008.0179
- Cerqueira, R., Brant, A., Nascimento, M. T., & Pardini, R. (2003). Fragmentação: alguns conceitos. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF, 23-40.
- Chapin III, F. S., Randerson, J. T., McGuire, A. D., Foley, J. A., & Field, C. B. (2008). Changing feedbacks in the climate–biosphere system. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 313-320.

- Connell, J. H., & Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111(982), 1119-1144.
- Cook, O. F. (1909). Vegetation Affected by Agriculture in Central America. Bureau of Plant Industry Bulletin, No.145. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- Crawley, M. J. (1989). Insect herbivores and plant population dynamics. *Annual review of entomology*, 34(1), 531-562.
- Dennis, R. L., Dapporto, L., & Dover, J. W. (2014). Ten years of the resource-based habitat paradigm: the biotope-habitat issue and implications for conserving butterfly diversity. *Journal of Insect Biodiversity*, 2(8), 1-32.
- Devries, P. J. (1987). The butterflies of Costa Rica and their natural history. Volume I: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. *Princeton University Press, Princeton, New Jersey*. 327 pp.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.
- Duelli, P., & Obrist, M. K. (2003). Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, ecosystems & environment*, 98(1-3), 87-98.
- Ewel, J. J. (1999). Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use. *Agroforestry systems*, 45(1-3), 1-21.
- Filgueiras, B. K., Melo, D. H., Leal, I. R., Tabarelli, M., Freitas, A. V. L., & Iannuzzi, L. (2016). Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. *Journal of insect conservation*, 20(3), 539-548.
- Freitas, A. V. L., Leal, I. R., Uehara-Prado, M., & Iannuzzi, L. (2006). Insetos como indicadores de conservação da paisagem. *Biologia da conservação: essências*, 1, 357-citation_lastpage.
- Freitas, A. V. L.; Iserhard, C. A.; Santos, J. P.; Carreira, J. Y. O.; Ribeiro, D. B.; Melo, D. H. A.; Rosa. A. H. B.; Marini-Filho, O. J.;

- Accacio, G. M.; Uehara-Prado, M. (2014). Studies with butterfly bait traps: an overview. *Revista Colombiana de Entomología*, 40(2), 203-212.
- Freitas, A. V. L., Francini, R. B., & Brown Jr, K. S. (2003). Insetos como indicadores ambientais. *Cullen, L. Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua. Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Fundação Boticário e Editora da UFPR, Curitiba*, 125-151.
- Fonseca, C. R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C. G., Boelter, C. R., Brescovit, D., ... & Joner, F. (2009a). Princípios modernos de manejo florestal e a conservação da biodiversidade associada a Floresta com Araucária. *Floresta com Araucária: ecologia, conservação de desenvolvimento sustentável. Holos, Ribeirao Preto*, 287-295.
- Fonseca, C. R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C. G., Boelter, C. R., Brescovit, A. D., ...& Joner, F. (2009b). Towards an ecologically - sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1209-1219.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.017>
- Fontana, C. S., Bencke, G. A., & Reis, R. E. (2003). *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Edipucrs.
- Gardner, T. A., Hernández, M. I., Barlow, J., & Peres, C. A. (2008). Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of applied ecology*, 45(3), 883-893.
- Gaston, K. J., & Blackburn, T. M. (1995). Mapping biodiversity using surrogates for species richness: macro-scales and New World birds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 262(1365), 335-341.
- Geary, T. F. (2001). Afforestation in Uruguay: Study of a changing landscape. *Journal of Forestry*, 99(7), 35-39.
- Grimbacher, P. S., & Catterall, C. P. (2007). How much do site age, habitat structure and spatial isolation influence the restoration of rainforest beetle species assemblages? *Biological Conservation*, 135(1), 107-118.

- Hartley, M. J. (2002). Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 155(1-3), 81-95. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00549-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00549-7)
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., ... & Norton, D. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7. DOI: 10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24(11), 599-605.
- Hobbs RJ, Higgs ES, and Hall CA (Eds). (2013). *Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order*. Oxford, UK: Wiley-Blackwell
- Hobbs, R. J., Higgs, E., Hall, C. M., Bridgewater, P., Chapin, F. S., Ellis, E. C., ... & Jackson, S. T. (2014). Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(10), 557-564.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade- ICMBio. Unidades de conservação- Mata Atlântica: Floresta Nacional de San Francisco de Paula. *Disponível em:* <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomasbrasileiros/mataatlantica/unidades-de-conservacao-mata-atlantica/2213-flona-desao-francisco-de-paula>. Acesso em: 10 abril 2019.
- Indrusiak, C., & Monteiro, S. A. (2009). Unidades de conservação na área de distribuição da Araucária. *Floresta com araucária, ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Holos, Ribeirão Preto, São Paulo, Brazil*, 267-272.
- Iserhard, C. A., de Quadros, M. T., Romanowski, H. P., & de Souza Mendonça Jr, M. (2010). Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes na floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 10(1), 309-320.

- Klein, R. M. (1990). *Espécies raras ou ameaçadas de extinção: Estado de Santa Catarina*. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências.
- Klein, R. M. (1960). O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*, 12(12), 17-44.
- Kruess, A., & Tschardtke, T. (1994). Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*, 264(5165), 1581-1584.
- Lindman, C. A. M., & Loefgren, A. (1906). *A vegetação no Rio Grande do Sul (Brasil austral)*. " Livr. Universal" de Echenique.
- Moore, J. W. (2017). The Capitalocene, Part I: On the nature and origins of our ecological crisis. *The Journal of Peasant Studies*, 44(3), 594-630.
- Lee, E. W., Hau, B. C., & Corlett, R. T. (2005). Natural regeneration in exotic tree plantations in Hong Kong, China. *Forest Ecology and Management*, 212(1-3), 358-366.
- Leite, P. F., & Klein, R. M. (1990). IBGE. *Geografia do Brasil: região sul*, 2. Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, p. 113-150.
- Levine, J. M., Vila, M., Antonio, C. M. D., Dukes, J. S., Grigulis, K., & Lavorel, S. (2003). Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1517), 775-781.
- Longworth, J. B., Mesquita, R. C., Bentos, T. V., Moreira, M. P., Massoca, P. E., & Williamson, G. B. (2014). Shifts in dominance and species assemblages over two decades in alternative successions in central Amazonia. *Biotropica*, 46(5), 529-537.
- Lourenço, G. M., Soares, G. R., Santos, T. P., Dáttilo, W., Freitas, A. V., & Ribeiro, S. P. (2019). Equal but different: Natural ecotones are dissimilar to anthropic edges. *PloS one*, 14(3), e0213008. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213008>
- Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F. (2002). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island press.

- Luza, A. L., Carlucci, M. B., Hartz, S. M., & Duarte, L. D. (2014). Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Natureza & Conservação*, 2(12), 166-169.
- Kenoyer, L. A. (1929). General and successional ecology of the lower tropical rain-forest at Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, 10(2), 201-222.
- Margalef R (1968) Perspectives in ecological theory. University of Chicago Press, Chicago
- McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological reviews*, 73(2), 181-201.
- McIntosh, R. P. (1999). The succession of succession: a lexical chronology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 80(4), 256-265.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453.
- Milton, S.J. (2003). ‘Emerging ecosystems’: a washing-stone for ecologists, economists and sociologists? *South African Journal of Science*, 99, 404–406
- Moore, J. W. (2017). The Capitalocene, Part I: On the nature and origins of our ecological crisis. *The Journal of Peasant Studies*, 44(3), 594-630.
- Munguira, M. L., García-Barros, E., & Cano, J. M. (2009). Butterfly herbivory and larval ecology. *Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, 43-54.
- New, T. R. (1995). *Introduction to Invertebrate Conservation Biology*. Oxford University Press, Oxford
- New, T. R. (1997). Are Lepidoptera an effective ‘umbrella group’ for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation*, 1(1), 5-12.
- Oliveira-Filho, A. T., Budke, J. C., Jarenkow, J. A., Eisenlohr, P. V., & Neves, D. R. (2013). Delving into the variations in tree species composition and richness across South

- American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8(3), 242-260.
- Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., ... & Forneck, E. D. (2007). Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(2), 101-116.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>
- Paolucci, L. N., Schoereder, J. H., Brando, P. M., & Andersen, A. N. (2017). Fire-induced forest transition to derived savannas: Cascading effects on ant communities. *Biological conservation*, 214, 295-302.
- Pearson, D. L. (1994). Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 75-79.
- Pratley, J. E. (2012). Allelopathy-a fancy name or a potential weed management tool? *Plant Protection Quarterly*, 27(4), 131.
- Primack, R. B., & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*. 328 p. Efraim Rodrigues, Londrina.
- Raimundo, R. L. G., Freitas, A. V. L., Costa, R. N. S., Oliveira, J. B. F., Lima, A. F. L., Melo, A. B., & Brown Jr, K. S. (2003). Manual de monitoramento ambiental usando borboletas e libélulas. *Reserva Extrativista do Alto Juruá Marechal Thaumaturgo, Acre, I*.
- Reis, M.S.D., Ladio, A., Peroni, N (2014). Landscapes with Araucaria in South America: evidence for a cultural dimension. *Ecology and Society*, 19(2).
- Reyer, C. P., Brouwers, N., Rammig, A., Brook, B. W., Epila, J., Grant, R. F., ... & Medlyn, B. (2015). Forest resilience and tipping points at different spatio- temporal scales: approaches and challenges. *Journal of Ecology*, 103(1), 5-15.
- Richardson, D. M. (1998). Forestry trees as invasive aliens. *Conservation biology*, 12(1), 18-26.

- Ribeiro, D. B., & Freitas, A. V. (2012). The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. *Journal of insect conservation*, *16*(5), 733-744.
- Ribeiro, D. B., Batista, R., Prado, P. I., Brown, K. S., & Freitas, A. V. (2012). The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, *21*(3), 811-827.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, *142*(6), 1141-1153.
- Sant'Anna, C. L., Ribeiro, D. B., Garcia, L. C., & Freitas, A. V. (2014). Fruit-feeding butterfly communities are influenced by restoration age in tropical forests. *Restoration Ecology*, *22*(4), 480-485. <https://doi.org/10.1111/rec.12091>
- Seidl, R., Spies, T. A., Peterson, D. L., Stephens, S. L., & Hicke, J. A. (2016). Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. *Journal of applied ecology*, *53*(1), 120-129. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12511>
- Silva-Brandão, K. L., Ribeiro, D. B., de Brito, M. M., Olavarrieta, A. J. A., & Freitas, A. V. (2016). 12. The Influence of Agricultural and Forest Landscapes on the Diversity of Lepidoptera. In *Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil* (pp. 190-205). Sciendo Migration.
- Santos, J. P., Freitas, A. V. L., Brown, K. S., Carreira, J. Y. O., Gueratto, P. E., Rosa, A. H. B., ... & Richter, A. (2019). FRUIT-FEEDING BUTTERFLIES FROM THE ATLANTIC FORESTS. *Bulletin of the Ecological Society of America*, *100*(1), 1-5. DOI: 10.1002/bes2.1484
- Santos, J. P., Freitas, A. V. L., Constantino, P. A. L., & Uehara-Prado, M. (2014a). Guia de identificação de tribos de borboletas frugívoras. Mata Atlântica-sul. *Monitoramento de Biodiversidade. MMA/ICMBio/GIZ. Brasília. Brazil.*

- Santos, J. P., Freitas, A. V. L., Constantino, P. A. L., & Uehara-Prado, M. (2014b). Guia de identificação de tribos de borboletas frugívoras. Mata Atlântica-sul. *Monitoramento de Biodiversidade. MMA/ICMBio/GIZ. Brasília. Brazil.*
- Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC. 2002. Lei no. 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto no. 4.430, de 22 de agosto de 2002. *Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: 2 ed.* MMA/SBF, Brasília
- Shimizu, J. Y. Pinus na silvicultura brasileira. *Revista da Madeira*, v. 16, n. 99, p. 4-14, 2006.
- Smith, F. P., Prober, S. M., House, A. P., & McIntyre, S. (2013). Maximizing retention of native biodiversity in Australian agricultural landscapes—the 10: 20: 40: 30 guidelines. *Agriculture, ecosystems & environment*, 166, 35-45.
- Smith, B. D., & Zeder, M. A. (2013). The onset of the Anthropocene. *Anthropocene* 4: 8–13. *Find this resource.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ancene.2013.05.005>
- Souza, A. F. (2007). Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology*, 32(5), 524-533.
- Standley, P. C. (1928). *Flora of the Panama Canal Zone*. Contrib. U.S. Natl. Herb. Vol. 27. Smithsonian Inst., U.S. Natl. Mus., Washington, D.C.
- Steffen, W., Persson, Å., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., ... & Molina, M. (2011). The Anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*, 40(7), 739.
- Thoreau, H. D. (1860). The succession of forest trees. Middlesex Agricultural Society Concord, Massachusetts. Reprinted 1863, in *Excursions*, pages 135–160. Ticknor and Fields, Boston, Massachusetts, USA.
- Uehara- Prado, M., Brown Jr, K. S., & Freitas, A. V. L. (2007). Species richness, composition and abundance of fruit- feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. *Global Ecology and Biogeography*, 16(1), 43-54.

- Uehara-Prado, M. (2003). Efeito de fragmentação florestal na guilda de borboletas frugívoras do Planalto Atlântico Paulista. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 147 p.
- Vasconcelos, R. N., Cambui, E. C. B., Mariano-Neto, E., da Rocha, P. L. B., & Cardoso, M. Z. (2019). The role of Eucalyptus planted forests for fruit-feeding butterflies' conservation in fragmented areas of the Brazilian Atlantic forest. *Forest ecology and management*, 432, 115-120. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.017>
- Vitousek, P. M., D'antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmanek, M., & Westbrooks, R. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21(1), 1-16.
- Walker, L. R. (2005). Margalef y la sucesión ecológica. *Revista Ecosistemas*, 14(1), 66-78.
- Watt, A. S. (1947). Pattern and process in the plant community. *Journal of ecology*, 35(1/2), 1-22.
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of vegetation Science*, 23(4), 796-802.
- Zonneveld, I. S. (1983). Principles of bio-indication. In *Ecological Indicators for the Assessment of the Quality of Air, Water, Soil, and Ecosystems* (pp. 207-217). Springer, Dordrecht.

CAPÍTULO II

Efeitos da sucessão florestal em plantações de pínus sobre a diversidade de borboletas frugívoras no sul do brasil

LADY CAROLINA CASAS-PINILLA¹, CRISTIANO A. ISERHARD², ALINE RICHTER³, KARINE GAWLINSKI³, LIS B. D. CAVALHEIRO² & LUCAS A. KAMINSKI^{1,4}

* Artigo a ser submetido para *Forest Ecology and Management*

1 Departamento de Zoologia, Laboratório de Ecologia de Insetos. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

2 Departamento de Ecologia, Zoologia e Genética, Laboratório de Ecologia de Lepidoptera. Universidade Federal de Pelotas.

3 Departamento de Ecologia, Laboratório de Laboratório de Ecologia Filogenética e Funcional. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

4 Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia de Interações. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

5 Autor para correspondência: E-mail: lucaskaminski@yahoo.com.br

Resumo

A Floresta Atlântica nas áreas altas do sul do Brasil é composta por mosaicos de floresta com Araucária e campos nativos. Estas áreas têm sofrido um forte impacto pela silvicultura com *Pinus elliottii* que substitui áreas campestres por silviculturas. Os pinus induzem a sucessão florestal e transforma o mosaico campo-floresta em mosaicos de silvicultura com florestas secundárias. Este estudo pretende investigar qual o efeito da sucessão florestal em monoculturas de *P. elliottii* para a comunidade de borboletas frugívoras locais. O estudo foi realizado na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP) no sul do Brasil. Coletas foram mensais, de novembro de 2016 a março de 2017 e de outubro de 2017 a março 2018. Tomaram-se quatro réplicas por cada tratamento (Floresta nativa, *Pinus* de 20 e 70 anos) e cada réplica com cinco unidades amostrais. Registramos 3622 indivíduos de 40 espécies de borboletas. A riqueza foi maior em áreas de *Pinus* de 70 e de 20 anos (33 e 30 spp., respectivamente) e menor na Floresta nativa (20 spp.). Os perfis de diversidade alfa α e β mostram que áreas de *Pinus* proporcionam assembleias simplificadas com dominância de poucas espécies, com uma substituição alta de espécies generalistas que podem estar utilizando estas paisagens como corredores biológicos. As plantações de pinus geram um “novo” habitat propício para uma nova comunidade típica de pinus, que pode contribuir com a conservação de algumas espécies, mas é restritiva para muitas espécies de florestas. Assim, a idade, por si só, não é suficiente para reunir uma comunidade típica de borboletas frugívoras especializadas de florestas em uma plantação de *Pinus*.

Palavras chave: assembleias de borboletas, conservação, Lepidoptera, monocultura, Nymphalidae.

Abstract

The Atlantic Forest in the highlands in Southern Brazil is composed by mosaics of Atlantic Forest with Araucaria and native grasslands. These areas have suffered a high impact due to the silviculture with *Pinus* replacing grassland areas by silviculture. *Pinus* promotes forest succession and transforms the mosaic field-forest in mosaics of silviculture and secondary forests. We do not know the long-term consequences of these alterations for the fauna. This study aimed to investigate the effect of forest succession in *Pinus elliottii* for the community of fruit-feeding butterflies. The study was performed at the São Francisco de Paula National Forest (FLONA-SFP), in Southern Brazil. The collections occurred monthly from November 2016 to March 2017, and from October 2017 to March 2018. We performed four replicas for each treatment (Native forest, 20- and 70-years old *Pinus*) and each replica with five sample units. We recorded 3622 individuals of 40 butterfly species. The greatest species richness was in 20- and 70-years old *Pinus* areas (33 and 30 species, respectively) and lowest in the native forest (20 species). The profiles of alpha and beta diversity showed that *Pinus* areas provide simplified communities with the dominance of a few species, but with a high exchange of generalist species that can be using these landscapes as biological corridors. *Pinus* plantations offer a new habitat for a typical new community of *Pinus* that can contribute to the conservation of some species, but it is restrictive to several forest species. Thus, age solely is not sufficient to gather a typical community of specialist fruit-feeding butterflies of forests in a *Pinus* plantation.

Key words: butterfly assemblages, conservation, Lepidoptera, monoculture, Nymphalidae.

1. Introdução

O aumento da população humana e a crescente necessidade de sustentar suas demandas de energia e de serviços tem caracterizado o período chamado de Antropoceno (Smith & Zeder, 2013; Moore, 2017). Esta necessidade tem provocado impactos negativos sobre a biodiversidade (Hobbs et al. 2006). Nos últimos anos, a velocidade destes impactos aumentou drasticamente de maneira insustentável, levando a perda de processos e serviços essenciais para o funcionamento dos ecossistemas e do bem-estar humano (Cardillo et al. 2008; Dirzo et al. 2014). Nos ecossistemas florestais, um dos principais problemas é o desmatamento, realizado para dar espaço a atividades de agropecuária e silvicultura (Dean, 1997). Na Floresta Atlântica, esta conversão se acentuou com a colonização europeia no início do século XIX, que trouxe consigo um novo modo de produção e muitas espécies exóticas (Reis et al. 2014).

Nas terras altas do sul do Brasil, a Floresta Atlântica é composta originalmente por um complexo mosaico de campos e florestas (Luza et al. 2014; Oliveira-Filho et al. 2015). A vegetação campestre está evolutivamente associada e mantida em equilíbrio estável por uma combinação de fatores bióticos (herbívoros) (Berry et al. 2017) e abióticos (fogo), sendo bastante frágil a perturbação (Pillar & Quadros, 1997). Após séculos de uso extensivo, áreas de campos naturais têm sido convertidas em florestas modificadas com o plantio de espécies madeireiras (Richardson, 1998; Geary, 2001; Souza, 2007). Estas plantações modificam a fisionomia da paisagem e os processos ecossistêmicos (Cerqueira et al. 2003), sendo que a conversão do campo em silvicultura pode deslocar ou extinguir espécies especializadas em campos (Penz et al. 2011; Dolibaina et al. 2013; Bentancur-Viglione et al. 2017; Quadros, 2009). Além disso, o plantio de espécies florestais em áreas

de campo altera o equilíbrio que mantém o ambiente campestre e propicia condições para a sucessão florestal (McKinney & Lockwood, 1999; Guariguata & Ostertag, 2001; Malysz & Overbeck, 2018). Assim, os mosaicos de campo-floresta são substituídos por mosaicos de vegetação secundária com diferentes anos e estágios de sucessão.

Entender as mudanças espaço-temporais que ocorrem em áreas com diferentes estágios de sucessão são importantes para o uso sustentável e restauração de áreas degradadas (Chazdon & Guariguata, 2016). As alterações podem ser detectadas através da avaliação de grupos taxonômicos bioindicadores sensíveis a mudanças no ambiente (Laurance et al. 2002; Grimbacher & Catterall, 2007; Fonseca et al. 2009; Santos et al. 2016; Casas et al. 2016; Paolucci et al. 2017). A guilda de borboletas frugívoras é bastante utilizada como bioindicadores devido à (i) facilidade de identificação; (ii) amostragem simultânea com armadilhas de isca atrativas (Brown, 1991; Brown & Freitas, 2000b; Uehara et al. 2009; Freitas et al. 2014); (iii) possuir relações estreitas com suas plantas hospedeiras, variando localmente de acordo com a disponibilidade de recursos alimentares e condições do habitat (Munguira et al. 2009; Beccaloni et al. 2008). Dessa forma, as borboletas frugívoras podem responder a pequenas variações na estrutura da vegetação e processos de sucessão florestal em áreas de restauração com diferentes etapas de sucessão (*e.g.* Ribeiro & Freitas, 2012; Sant’Anna et al. 2014).

A Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP) é uma unidade de conservação de uso sustentável localizada no limite meridional de distribuição da Floresta Atlântica. A região faz parte do Planalto Basáltico na região dos Campos de Cima da Serra no sul do Brasil, e possui mosaicos de campos de altitude nativos com Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária). Desde sua fundação em 1945, o foco da FLONA-SFP tem

sido o plantio experimental de espécies madeireiras, principalmente *Araucaria angustifolia* (Bertol) Kuntze (nativa) e *Pinus* spp. (exóticas). É uma área bem conhecida para diferentes grupos biológicos, incluindo borboletas (Fonseca et al. 2009, Iserhard et al. 2010, Santos et al. 2011). As áreas de monoculturas de *Pinus* spp. são utilizadas pela fauna local, no entanto, não se conhece qual é o efeito da sucessão florestal sobre as comunidades animais. Como os talhões de *Pinus* foram plantados em épocas distintas e mostram diferentes etapas de crescimento, manejo e sucessão, a FLONA-SFP fornece uma excelente oportunidade para testar esse efeito.

Este estudo busca entender qual é o efeito da sucessão florestal em áreas de silvicultura de *Pinus elliottii* quando comparados a Floresta Atlântica na estruturação das assembleias de borboletas frugívoras. Para tal, amostramos borboletas em áreas de plantios de *P. elliottii* com diferentes idades (20 e 70 anos) e em áreas nativas de Floresta com *Araucaria*. Nossa hipótese é que áreas com *P. elliottii* com maior tempo de sucessão florestal conterão maior parte da diversidade de borboletas frugívoras das florestas nativas. Prevemos que áreas de pínus com menor tempo de sucessão apresentarão menor riqueza e abundância de borboletas especialistas e baixa similaridade quando comparadas com pínus com maior tempo de sucessão e a floresta nativa. Prevemos que a diversidade vai variar de acordo com a estrutura da vegetação e as variáveis ambientais baseado no tempo de sucessão florestal, sendo que áreas com menos tempo de sucessão terão uma maior abertura de dossel, maiores valores na média da temperatura e baixos valores na média da umidade.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (29°25'22,4" S; 50°23'11,2" W) no estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (**Fig. 1**). Esta área conta com 1615 ha e uma altitude entre 630 e 930 m. De acordo com a classificação climática de Köppen, é uma das regiões mais chuvosas do sul do Brasil, com precipitação média superando 2000 mm/ano e temperatura média anual de 14.5°C (ICMBio, 2017; Backes 1999).

Originalmente, a FLONA-SFP apresentava diferentes fitofisionomias: mais da metade da área atual era composta por Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa e o restante da área constituía-se de campos naturais (Stranz, 2003) (**Fig.1A**). A partir de 1945, a FLONA-SFP começa um processo de plantio de árvores nativas e exóticas para fins comerciais. Logo na década de 1960, o interesse comercial teve fim após a declaração da FLONA-SFP como Unidade de Conservação. Atualmente, a FLONA-SFP conta com 390 ha de plantações de *Araucaria angustifolia*, 263 ha de *Pinus* spp. e outras espécies madeireiras, totalizando aproximadamente 600 ha de cobertura vegetal plantada (ICMBio, 2017) sendo o restante de Floresta com Araucária nativa (**Fig. 1B**).

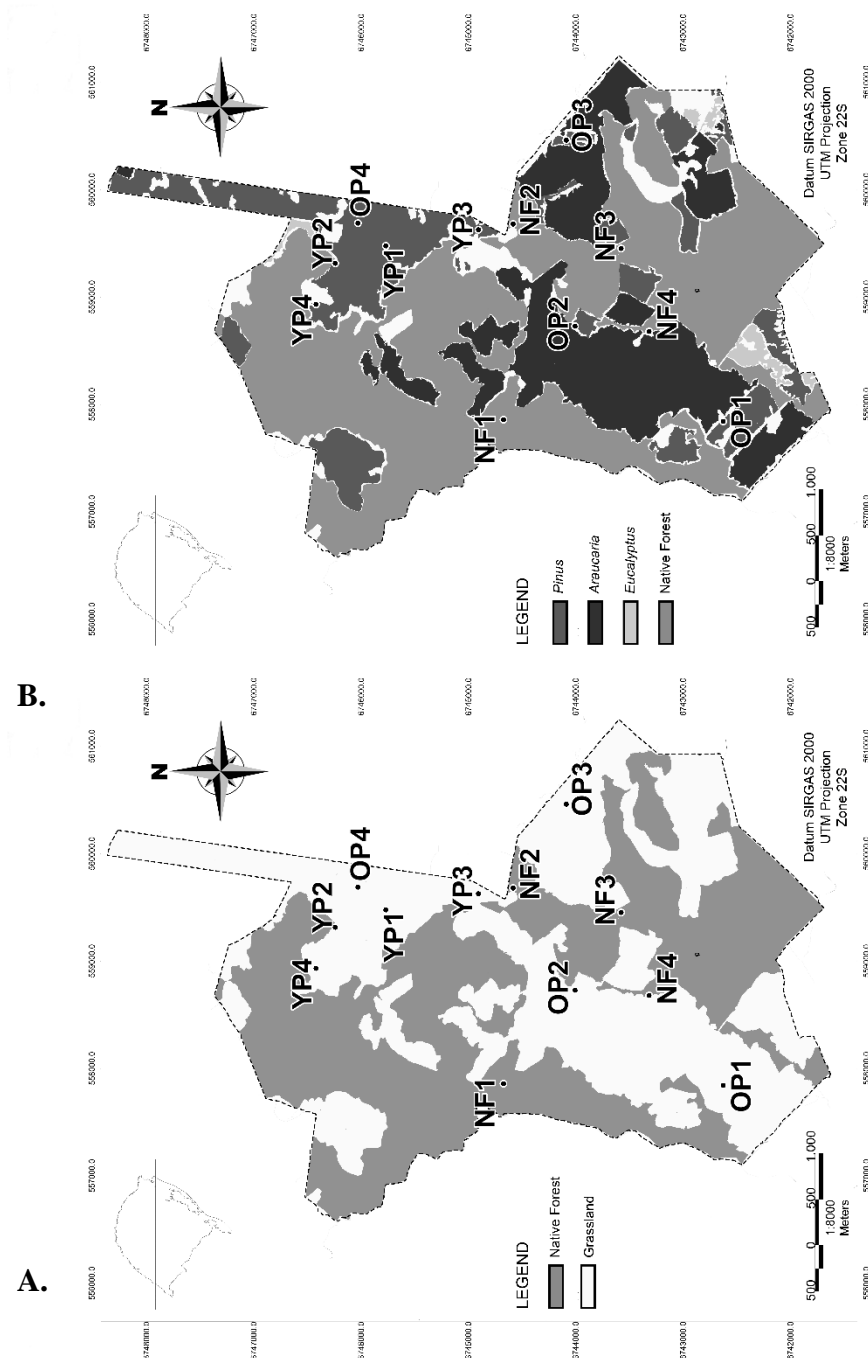


Fig. 1. Mapa da Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP), RS, Brasil. Os pontos marcados correspondem às áreas de amostragem. (NF: Floresta Atlântica nativa; OP: *Pinus* Velho; YP: *Pinus* Novo). **(A)** FLONA-SFP em 1945, antes de começar os cultivos de árvores sobre as áreas de campos nativos; **(B)** FLONA-SFP atual, praticamente sem áreas de campos nativos.

2.2. Amostragem

Foram selecionados três tipos de habitats (tratamentos):

(I) Áreas de *P. elliotii* de aproximadamente 20 anos (*Pinus* Novo - YP), que apresentam uma altura de no máximo 15-20 m. A vegetação de sub-bosque nestas áreas é pobre com poucas espécies herbáceo-arbustiva nativa, plântulas e alguns indivíduos jovens de espécies arbóreas, podem ocorrer manchas de gramíneas (Poaceae), se destacando *Ichnantus pallens* (Sw.) Munro ex Benth e muito acúmulo de serapilheira com acículas dos pinheiros. Estas acículas contêm compostos químicos com efeito alelopáticos, inibindo o crescimento de várias espécies de plantas formando uma vegetação pobre floristicamente (Lonsdale, 1988; Kanowski et al. 2005; Kimura et al. 2015).

(II) Áreas de *P. elliotii* de aproximadamente 70 anos (*Pinus* Velho - OP) que apresentam uma altura entre 25 e 30 m, um sub-bosque mais denso com espécies nativas predominando arbustos e árvores de 4 a 7 m, incluindo indivíduos de *A. angustifolia*.

(III) Áreas de Floresta Atlântica nativa (Floresta Nativa - NF) com uma altura entre 20 e 25 m e um sub-bosque denso e bem estruturado de árvores, arvoretas e lianas que chegam ao dossel, com incidência de *A. angustifolia*, muitas vezes com manchas de bambus *Chusquea* spp (Poaceae).

Cada tratamento teve quatro réplicas, com uma distância mínima de 500 m entre si para assegurar a independência das amostras, preferencialmente em talhões diferentes. A amostragem seguiu protocolo padrão para borboletas frugívoras (ver Ribeiro et al. 2008; Freitas et al. 2014). Em cada réplica foi colocada uma Unidade Amostral (UA) constituída

por cinco armadilhas, dispostas linearmente e separadas por uma distância de 40 m uma da outra, totalizando 60 armadilhas (**Fig. 2A**). As armadilhas eram penduradas em ramos de árvores a uma altura aproximadamente de 1 m da base da armadilha ao solo. A amostragem foi realizada durante os meses quentes na época de maior ocorrência de borboletas no extremo sul do Brasil (Iserhard et al. 2017), em dois grandes períodos, entre novembro de 2016 e março 2017 e entre outubro de 2017 e março de 2018. Para cada tratamento, foram medidos componentes da estrutura do habitat, incluindo uma caracterização florística expedita e a porcentagem de abertura de dossel. A porcentagem da abertura do dossel foi medida no centro de cada unidade amostral com um densiômetro convexo, fixado na altura do peito (~1,2 m), sempre pela mesma pessoa (Lemmon, 1956). As variáveis complementares de temperatura e umidade foram obtidas a cada ocasião amostral com o uso de Data loggers HOBO Pro v2 U23.

2.3. Coleta e identificação das borboletas frugívoras

Foi utilizado o método de captura passiva com armadilhas atrativas do tipo Van Someren-Rydon, como isca foi utilizada uma mistura de banana e caldo de cana fermentada por 48 horas antes do início das amostragens (Freitas et al. 2014) (**Fig. 2B**). As armadilhas permaneceram abertas por oito dias/mês e foram revisadas a cada 48 horas, portanto, o esforço amostral total foi de 5.280 dias-armadilha. Em cada revisão, as iscas foram trocadas e as borboletas capturadas foram identificadas, marcadas e liberadas (*e.g.* Santos et al. 2011). Cada borboleta recebeu uma marca alfanumérica individual na superfície ventral de cada asa posterior, esta informação foi utilizada para acessar possíveis movimentos de indivíduos entre tratamentos e para controlar o efeito da recaptura sobre a abundância total. As borboletas foram classificadas em quatro grupos de acordo com a alimentação larval em

relação a diferentes tipos de crescimento das planas, que poderiam ser bambu, plantas graminoides, lianas ou árvores-arbustos. A informação sobre as plantas hospedeiras foi obtida através de consulta a bibliografia, especialistas e dados inéditos dos autores (ver **Tabela A.2**).

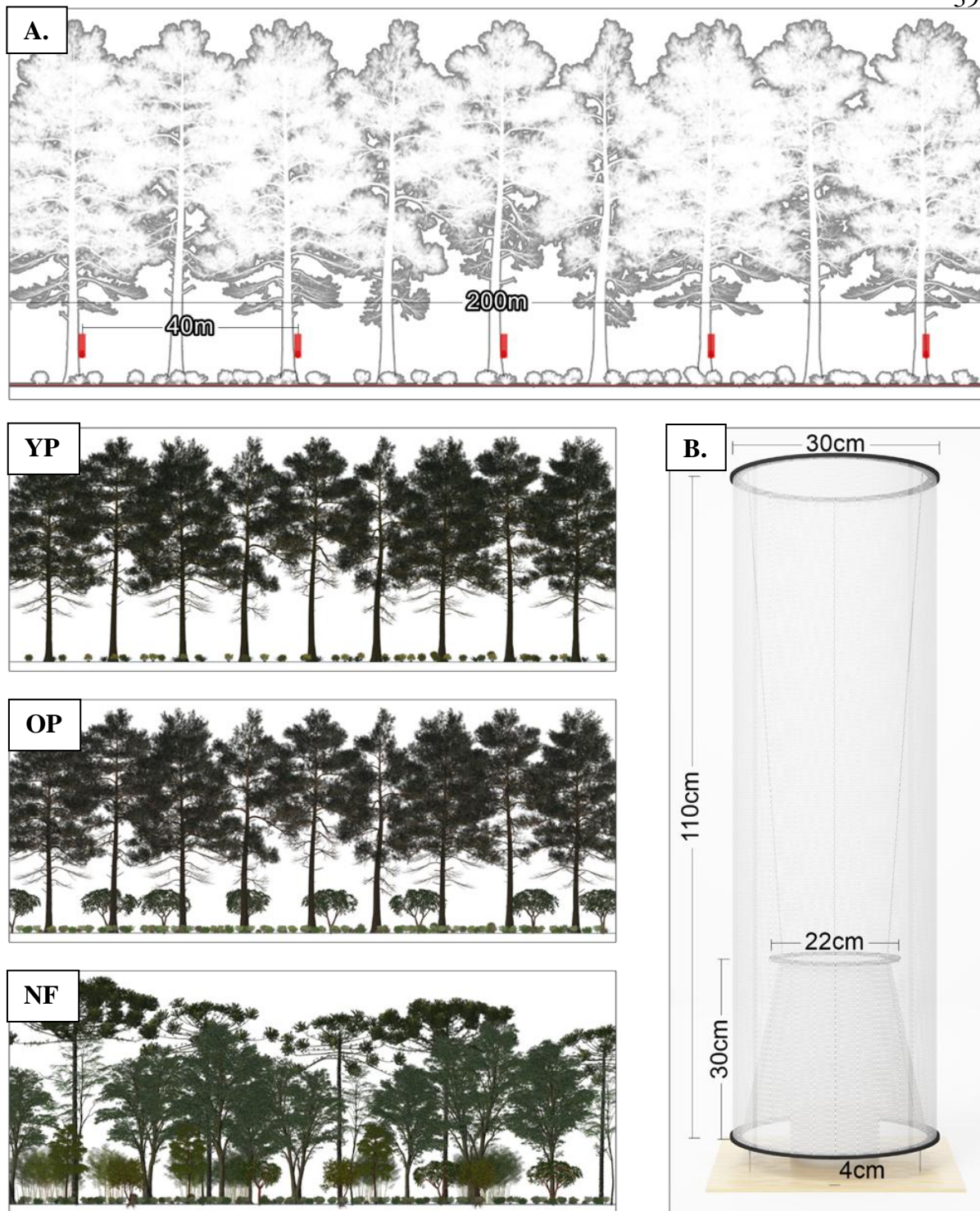


Fig. 2. Esquema do método de amostragem de borboletas frugívoras (A.) com cinco armadilhas atrativas do tipo Van Someren-Rydon (B.) na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP), RS, Brasil, em plantações de *Pinus elliottii* de diferentes idades (YP= *Pinus* Novo; OP= *Pinus* Velho) e áreas de Floresta Atlântica nativa (NF).

Os indivíduos que não foram possíveis identificar em campo foram coletados para posterior identificação. Voucher dos espécimes foram depositados nas coleções da Universidade Federal de Pelotas (UFPel) e da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). A autorização para as amostragens em campo foi emitida pelo ICMBio, licença SISBIO nº 59568-1.

2.4. Análise de dados

A independência amostral entre as réplicas foi testada através de testes de Mantel e correlação de Pearson, sendo que ambas análises correlacionaram matrizes de distância física (Euclidiana bidimensional) e matrizes de distância composicional (Sorensen) implementadas no software R versão 3.4.4 (R Core Team, 2018). A representatividade da amostragem foi testada com rarefação baseada em cobertura pelo método de interpolação e extrapolação determinada pela matriz de abundância das espécies coletadas, com o índice de confiabilidade de 99%. A medida de completitude da amostra é a proporção do número total de indivíduos na comunidade que pertencem às espécies representadas nas amostragens (Chao & Jost, 2012; Chao et al. 2016).

As possíveis diferenças na estrutura das assembleias entre os tratamentos foram avaliadas com os índices de diversidade alfa e beta que foram obtidos em termos de números equivalentes ou números de Hill (Hill & Hamer, 1998). Esses números foram calculados em três ordens de diversidade; a ordem de diversidade $q = 0$ (índice de riqueza), a diversidade $q = 1$ (exponencial do índice de Shannon) e a diversidade $q = 2$ (o inverso do índice de Simpson) (Jost, 2006; Moreno et al. 2011; Chao & Jost, 2015). Os perfis de diversidade foram construídos por meio da plotagem das diferentes ordens de diversidade

para identificar os padrões de dominância das assembleias de borboletas frugívoras para os três tratamentos. A equabilidade foi estimada como: q_2 / q_0 (Jost, 2010). Os índices de diversidade beta são os números efetivos das diferentes assembleias entre os tratamentos, neste caso se compararam em pares de assembleias. Os valores dos números efetivos variam de “1,0” a “2,0” sendo que valores iguais a “1,0” indicam assembleias idênticas e valores iguais a “2,0” indicam assembleias completamente dissimilares (Jost, 2006) (*e.g.* Martinez et al. 2015).

Para medir a similaridade entre as réplicas dos diferentes tratamentos foi feita uma análise de ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) através da medida de dissimilaridade de Bray-Curtis (Hammer et al. 2001). Os grupos obtidos pelo NMDS foram testados com uma PERMANOVA através de 9999 permutações também pela medida de dissimilaridade de Bray-Curtis. As diferenças entre os tratamentos em termos de porcentagem da abertura do dossel e as variáveis ambientais de temperatura e umidade foram testadas com ANOVA e testes subsequentes de Tukey com $P < 0,05$. Para testar as diferenças de abundância das espécies em diferentes grupos de alimentação larval foram utilizadas tabela de contingência do chi-quadrado. As análises foram realizadas no software PAST versão 3.24 (Hammer et al. 2001).

As assembleias de borboletas de cada tratamento foram examinadas por dados de abundância de espécies (May, 1975); as espécies com mais do 15% da abundância total foram consideradas espécies <muito abundantes> e espécies com 1% ou menos foram consideradas espécies <raras>. Para identificar espécies indicadoras de cada tratamento, foi calculado o índice de Valores de Indicador (IndVal) (Dufrene & Legendre, 1997) para cada

espécie em cada tratamento. O IndVal considerou espécies indicadoras de acordo com sua abundância relativa e frequência relativa de ocorrência dentro do tratamento.

3. Resultados

Foram registrados 3622 indivíduos de borboletas frugívoras em 40 espécies pertencentes a três subfamílias: Satyrinae com 3225 indivíduos, 24 espécies em 18 gêneros, Biblidinae com 76 indivíduos oito espécies em seis gêneros e Charaxinae com 221 indivíduos, oito espécies em quatro gêneros (**Tabela A.1**). A maior abundância foi registrada nas áreas de *Pinus* velho (OP) com 1609 indivíduos (44,42%) em 33 espécies, sendo três exclusivas, seguido de *Pinus* novo (YP) com 1306 indivíduos (36,06%) em 30 espécies, sendo três exclusivas e Floresta Nativa (NF) com 707 indivíduos (19,52%) em 20 espécies, sendo quatro exclusivas. As três áreas compartilharam 12 espécies.

O teste de Mantel indicou não haver efeito da distância na composição das assembleias de borboletas ($b = 0,019$; $R = -0,093$; $P = 0,732$), assim, as diferenças entre tratamentos são atribuídas às diferenças intrínsecas da vegetação de cada um dos habitats estudados. A rarefação baseada em cobertura pelo método de interpolação e extrapolação e os valores das ordens de diversidade alfa, entre a diversidade observada e estimada, indicam que as assembleias são representativas e não foram subamostradas (**Fig. 3**).

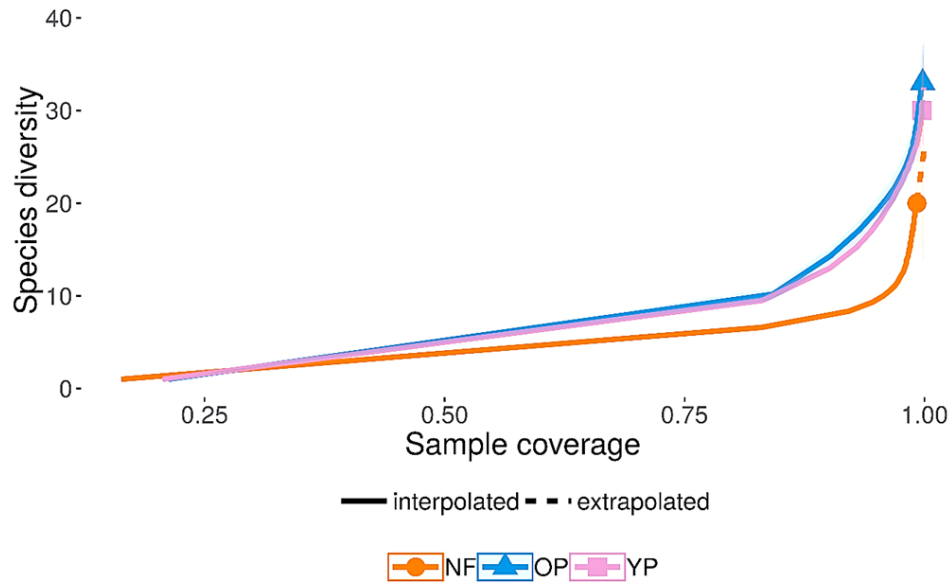


Fig. 3. Rarefação baseada na cobertura pelo método de interpolação e extrapolação assembleias efetivas de borboletas frugívoras em uma Floresta Atlântica nativa e plantações de *Pinus elliottii* de diferentes idades no sul do Brasil (YP= *Pinus* Novo; OP= *Pinus* Velho; NF: Floresta Nativa).

A assembleia de borboletas da área de OP teve a riqueza de espécies efetiva maior (q_0) seguido por YP que apresentou valores próximos do OP no número de espécies comuns (q_1). No caso de NF, se obteve o menor número de riqueza de espécies efetivas (q_0) embora, esta comunidade apresente a distribuição da abundância das suas espécies com maior equabilidade. Além disso, o número de espécies comuns (q_1) decresceu quase quatro vezes em relação a riqueza de espécies efetiva em YP e OP, que possuíram valores altos de dominância por conter poucas espécies muito abundantes e várias espécies raras ($F = 26,85$; $DF = 2,92$; $P < 0,01$) (**Fig. 4A**).

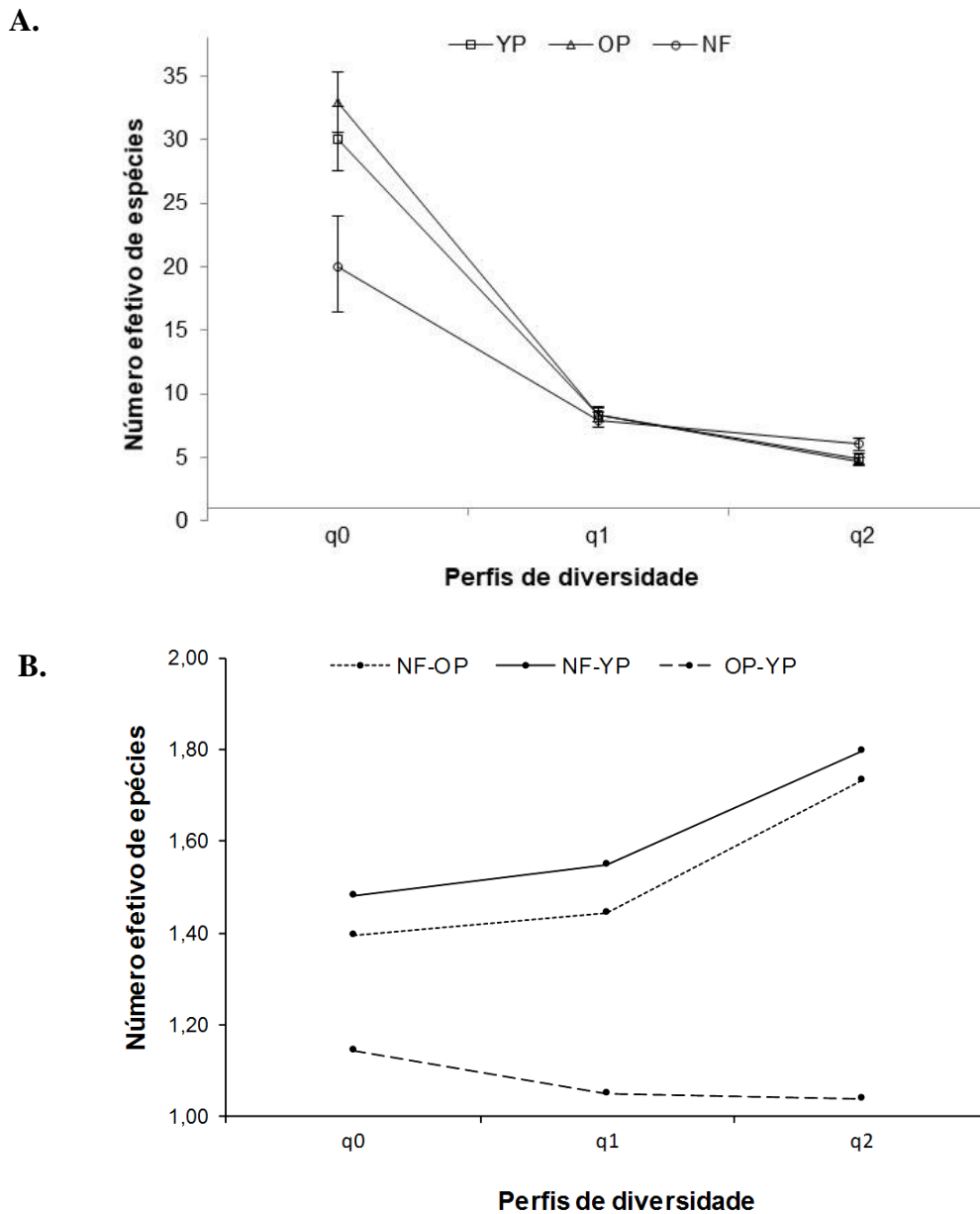


Fig. 4. (A.) Perfil de diversidade alfa no número de espécies efetivas de borboletas frugívoras (números de Hill) a partir da riqueza de espécies (q_0), exponencial de Shannon (q_1) e o inverso de Simpson (q_2) ($F=26,85$; $DF=2,92$; $P < 0,01$). (B.) Perfil de diversidade beta no número de assembleias efetivas de borboletas frugívoras em uma Floresta Atlântica nativa e plantações de *Pinus elliottii* de diferentes idades no sul do Brasil (YP= *Pinus* Novo; OP= *Pinus* Velho; NF: Floresta Nativa).

A diversidade beta calculada nas três ordens mostrou diferenças na composição das espécies nas três assembleias (**Fig. 4B**). A relação da substituição de espécies entre as áreas de NF com as áreas de *Pinus* indica valores maiores nas duas combinações, principalmente no número de espécies compartilhadas (q_2), constituindo assembleias distintas, com apenas 0,20 (YP) e 0,27 (OP) de espécies compartilhadas do total para cada área. Por outro lado, a substituição de espécies entre as áreas de *Pinus* (YP–OP) foram menores (0,04) indicando assembleias mais similares. A relação entre estas áreas de *Pinus* foi corroborada pelos resultados obtidos na análise de NMDS com o índice de Bray-Curtis que apresentou dissimilaridade com as áreas de NF, segundo a estrutura das assembleias de borboletas frugívoras (stress = 0,056; PERMANOVA: $F = 4,89$; $R = 1,255$; $P < 0,002$; **Fig. 5**) apontando mais identidade entre as áreas de *Pinus* ($P < 0,25$) do que com áreas de NF ($P < 0,02$). A proporção da abundância de borboletas nos diferentes grupos de alimentação larval (forma de crescimento da planta) em cada um dos tratamentos responde também às diferenças na composição de plantas entre os habitats estudados (chi-quadrado = 1569.5, $DF = 6$, $P < 0.001$; **Fig. 6**).

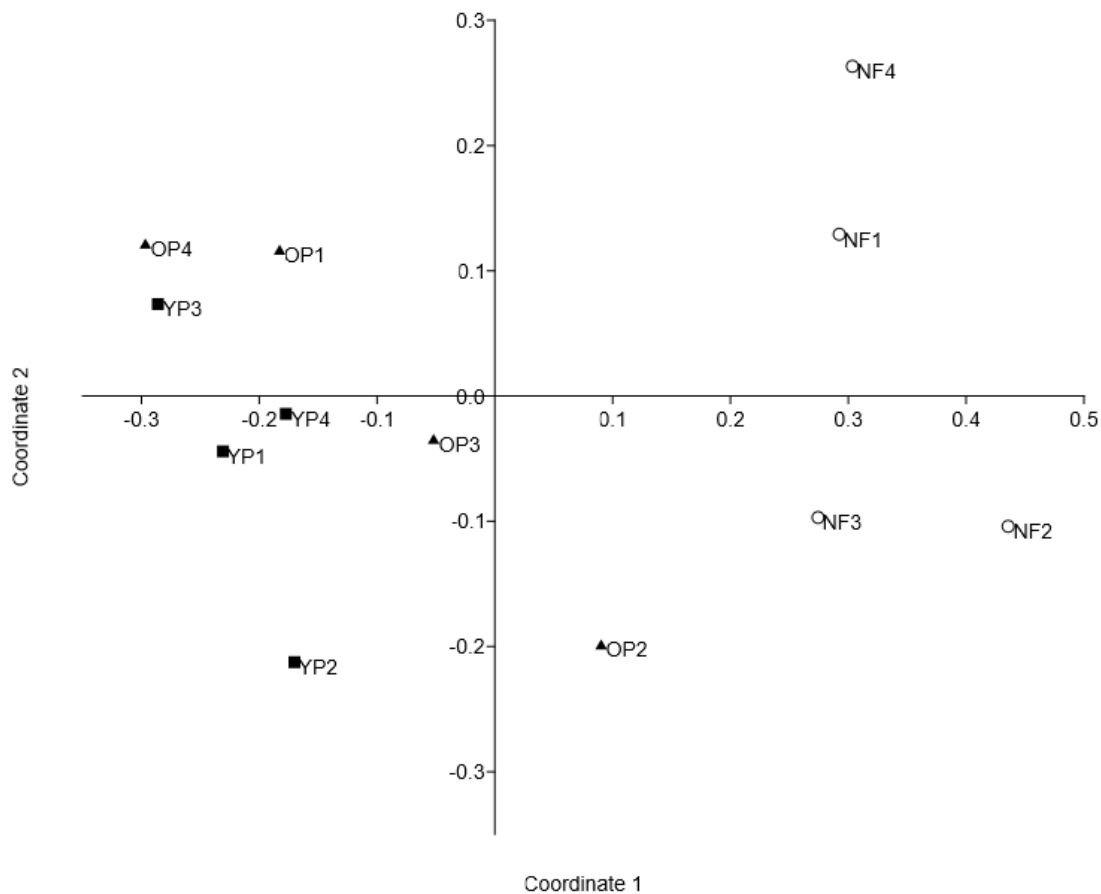


Fig. 5. Análise de ordenação multidimensional não-métrica (NMS) através da medida de dissimilaridade de Bray- Curtis com base na composição de espécies de borboletas frugívoras em plantações de *Pinus elliottii* de diferentes idades e Floresta Atlântica nativa no sul do Brasil. Os símbolos representam os tratamentos: *Pinus* Novo = YP (quadrado); *Pinus* Velho = OP (triângulo); Floresta Nativa = NF (círculo) (stress = 0,056; PERMANOVA: F = 4,89; R = 1,255; P < 0,002).

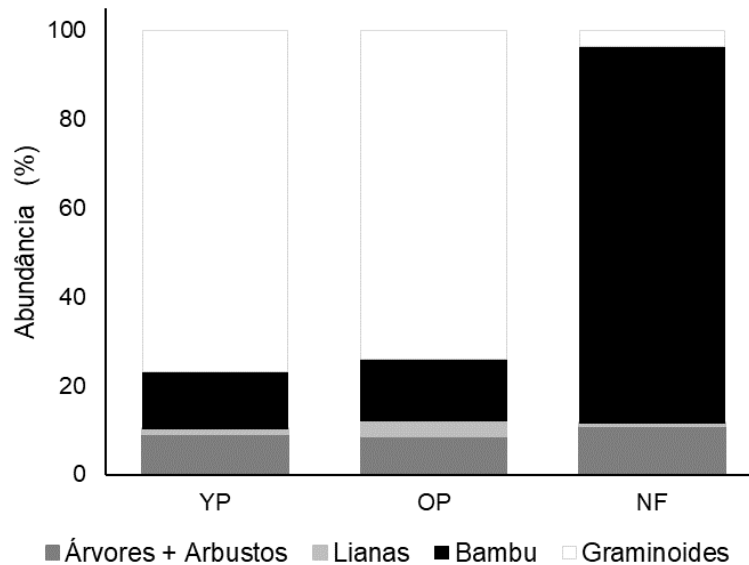


Fig. 6. Abundância de borboletas frugívoras em diferentes grupos de alimentação larval em plantações de *Pinus elliottii* de diferentes idades e Floresta Atlântica nativa no sul do Brasil (YP= *Pinus* Novo; OP= *Pinus* Velho; NF: Floresta Nativa; chi-quadrado =1569.5, DF = 6, $P < 0.001$).

As porcentagens do número de espécies raras na NF, YP e OP foram de 30, 33 e 18%, respectivamente, as quais correspondem a espécies com menos de 10 registros para cada área (**Fig. A.1**). Embora NF tenha sido a área com maior porcentagem de espécies raras, no caso das espécies muito abundantes foi à área com mais espécies (quatro), que representam 72% da abundância total da área. Enquanto as áreas de *Pinus*, foram dominadas por só duas espécies comedoras de plantas gramíneas (*Carminda paeon* e *Moneuptychia castrensis*) (Beccaloni et al. 2008) que representam quase 60% dos indivíduos para cada área. Estas espécies foram identificadas como espécies indicadoras, segundo a análise de IndVal, para as duas áreas (**Tabela 2**). O IndVal não indicou nenhuma espécie indicadora compartilhada entre NF e YP mas indicou uma para NF e OP (**Tabela 2**).

Tabela 2. Espécies indicadoras (IndVal) das áreas e plantas hospedeiras das larvas segundo Beccaloni et al. (2008).

Tratamento	Espécies	Valores IndVal	p.	Planta hospedeira
<i>Pinus</i> Novo	<i>Ypthimoides ochracea</i>	0.502	1.00E-04	Capim (Poaceae)
	<i>Parypthimoides phronius</i>	0.477	1.00E-04	Capim (Poaceae)
<i>Pinus</i> Velho	<i>Epiphile oreia</i>	0.421	0.0002	Lianas (Sapindaceae)
	<i>Memphis moruus</i>	0.361	0.0002	Árvores (Lauraceae)
	<i>Epiphile hubneri</i>	0.349	0.0086	Lianas (Sapindaceae)
Floresta Nativa	<i>Taygetis ypthima</i>	0.804	0.0001	Bambu (Poaceae)
	<i>Forsterinaria quantius</i>	0.625	0.0001	Bambu (Poaceae)
	<i>Opoptera fruhstorferi</i>	0.515	0.0001	Bambu (Poaceae)
	<i>Morpho portis</i>	0.262	0.0116	Bambu (Poaceae)
<i>Pinus</i> Novo + Velho	<i>Carminda paeon</i>	0.871	0.0001	Capim (Poaceae)
	<i>Moneuptychia castrensis</i>	0.865	0.0001	Capim (Poaceae)
	<i>Carminda griseldis</i>	0.629	0.0001	Capim (Poaceae)
	<i>Forsterinaria pronophila</i>	0.562	0.0002	Bambu (Poaceae)
	<i>Memphis hirta</i>	0.495	0.0001	Arbustos (Euphorbiaceae)
	<i>Archaeoprepona amphimachus</i>	0.446	0.0002	Árvores (Lauraceae)
	<i>Zaretis strigosus</i>	0.36	0.0019	Árvores (Flacourtiaceae)
	<i>Hermeuptychia</i> sp.	0.35	0.0025	Capim (Poaceae)
<i>Pinus</i> Velho + Floresta Nativa	<i>Eryphanis reevesii</i>	0.594	1.00E-04	Bambu (Poaceae)

A NF apresentou menor porcentagem de abertura do dossel do que os *Pinus* novos (YP) e velhos (OP), enquanto a abertura do dossel não foi afetada pela idade dos *Pinus* ($F = 62,76$, $DF = 23,32$, $P < 0,05$) (**Tabela B, Fig.5A**). As variáveis de temperatura e umidade apresentaram o mesmo padrão, indicando semelhança entre as áreas de YP e OP. Estas áreas apresentaram também a média dos valores de temperatura mais altos ($F = 8,16$; $DF = 20,21$; $P < 0,05$) e a média da umidade mais baixos ($F=43.47$, $DF=15.64$, $P<0.05$) em relação as áreas de NF (**Fig. 3B, C**).

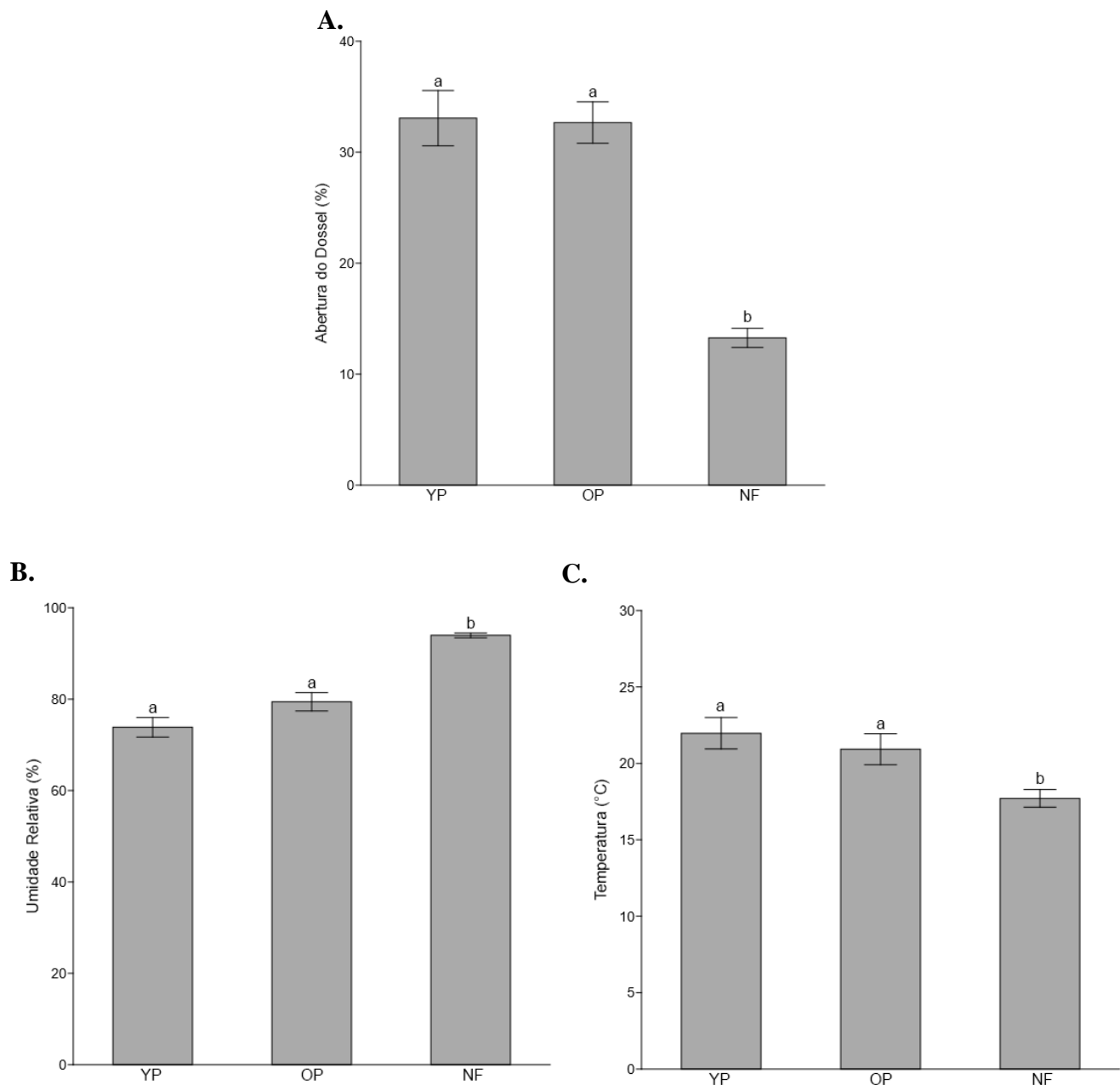


Fig. 7. Variação da porcentagem da abertura do dossel (A.), temperatura (B.) e umidade (C.) em plantações de *Pinus elliottii* de diferentes anos e Floresta Atlântica nativa no sul do Brasil (YP= *Pinus* Novo; OP= *Pinus* Velho; NF: Floresta Nativa). As barras representam o erro padrão e letras diferentes sobre as barras indicam diferenças estatísticas baseadas no teste de Tukey ($P < 0.05$ em todos os casos).

4. Discussão

As assembleias de borboletas frugívoras em monoculturas de *Pinus elliottii* são marcadamente diferentes das áreas de floresta nativas circundantes em termos de riqueza, abundância e composição. Este padrão é mantido mesmo em plantações de *Pinus* com 70 anos com sucessão florestal no sub-bosque que apesar de possuírem maior riqueza ainda não apresentam uma assembleia de borboletas similar as florestas nativas. Isto indica que, embora as plantações de *Pinus* possam ser utilizadas pelas borboletas frugívoras, 70 anos de sucessão florestal nestas monoculturas ainda possuem características de habitat e filtros ambientais que não permitem a montagem de assembleias semelhantes com a Floresta Atlântica.

Habitats de *Pinus* velho possuem uma estrutura vegetal densa, porém muito homogênea com a presença de espécies de plantas pioneiras (ervas, arbustos e arvoretas), características do primeiro e segundo estágio de sucessão, algumas mais tolerantes e de longa duração que se adaptaram aos fatores alelopáticos do solo produzido pelos compostos secundários das acículas dos pinheiros (Jackson & Willemsen, 1976). Outros fatores como a dispersão ativa de diásporos por vertebrados que utilizam a área de *Pinus* (Jansen & Hemerik, 2004; Forup et al. 2008; Ribeiro et al. 2015) e a disponibilidade de luz e umidade (Khurana & Singh., 2001) podem influenciar na velocidade da chegada e desenvolvimento das espécies de plantas de florestas nativas em áreas sujeitas a silvicultura. Em geral, as borboletas estão associadas com recursos larvais específicos. Esta estreita relação com a planta hospedeira limita a área de distribuição das borboletas, tornando-as restritas e vulneráveis a perturbações no ambiente. Se a planta hospedeira não consegue colonizar as áreas de *Pinus*, as borboletas também não conseguirão colonizar. Nesse sentido,

características associadas com a estrutura da vegetação e disponibilidade de plantas hospedeiras devem estar relacionados com os padrões de diversidade encontrados.

As áreas de silvicultura apresentaram valores maiores de riqueza de borboletas frugívoras do que as áreas de Floresta nativa. As áreas de *Pinus* estão compostas por espécies que apresentam hábitos generalistas e, comumente, são encontradas em áreas de bordas de floresta, vegetação secundária e ambientes antrópicos (Pardini et al. 2009; Doerr et al. 2010; Smith et al. 2013). Geralmente, estas áreas em sucessão retêm escassa diversidade de recursos alimentares para imaturos. Não registramos bambus nas áreas de *Pinus*, talvez limitados pela alelopatia, como consequência muitas espécies típicas das florestas nativas especialistas de bambu não ocorrem nas áreas de *Pinus*. Por outro lado, algumas espécies de Satyrini comedoras de plantas gramíneas, como *Carminda paeon* e *Moneuptychia castrensis*, alcançam grandes números populacionais no *Pinus*. O dossel mais baixo e mais aberto nas áreas de *Pinus*, também permite o acesso de espécies típicas de dossel de floresta, principalmente Charaxinae como *M. hirta*, *M. moruus* e *Z. strigosus* (Ribeiro & Freitas, 2012; Richter, 2018). Algumas destas espécies encontram plantas hospedeiras nas áreas de *Pinus*, como *M. hirta* que oviposita em arbustos de *Croton* sp. Ao mesmo tempo, a estrutura vegetal destas áreas em sucessão (principalmente o *Pinus* novo), que se caracteriza por uma maior abertura de dossel e maior entrada de luz necessária para o processo de termorregulação e produção de recursos para os adultos (Sant'Anna et al. 2014), favorece a mobilidade das borboletas entre fragmentos. Assim, algumas espécies que estão se movimentando e procurando um habitat florestal mais adequado poderiam utilizar estas áreas como corredores com menor risco de predação e baixo custo energético como certos machos de *Morpho* spp. que possuem forma das asas associada ao planeio que

permite percorrer longas distancias (DeVries et al. 2010). Entretanto, o valor destas áreas de silvicultura para grande parte das espécies especialistas de floresta é limitado, visto que ocorrem em florestas mais estruturadas com maior quantidade de recursos e diversidade de nichos tanto para adultos quanto para imaturos.

Estudos que avaliaram o impacto das perturbações na diversidade de borboletas em áreas de produção agrícola, monoculturas, ou em processo de restauração indicam que estas áreas contribuem na conservação deste grupo taxonômico contendo uma diversa lista de espécies (Barlow et al. 2007; Uehara et al. 2005; Fonseca et al. 2009, Asmah et al. 2016; Cambui et al. 2017). Fonseca et al. (2009) em um estudo multitaxa realizado na FLONA-SPF, indicaram que as borboletas foram o único táxon super-representado nas áreas de *Pinus* e sugerem que este padrão pode estar associado com a alta vagilidade do grupo. Além disso, eles concluem que áreas de silviculturas não são intrinsecamente pobres em biodiversidade e com boas práticas de sustentabilidade poderiam contribuir na conservação da Mata atlântica. Nossos resultados contrariam em parte esta ideia, visto que o manejo sustentável em áreas nas quais seus ambientes nativos foram completamente modificados e logo entrarão em processo de sucessão, podem ajudar na manutenção de algumas poucas populações de borboletas, mas não compreendem assembleias típicas da Floresta Ombrófila Mista. Essa diversidade de espécies das áreas de silviculturas possivelmente representam um “novo” ecossistema (Hobbs et al. 2006) que possui uma combinação de condições, completamente diferentes dos campestres originais e marcadamente diferentes da Floresta Atlântica nativa. Notavelmente, as assembleias são compostas por espécies oportunistas e euritópicas adaptadas a diversos tipos de ambientes em sucessão e habitats perturbados, com poucos requisitos de microhabitat para manter suas populações.

Ao considerarmos plantações de *Pinus* convencionais, que normalmente apresentam um corte e rotação de indivíduos a cada 5-8 anos, não é possível estabelecer uma assembleia de floresta por apresentar condições bióticas e abióticas diferentes, não trazendo benefícios para a conservação de espécies locais. Já na situação de um ambiente com maior tempo em sucessão, e mesmo sendo áreas com monoculturas abandonadas após a suspensão do corte e rotação dos talhões de *Pinus*, continuam se apresentando condições diferentes. Isto pode explicar os valores de substituição de espécies entre áreas de *Pinus* e as áreas de floresta nativa, onde esta combinação de condições poderia estar favorecendo a coexistência de espécies (espécies pré-existentes + espécies novas) que, a longo tempo, poderá fornecer serviços ecossistêmicos para esse novo habitat típico de áreas com *Pinus* que contribui com a conservação de algumas espécies, mas restritiva para especialistas de florestas (Hobbs et al. 2009).

Muito embora as monoculturas consigam sustentar algumas destas espécies ao longo prazo, elas exigem um plano de manejo adequado que permitam mitigar os impactos nas áreas naturais. Dentro dos princípios de manejo de monoculturas que influenciam a conservação de espécies, a substituição de campos naturais gera um impacto maior em comparação com a substituição de áreas com floresta nativa (Overbeck et al. 2007; Fonseca et al. 2009). Assim, não só a escolha das áreas para implantação das silviculturas deve ser levada em conta, as espécies a serem implantadas são parte importante do processo, principalmente quando se trata de monoculturas de espécies exóticas. A monocultura com espécies nativas ajuda na manutenção do conjunto de espécies regionais de borboletas frugívoras, diminuindo ainda mais os impactos e no mesmo tempo, aporta de maneira sustentável a economia.

A idade não é o único parâmetro para medir a capacidade de um ecossistema para se recuperar e, conseqüentemente, reter espécies locais. Um ecossistema drasticamente alterado, como os tipos de silvicultura impostos no Brasil, dificilmente voltará ter as mesmas condições originais, mesmo sendo uma regeneração monitorada. Existem diversas variáveis que podem influenciar direta ou indiretamente neste processo, o que o torna multidirecional. Na hora da implementação de silviculturas, se recomenda a prática sustentável mediante o uso de espécies nativas madeireiras em áreas florestais contribuindo com a conservação dos campos e, por outro lado, favorecerá diferentes áreas na indústria florestal brasileira. Outro fato a se destacar, é que as condições de estabelecimento dos campos nativos antes existentes nunca serão recobradas, portanto, a sucessão será florestal, o que implica que várias espécies de borboletas exclusivas dos campos de altitude serão deslocadas, ou extintas localmente, e substituídas por espécies generalistas de floresta (Quadros 2009). O surgimento desse “novo” ecossistema ecológico vai de encontro as práticas de conservação, visto que extingue uma formação nativa e nunca se tornará efetivamente uma Floresta Atlântica.

Agradecimentos

Este estúdio foi financiado pelo Joan Mosenthal DeWind Award 2018 e a Fundação CAPES. Os autores agradecem ao Laboratório de Ecologia de insetos (UFRGS) e o Laboratório de Ecologia de Lepidoptera (UFPel). Ao Claudio Mondin pela ajuda na caracterização florística das áreas e o João Pedro Mondin pela colaboração na parte gráfica.

Referências bibliográficas

- Asmah, S., Ghazali, A., Syafiq, M., Yahya, M. S., Peng, T. L., Norhisham, A. R., Puan C.L.; Azhar B. & Lindenmayer, D. B. (2017). Effects of polyculture and monoculture farming in oil palm smallholdings on tropical fruit-feeding butterfly diversity. *Agricultural and forest entomology*, 19(1), 70-80.
- Backes, A. (1999). Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil—II. *Pesquisas (Botânica)*, 49, 31-52.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Avila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., da Silva, M.N.F., da Silva Motta, C., Peres, C.A (2007a). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18555-18560.
- Beccaloni, G. W., Vilorio, A. L., Hall, S. K., & Robinson, G. S. (2008). Catalogue of the hostplants of the Neotropical butterflies. *Sociedad Entomológica Aragonesa*.
- Bentancur-Viglione, M. G., Pérez-Piedrabuena, F., & Kaminski, L. A. (2017). First Record of *Synargis gorpa* (Lepidoptera: Riodinidae) in the Pampean Grasslands of Uruguay. *The Journal of the Lepidopterists' Society*, 71(2), 122-126.
- Berry, B., Schooley, R. L., & Ward, M. P. (2017). Landscape context affects use of restored grasslands by mammals in a dynamic agroecosystem. *The American Midland Naturalist*, 177(2), 165-183.
- Brito, M. M., Ribeiro, D. B., Raniero, M., Hasui, E., Ramos, F. N., & Arab, A. (2014). Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented

landscape: variation of seasonality between habitat specialists. *Journal of insect conservation*, 18(4), 547-560.

Brown Jr, K. S., & Freitas, A. V. L. (2000). Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation 1. *Biotropica*, 32(4b), 934-956. Brown Jr, K. S. (1991). Conservation of neotropical environments: insects as indicators. *The conservation of insects and their habitats*, 349, 404.

Cambui, E. C. B., de Vasconcelos, R. N., Mariano-Neto, E., Viana, B. F., & Cardoso, M. Z. (2017). Positive forestry: The effect of rubber tree plantations on fruit feeding butterfly assemblages in the Brazilian Atlantic forest. *Forest ecology and management*, 397, 150-156.

Cardillo, M., Mace, G. M., Gittleman, J. L., Jones, K. E., Bielby, J., & Purvis, A. (2008). The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1641), 1441-1448. Doi: 10.1098/rspb.2008.0179

Casas, G., Darski, B., Ferreira, P. M., Kindel, A., & Müller, S. C. (2016). Habitat structure influences the diversity, richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 503-524.

Cerqueira, R., Brant, A., Nascimento, M. T., & Pardini, R. (2003). *Fragmentação: alguns conceitos. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF*, 23-40.

Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage- based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.

Chao, A., & Jost, L. (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(8), 873-882.

- Chao, A., Ma, K. H., and Hsieh, T. C. (2017). iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User's Guide published at: [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software%20download/)
- Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large- scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48(6), 716-730.
- Dean, W. (1997). A Ferro e fogo a história da devastação da mata atlântica brasileira. São Paulo: *Companhia das letras*.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.
- Duarte, L. S., Dillenburg, L. R., & Rosa, L. M. G. (2002). Assessing the role of light availability in the regeneration of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). *Australian Journal of Botany*, 50(6), 741-751.
- Dufrêne M, Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345–366.
- DeVRIES, P. J., Murray, D., & Lande, R. (1997). Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological journal of the Linnean Society*, 62(3), 343-364.
- DeVries, P. J., Penz, C. M., & Hill, R. I. (2010). Vertical distribution, flight behaviour and evolution of wing morphology in *Morpho* butterflies. *Journal of Animal Ecology*, 79(5), 1077-1085.
- Doerr, V. A. J., Doerr, E. D., & Davies, M. J. (2010). Does structural connectivity facilitate dispersal of native species in Australia's fragmented terrestrial landscapes. *CEE Rev*, 8, 70.

- Dolibaina, D. R., Dias, F. M. S., Mielke, O. H. H., & Casagrande, M. M. (2013). Taxonomy of the 'Synargis axenus complex' belonging to the 'Synargis regulus' species group, with a phylogenetic reassessment of the genus *Synargis* Hübner, 1819 (Lepidoptera: Riodinidae: Nymphidiini). *Zoological Journal of the Linnean Society*, *168*(3), 427-451.
- Fonseca, C.R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C.G., Boelter, C.R., Brescovit, A.D., Campos, L.M., Fleck, T., Fonseca, V.S., Hartz, S.M., Joner, F., Kaffer, M.I., Leal-zan- chet, A.M., Marcelli, M.P., Mesquita, A.S., Mondin, C.A., Paz, C.P., Petry, M.V., Piovensan, F.N., Putzke, J., Stranz, A., Vergara, M., Vieira, E.M., (2009). Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, *142*(6), 1209-1219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.017>.
- Forup, M. L., Henson, K. S., Craze, P. G., & Memmott, J. (2008). The restoration of ecological interactions: plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, *45*(3), 742-752. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01390.x>
- Freitas, A. V. L.; Iserhard, C. A.; Santos, J. P.; Carreira, J. Y. O.; Ribeiro, D. B.; Melo, D. H. A.; Rosa. A. H. B.; Marini-Filho, O. J.; Accacio, G. M.; Uehara-Prado, M. (2014). Studies with butterfly bait traps: an overview. *Revista Colombiana de Entomología*, *40*(2), 203-212.
- Grimbacher, P. S., & Catterall, C. P. (2007). How much do site age, habitat structure and spatial isolation influence the restoration of rainforest beetle species assemblages? *Biological Conservation*, *135*(1), 107-118.
- Geary, T. F. (2001). Afforestation in Uruguay: Study of a changing landscape. *Journal of Forestry*, *99*(7), 35-39.

- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management*, 148(1-3), 185-206.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Hill, J. K., & Hamer, K. C. (1998). Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, 35(3), 458-460.
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24(11), 599-605.
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., ... & Norton, D. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- Iserhard, C. A., Romanowski, H. P., Richter, A., & Mendonça Jr, M. D. S. (2017). Monitoring temporal variation to assess changes in the structure of subtropical Atlantic Forest butterfly communities. *Environmental entomology*, 46(4), 804-813.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade- ICMBio. Unidades de conservação- Mata Atlântica: Floresta Nacional de San Francisco de Paula. *Disponível em:* <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomasbrasileiros/mataatlantica/unidades-de-conservacao-mata-atlantica/2213-flona-desao-francisco-de-paula>. Acesso em: 10 abril 2019.

- Jackson, J. R., & Willemsen, R. W. (1976). Allelopathy in the first stages of secondary succession on the piedmont of New Jersey. *American Journal of Botany*, 63(7), 1015-1023.
- Jansen, P. A., Bongers, F., & Hemerik, L. (2004). Seed mass and mast seeding enhance dispersal by a neotropical scatter- hoarding rodent. *Ecological Monographs*, 74(4), 569-589.
- Jost, L. (2010). The relation between evenness and diversity. *Diversity*, 2(2), 207-232.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.
- Kanowski, J., Catterall, C. P., & Wardell-Johnson, G. W. (2005). Consequences of broadscale timber plantations for biodiversity in cleared rainforest landscapes of tropical and subtropical Australia. *Forest Ecology and Management*, 208(1-3), 359-372.
- Khurana, E., & Singh, J. S. (2001). Ecology of tree seed and seedlings: implications for tropical forest conservation and restoration. *Current Science*, 748-757.
- Kimura, F., Sato, M., & Kato-Noguchi, H. (2015). Allelopathy of pine litter: delivery of allelopathic substances into forest floor. *Journal of Plant Biology*, 58(1), 61-67.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon C., Bierregaard R. O., Laurance S. G. & Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22- year investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Lemmon, P. E. (1956). A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest science*, 2(4), 314-320.

- Lonsdale, W. M. (1988). Predicting the amount of litterfall in forests of the world. *Annals of Botany*, 61(3), 319-324.
- Luza, A. L., Carlucci, M. B., Hartz, S. M., & Duarte, L. D. (2014). Moving from forest vs. grassland perspectives to an integrated view towards the conservation of forest–grassland mosaics. *Natureza & Conservação*, 2(12), 166-169.
- Martínez, E., Rös, M., Bonilla, M. A., & Dirzo, R. (2015). Habitat heterogeneity affects plant and arthropod species diversity and turnover in traditional cornfields. *PloS one*, 10(7), e0128950.
- Malysz, M., & Overbeck, G. E. (2018). Distinct tree regeneration patterns in Araucaria forest and old monoculture tree plantations. *Brazilian Journal of Botany*, 41(3), 621-629.
- May, R. M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. *Ecology and evolution of communities*, 81-120.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.
- Moore, J. W. (2017). The Capitalocene, Part I: On the nature and origins of our ecological crisis. *The Journal of Peasant Studies*, 44(3), 594-630.

- Munguira, M. L., García-Barros, E., & Cano, J. M. (2009). Butterfly herbivory and larval ecology. *Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, 43-54.
- Oliveira-Filho, A. T., Budke, J. C., Jarenkow, J. A., Eisenlohr, P. V., & Neves, D. R. (2013). Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8(3), 242-260.
- Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., ... & Forneck, E. D. (2007). Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(2), 101-116.
- Paolucci, L. N., Schoederer, J. H., Brando, P. M., & Andersen, A. N. (2017). Fire-induced forest transition to derived savannas: Cascading effects on ant communities. *Biological conservation*, 214, 295-302.
- Pardini, R., Faria, D., Accacio, G. M., Laps, R. R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M. L., Dixo M., & Baumgarten, J. (2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6), 1178-1190.
- Penz, C. M., Simonsen, T. J., & DeVries, P. J. (2011). A new *Orobrassolis* butterfly (Nymphalidae, Brassolini): a casualty of habitat destruction. *Zootaxa*, 2740(1), 35-43.
- Pillar, V.D. & Quadros, F.L.F. (1997). Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12: 119-126.
- Quadros, M. T. Diversidade e composição da Assembléia de Borboletas (Lepidoptera: Papilionidae e Hesperidae) em Diferentes Ambientes da Floresta Nacional de São

- Francisco de Paula, RS. (2009). Dissertação (mestrado em Biologia Animal) - Universidad Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- R Development Core Team. (2018). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.Rproject.org/>.
- Reis, M.S.D., Ladio, A., Peroni, N (2014). Landscapes with Araucaria in South America: evidence for a cultural dimension. *Ecology and Society*, 19(2). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06163-190243>
- Ribeiro, D. B., & Freitas, A. V. (2012). The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. *Journal of insect conservation*, 16(5), 733-744. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9458-3>
- Ribeiro, S., Espirito Santo, N., Delabie, J., & Majer, J. (2013). Competition, resources and the ant (Hymenoptera: Formicidae) mosaic: a comparison of upper and lower canopy. *Mycological Progress*, 18, 113-120.
- Ribeiro da Silva, F., Montoya, D., Furtado, R., Memmott, J., Pizo, M. A., & Rodrigues, R. R. (2015). The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology*, 23(6), 852-860. <https://doi.org/10.1111/rec.12244>
- Ribeiro, D. B., Prado, P. I., Brown Jr, K. S., & Freitas, A. V. (2008). Additive partitioning of butterfly diversity in a fragmented landscape: importance of scale and implications for conservation. *Diversity and Distributions*, 14(6), 961-968. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2008.00505.x
- Richardson, D. M. (1998). Forestry trees as invasive aliens. *Conservation biology*, 12(1), 18-26.

- Richter, A. 2018. Estratificação vertical em borboletas frugívoras: diversidade taxonômica combinada a abordagem funcional e filogenética em uma região de Mata Atlântica. M. S. Thesis, Universidade Federal de Pelotas
- Santos, J. P. D., Iserhard, C. A., Teixeira, M. O., & Romanowski, H. P. (2011). Fruit-feeding butterflies guide of subtropical Atlantic Forest and Araucaria Moist Forest in State of Rio Grande do Sul, Brazil. *Biota Neotropica*, 11(3), 253-274.
- Santos, J. P., Marini-Filho, O. J., Freitas, A. V. L., & Uehara-Prado, M. (2016). Monitoramento de borboletas: o papel de um indicador biológico na gestão de unidades de conservação. *Biodiversidade Brasileira*, (1), 87-99.
- Sant'Anna, C. L., Ribeiro, D. B., Garcia, L. C., & Freitas, A. V. (2014). Fruit-feeding butterfly communities are influenced by restoration age in tropical forests. *Restoration Ecology*, 22(4), 480-485.
- Souza, A. F. (2007). Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology*, 32(5), 524-533.
- Smith, F. P., Prober, S. M., House, A. P., & McIntyre, S. (2013). Maximizing retention of native biodiversity in Australian agricultural landscapes—the 10: 20: 40: 30 guidelines. *Agriculture, ecosystems & environment*, 166, 35-45.
- Smith, B. D., & Zeder, M. A. (2013). The onset of the Anthropocene. *Anthropocene* 4: 8–13. *Find this resource.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ancene.2013.05.0>
- Stranz, A. (2003). Análise histórica da Floresta Nacional de São Francisco de Paula (1965-2000): a utilização do Sistema de Informação Geográfica como ferramenta para o

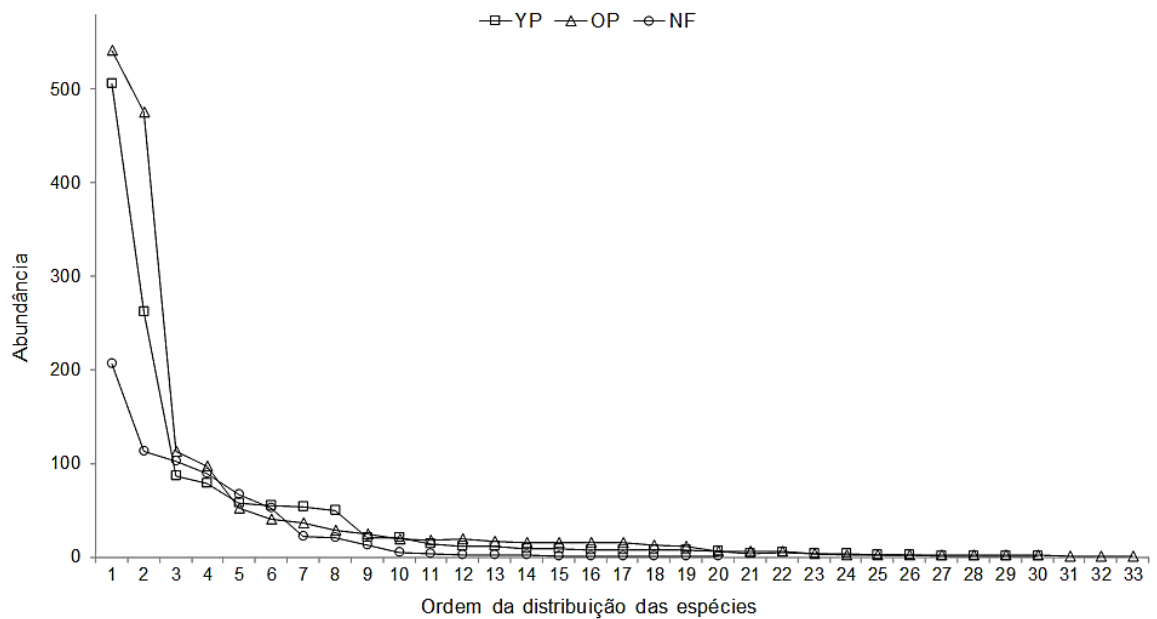
monitoramento ambiental. *Monografia (Graduação) Universidade do Vale do Rio dos Sinos–UNISINOS–RS, São Leopoldo.*

Uehara-Prado, M., de Oliveira Fernandes, J., de Moura Bello, A., Machado, G., Santos, A. J., Vaz-de-Mello, F. Z., & Freitas, A. V. L. (2009). Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1220-1228.

Uehara-Prado, M., Brown Jr, K. S., & Freitas, A. V. L. (2005). Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the South Brazilian Atlantic Forest. *Journal of the Lepidopterists' Society*.

APENDICE A

Figura A. Curva da distribuição da abundância das espécies de borboletas frugívoras amostradas na Floresta Nacional (FLONA-SFP) de São Francisco de Paula em áreas de *Pinus elliottii* de aproximadamente 20 anos (*Pinus* Novo - YP) e 70 anos (*Pinus* Velho - OP) e uma Floresta Atlântica nativa (Floresta Nativa - NF).



APENDICE B

Tabela A. Lista de borboletas frugívoras amostradas na Floresta Nacional (FLONA-SFP) de São Francisco de Paula em áreas de *Pinus elliottii* de aproximadamente 20 anos (*Pinus* Novo- YP) e 70 anos (*Pinus* Velho OP) e uma Floresta Atlântica nativa (Floresta Nativa-NF) entre outubro a dezembro 2016-2017 e janeiro a Março 2017-2018.

Espécies	<i>Pinus</i> Novo	<i>Pinus</i> Velho	Floresta Nativa
BIBLIDINAE			
Biblidini			
<i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1779)	0	2	0
Catonephelini			
<i>Catonephele sabrina</i> (Hewitson, 1852)	1	0	0
Ageroniini			
<i>Hamadryas amphinome</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	0
<i>Hamadryas epinome</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	5	6	0
Epiphelini			
<i>Epiphile hubneri</i> Hewitson, 1861	6	17	2
<i>Epiphile orea</i> (Hübner, [1823])	4	29	1
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)	0	0	1
Callicorini			
<i>Diaethria candrena</i> (Godart, [1824])	0	0	1
CHARAXINAE			
Anaeini			
<i>Zaretis strigosus</i> (Gmelin, [1790])	9	16	0
<i>Memphis hirta</i> (Weymer, 1907)	49	19	0
<i>Memphis moruus</i> (Fabricius, 1775)	2	15	0
Preponini			
<i>Archaeoprepona chalciope</i> (Hübner, [1823])	14	25	22
<i>Archaeoprepona amphimachus</i> (Fabricius, 1775)	20	18	2
<i>Archaeoprepona demophon</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	1
<i>Archaeoprepona demophoon</i> (Hübner, [1814])	3	3	0
<i>Prepona proschion</i> (Hübner, [1814])	1	0	0

SATYRINAE
Morphini

<i>Morpho aega</i> (Hübner, [1822])	0	0	1
<i>Morpho epistrophus</i> (Fabricius, 1796)	21	41	52
<i>Morpho portis</i> (Hübner, [1821])	0	0	5

Brassolini

<i>Blepolenis bassus</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	7	2	0
<i>Blepolenis batea</i> (Hübner, [1821])	0	1	0
<i>Caligo martia</i> (Godart, [1824])	9	6	4
<i>Eryphanis reevesii</i> (E. Doubleday, [1849])	8	37	89
<i>Opoptera fruhstorferi</i> (Röber, 1896)	0	2	67
<i>Narope cyllastros</i> E. Doubleday, [1849]	0	2	1

Satyrini

<i>Eteona tisiphone</i> (Boisduval, 1836)	4	2	0
<i>Pedaliodes phanias</i> (Hewitson, 1862)	2	1	2
<i>Capronnieria galesus</i> (Godart, [1824])	1	2	0
<i>Carminda griseldis</i> (Weymer, 1911)	54	113	0
<i>Carminda paeon</i> (Weymer, 1911)	262	541	21
<i>Godartiana muscosa</i> (A. Butler, 1870)	1	0	0
<i>Hermeuptychia</i> sp. Forster, 1964	12	12	0
<i>Moneuptychia castrensis</i> (Schaus, 1902)	506	475	0
<i>Moneuptychia soter</i> (A. Butler, 1877)	8	6	0
<i>Paryphthimoides phronius</i> (Godart, [1824])	57	13	0
<i>Forsterinaria quantius</i> (Godart, [1824])	12	16	113
<i>Forsterinaria necys</i> (Godart, [1824])	78	97	103
<i>Forsterinaria pronophila</i> (A. Butler, 1867)	55	52	13
<i>Taygetis ypthima</i> (Hübner, 1821)	8	16	206
<i>Ypthimoides ochracea</i> (A. Butler, 1867)	87	19	0
Total	1306	1609	707

APENDICE C

Tabela B. Lista de espécies e tipo de habito das plantas presentes na Floresta Nacional (FLONA-SFP) de São Francisco de Paula em áreas de *Pinus elliottii* de aproximadamente 20 anos (*Pinus* Novo- YP) e 70 anos (*Pinus* Velho OP) e uma Floresta Floresta Atlântica nativa (Floresta Nativa-NF) entre outubro a dezembro 2016-2017 e Janeiro a Março 2017-2018.

Espécie	Família	Hábito	Área
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Aquifoliaceae	Árvore	YP
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St. – Hil.	Aquifoliaceae	Árvore	YP
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.Barroso	Asteraceae	Arbusto	YP
<i>Calea pinnatifida</i> (R. Br.) Less.	Asteraceae	Arbusto	YP
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Polak.	Asteraceae	Erva	YP
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Asteraceae	Erva	YP
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Link ex Spreng.) DC.	Asteraceae	Erva	YP
<i>Mikania glomerata</i> Spreng.	Asteraceae	Trepadeira	YP
<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	Asteraceae	Trepadeira	YP
<i>Piptocarpha ramboi</i> G.Lom.Sm.	Asteraceae	Árvore	YP
<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae	Trepadeira	YP
<i>Neoblechnum brasiliense</i> (Desv.) Gasper & V.A.O.Dittrich	Blechnaceae	Erva	YP
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae	Árvore	YP
Cucurbitaceae 1	Cucurbitaceae	Trepadeira	YP
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Dicksoniaceae	Arbusto	YP
<i>Rumohra adiantiformis</i> (Forst.) Ching	Dryopteridaceae	Erva	YP
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	Árvore	YP
<i>Desmodium</i> sp.	Fabaceae	Erva	YP
<i>Chaetogastra clinopodifolia</i> DC.	Melastomataceae	Erva	YP
Melastomataceae 1	Melastomataceae	Arbusto	YP

<i>Passiflora caerulea</i> L.	Passifloraceae	Trepadeira	YP
<i>Pinus elliotii</i>	Pinaceae	Árvore	YP
<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw.) Munro ex Benth.	Poaceae	Erva	YP
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae	Árvore	YP
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Primulaceae	Árvore	YP
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Primulaceae	Árvore	YP
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	Rhamnaceae	Arbusto	YP
<i>Rubus</i> sp.	Rosaceae	Arbusto	YP
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	Árvore	YP
<i>Cupania vernalis</i> Camb.	Sapindaceae	Árvore	YP
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	Árvore	YP
<i>Aureliana wettsteiniana</i> (Witasek) Hunz. & Barbosa	Solanaceae	Arbusto	YP
<i>Solanum ramulosum</i> Sendtn.	Solanaceae	Arbusto	YP
<i>Solanum</i> sp.	Solanaceae	Arbusto	YP
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	Symplocaceae	Árvore	YP
<i>Thelypteris</i> sp.	Thelypteridaceae	Erva	YP
<i>Pilea</i> sp.	Urticaceae	Erva	YP
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urban	Apiaceae	Erva	YP
<i>Mikania</i> sp.	Asteraceae	Trepadeira	YP
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae	Árvore	YP
<i>Blechnum tabulare</i> (Thunb.) Kuhn	Blechnaceae	Erva	YP
<i>Cyperus</i> sp.	Cyperaceae	Erva	YP
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	Dennstaedtiaceae	Erva	YP
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	Lycopodiaceae	Erva	YP
<i>Eucalyptus</i> sp.	Myrtaceae	Árvore	YP
<i>Panicum</i> sp.	Poaceae	Erva	YP
<i>Pleopeltis hirsutissima</i> (Raddi) de la Sota	Polypodiaceae	Erva	YP
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	Árvore	YP
<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng.) Hicken	Amaranthaceae	Erva	YP
<i>Orthosia scoparia</i> (Nutt.) Liede & Meve	Apocynaceae	Trepadeira	YP
<i>Baccharis anomala</i> DC.	Asteraceae	Arbusto	YP

<i>Baccharis conyzoides</i> (Less.) DC.	Asteraceae	Arbusto	YP
<i>Baccharis</i> spp.	Asteraceae	Arbusto	YP
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Asteraceae	Arbusto	YP
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Arbusto	YP
<i>Conyza</i> sp.	Asteraceae	Erva	YP
<i>Grazielia serrata</i> (Spreng.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Arbusto	YP
<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	Asteraceae	Erva	YP
<i>Blechnum auriculatum</i> Cav.	Blechnaceae	Erva	YP
<i>Leandra</i> sp.	Melastomataceae	Arbusto	YP
Melastomataceae 2	Melastomataceae	Arbusto	YP
Melastomataceae 3	Melastomataceae	Arbusto	YP
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	Melastomataceae	Erva	YP
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae	Árvore	YP
<i>Phytolacca thyrsoflora</i> Fenzl ex J.A. Schmidt	Phytolaccaceae	Arbusto	YP
<i>Saccharum angustifolium</i> (Ness) Trin.	Poaceae	Erva	YP
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	Poaceae	Erva	YP
<i>Adiantopsis chlorophylla</i> (Sw.) Fée	Pteridaceae	Erva	YP
<i>Coccocypselum condalia</i> Pers.	Rubiaceae	Erva	YP
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Rubiaceae	Erva	YP
<i>Calibrachoa sellowiana</i> (Sendtn.) Wijsman	Solanaceae	Erva	YP
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	Arbusto	YP
<i>Solanum variabile</i> Mart.	Solanaceae	Arbusto	YP
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Solanaceae	Erva	YP
<i>Verbena</i> sp.	Verbenaceae	Erva	YP
<hr/>			
<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers.	Asteraceae	Arbusto	OP
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.Barroso	Asteraceae	Arbusto	OP
<i>Baccharis</i> spp.	Asteraceae	Arbusto	OP
<i>Calyptocarpus brasiliensis</i> (Nees & Mart.) B. Turner	Asteraceae	Erva	OP
<i>Conyza</i> sp.	Asteraceae	Erva	OP
<i>Grazielia serrata</i> (Spreng.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Arbusto	OP
<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	Asteraceae	Trepadeira	OP

<i>Mikania</i> spp.	Asteraceae	Trepadeira	OP
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Dicksoniaceae	Arbusto	OP
<i>Crocosmia crocosmiiflora</i> (Lemoine ex Morren) N.E.Br.	Iridaceae	Erva	OP
Poaceae 1	Poaceae	Erva	OP
<i>Clematis dioica</i> L.	Ranunculaceae	Trepadeira	OP
<i>Solanum corymbiflorum</i> (Sendtn.) Bohs	Solanaceae	Arbusto	OP
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	Arbusto	OP
<i>Thelypteris</i> sp.	Thelypteridaceae	Erva	OP
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Thymelaeaceae	Árvore	OP
<i>Lippia ramboi</i> Moldenke	Verbenaceae	Arbusto	OP
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urban	Apiaceae	Erva	OP
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Aquifoliaceae	Árvore	OP
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St. – Hil.	Aquifoliaceae	Árvore	OP
<i>Baccharis anomala</i> DC.	Asteraceae	Arbusto	OP
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Asteraceae	Arbusto	OP
<i>Piptocarpha ramboi</i> G.Lom.Sm.	Asteraceae	Árvore	OP
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae	Árvore	OP
<i>Neoblechnum brasiliense</i> (Desv.) Gasper & V.A.O.Dittrich	Blechnaceae	Erva	OP
<i>Lonicera japonica</i> Thunb. ex Murray	Caprifoliaceae	Trepadeira	OP
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	Árvore	OP
<i>Stillingia oppositifolia</i> Baill. ex Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Árvore	OP
<i>Miconia hyemalis</i> St. Hil. & Naud ex Naud	Melastomataceae	Arbusto	OP
<i>Acca sellowiana</i> (O.Berg) Burret	Myrtaceae	Árvore	OP
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	Árvore	OP
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae	Árvore	OP
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae	Árvore	OP
Myrtaceae 1	Myrtaceae	Árvore	OP
<i>Pinus elliotii</i>	Pinaceae	Árvore	OP
<i>Panicum</i> sp.	Poaceae	Erva	OP
<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw.) Munro ex Benth.	Poaceae	Erva	OP
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae	Árvore	OP

<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Primulaceae	Árvore	OP
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Primulaceae	Árvore	OP
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	Árvore	OP
<i>Smilax</i> sp.	Smilacaceae	Trepadeira	OP
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Solanaceae	Árvore	OP
<i>Solanum</i> spp.	Solanaceae	Arbusto	OP
<i>Solanum ramulosum</i> Sendtn.	Solanaceae	Arbusto	OP
<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	Solanaceae	Arbusto	OP
<i>Pilea</i> sp.	Urticaceae	Erva	OP
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	Árvore	OP
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Asteraceae	Erva	OP
<i>Blechnum tabulare</i> (Thunb.) Kuhn	Blechnaceae	Erva	OP
<i>Scleria</i> sp.	Cyperaceae	Erva	OP
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	Dennstaedtiaceae	Erva	OP
<i>Rumohra adiantiformis</i> (Forst.) Ching	Dryopteridaceae	Erva	OP
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	Árvore	OP
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Lauraceae	Árvore	OP
<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	Árvore	OP
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	Lycopodiaceae	Erva	OP
<i>Leandra</i> spp.	Melastomataceae	Arbusto	OP
Melastomataceae 1	Melastomataceae	Arbusto	OP
<i>Paspalum</i> sp.	Poaceae	Erva	OP
<i>Rubus</i> sp.	Rosaceae	Arbusto	OP
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Rubiaceae	Erva	OP
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	Árvore	OP
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	Solanaceae	Erva	OP
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	Symplocaceae	Árvore	OP
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	Symplocaceae	Árvore	OP
<i>Laplacea acutifolia</i> (Wawra) Kobuski	Theaceae	Árvore	OP
<i>Daphnopsis racemosa</i> Meiss.	Thymelaeaceae	Arbusto	OP
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St. – Hil.	Aquifoliaceae	Árvore	NF

<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	Árvore	NF
<i>Maytenus</i> sp.	Celastraceae	Árvore	NF
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae	Árvore	NF
<i>Stillingia oppositifolia</i> Baill. ex Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Árvore	NF
<i>Inga</i> sp.	Fabaceae	Árvore	NF
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez.	Lauraceae	Árvore	NF
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae	Árvore	NF
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	Árvore	NF
<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	Árvore	NF
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	Myrtaceae	Árvore	NF
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg.	Myrtaceae	Árvore	NF
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae	Árvore	NF
<i>Myrceugenia</i> spp.	Myrtaceae	Árvore	NF
Myrtaceae 1	Myrtaceae	Árvore	NF
Myrtaceae 2	Myrtaceae	Árvore	NF
<i>Piper aduncum</i> L.	Piperaceae	Arbusto	NF
<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw.) Munro ex Benth.	Poaceae	Erva	NF
<i>Rubus</i> sp.	Rosaceae	Arbusto	NF
<i>Rudgea parquiioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	Rubiaceae	Arbusto	NF
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	Árvore	NF
<i>Cupania vernalis</i> Camb.	Sapindaceae	Árvore	NF
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	Árvore	NF
<i>Aureliana wettsteiniana</i> (Witasek) Hunz. & Barbosa	Solanaceae	Arbusto	NF
<i>Solanum ramulosum</i> Sendtn.	Solanaceae	Arbusto	NF
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Solanaceae	Árvore	NF
<i>Lippia ramboi</i> Moldenke	Verbenaceae	Arbusto	NF
<i>Mikania</i> spp.	Asteraceae	Trepadeira	NF
<i>Piptocarpha ramboi</i> G.Lom.Sm.	Asteraceae	Árvore	NF
<i>Blechnum binervatum</i> (Poir.) C.V. Morton & Lellinger	Blechnaceae	Erva	NF
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae	Árvore	NF
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Dicksoniaceae	Arbusto	NF

<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Euphorbiaceae	Árvore	NF
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Lauraceae	Árvore	NF
<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	Lauraceae	Árvore	NF
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	Árvore	NF
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Lauraceae	Árvore	NF
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	Árvore	NF
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand) D.Legrand	Myrtaceae	Árvore	NF
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	Myrtaceae	Árvore	NF
<i>Piper xylosteioides</i> (Hunth) Steudel	Piperaceae	Erva	NF
<i>Merostachys multiramea</i> Hackel	Poaceae	Arbusto	NF
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	Árvore	NF
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Rutaceae	Árvore	NF
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae	Árvore	NF
<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.	Anemiaceae	Erva	NF
<i>Annona</i> sp.	Annonaceae	Árvore	NF
<i>Hydrocotyle quinqueloba</i> Ruiz & Pav.	Araliaceae	Erva	NF
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Asteraceae	Árvore	NF
<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	Asteraceae	Trepadeira	NF
<i>Neoblechnum brasiliense</i> (Desv.) Gasper & V.A.O.Dittrich	Blechnaceae	Erva	NF
<i>Rumohra adiantiformis</i> (Forst.) Ching	Dryopteridaceae	Erva	NF
<i>Cuphea</i> sp.	Lythraceae	Erva	NF
<i>Leandra</i> spp.	Melastomataceae	Arbusto	NF
Melastomataceae 1	Melastomataceae	Arbusto	NF
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	Monimiaceae	Arbusto	NF
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Primulaceae	Árvore	NF
<i>Citrus</i> sp.	Rutaceae	Árvore	NF
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	Árvore	NF
<i>Allophylus edulis</i> (St. Hil.) Radlk.	Sapindaceae	Árvore	NF
<i>Smilax</i> sp.	Smilacaceae	Trepadeira	NF
<i>Thelypteris</i> sp.	Thelypteridaceae	Erva	NF
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Thymelaeaceae	Árvore	NF

CAPÍTULO III

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo demonstra, através de um táxon bioindicador, que a substituição de áreas naturais por silviculturas muda as condições dos ecossistemas, limitando a ocorrência de algumas espécies, principalmente especialistas de campo. As plantações de *P. elliottii* apresentaram altos valores de biodiversidade, mas isto não necessariamente significa que elas conseguem sustentar espécies especialistas de floresta. Mesmo que ela contenha uma parte da diversidade de borboletas, algumas destas espécies utilizam estas áreas principalmente como corredores, para diminuir riscos de predação, diminuição de gasto energético, entre outros. Outra parte, são espécies generalistas que conseguem subsistir em uma ampla gama de condições ambientais e diversidade de recursos e conseqüentemente uma distribuição pouco limitada, permitindo-as se alocar em áreas como as monoculturas de *Pinus* com diferentes anos em sucessão.

As áreas de Floresta nativa com araucaria apresentaram uma diversidade de espécies com um padrão de distribuição mais equitativo. Enquanto o padrão de diversidade nas áreas de *Pinus*, apresenta uma assembleia simplificada com duas espécies que dominam a paisagem, e mesmo com quase 50 anos de sucessão, estas assembleias apresentam baixo recambio de espécies e características que não favorecem a montagem de comunidades encontradas nas áreas de floresta nativa.

As características dos fatores bióticos e abióticos das áreas são determinantes no processo de sucessão é colonização das diferentes espécies. As monoculturas de *Pinus* mudaram drasticamente a paisagem, do que originalmente eram campos, tornando estas áreas em florestas secundarias, e longe de apresentar as características de uma floresta

típicas do local. Estas condições terminam favorecendo outro tipo de espécies, que conseguiram colonizar estas áreas e que possivelmente sustentaram um “novo” ecossistema propício para uma nova comunidade típica de *Pinus* e restritiva para especialistas de florestas.

Nossos resultados mostraram diferenças marcantes entre as áreas de silviculturas de *Pinus elliotti* com áreas de Floresta nativa com Araucaria. Isto indica que a idade não é o único parâmetro para medir a capacidade de um ecossistema para se recuperar e, conseqüentemente, reter espécies locais. É importante ter em conta outros parâmetros que permitam avaliar a dinâmica dos processos de sucessão deste tipo de ambientes. O processo de sucessão é multidirecional e os ecossistemas estão em evolução constante. Muitas vezes, este processo pode resultar em uma recuperação espontânea com espécies vegetais não típicas de floresta ou incluso exóticas, o que pode ocasionar o desenvolvimento independente para cada uma das áreas.

Nosso estudo ratifica novamente a utilidade das borboletas frugívoras como um excelente bioindicador. A presença/ausência das espécies não é o único parâmetro a ter em conta, o conhecimento da história natural, a biologia dos estados imaturos, permitiram entender e avaliar os impactos desta silvicultura no processo de sucessão para a diversidade de borboletas frugívoras. Adicionalmente, o método de amostragem implementado permitiu comparação simultânea entre as áreas e com uma amostra bem representativa. Assim como também a área de estudo, que apresenta as características propícias que nos permitiram a avaliar nossas hipóteses sem contratempos.

Propor novas estratégias de manejo e produção favorece a relação homem-ambiente. Em ecossistemas como a Floresta Ombrófila Mista, que apresenta uma variedade de recursos naturais poderiam ser bem aproveitados de maneira sustentável,

diminuindo o impacto nos ambientes naturais e na sua diversidade, isto favorece ao mesmo tempo a conservação das espécies nativas e em risco destes habitats. Trabalhos em conjunto com as comunidades e a formulação de novas normativas podem facilitar a formulação de sistemas de produção sustentáveis, favorecendo a economia da indústria madeireira brasileira em pequena escala sendo amigáveis com os ambientes vulneráveis as perturbações antrópicas, como os campos da cima da serra.

ANEXO A

Borboletas frugívoras representativas amostradas na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP) em áreas de *Pinus elliottii* de aproximadamente 20 anos (*Pinus* Novo- YP) e 70 anos (*Pinus* Velho - OP) e uma Floresta Atlântica nativa (Floresta Nativa-NF).

YP - OP

*Moneuptychia castrensis**Carminda paeon*

NF

*Forsterinaria quantius**Forsterinaria necys**Taygetis ypthima*